

**UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID**

**ESCUELA TÉCNICA SUPERIOR DE INGENIEROS DE CAMINOS,  
CANALES Y PUERTOS**



**Departamento de Ordenación del Territorio, Urbanismo y Medio Ambiente**

**PROCESOS DE EVOLUCIÓN DE LA  
DESCONTAMINACIÓN "IN SITU" DE SUELOS  
AFECTADOS POR HIDROCARBUROS**

**TESIS DOCTORAL**

**TOMO I**

**LIBRO EXCLUIDO  
DE PRESTAMO**

**Autor: Esther Maroto Arroyo**

**Licenciada en Ciencias Geológicas**

**Director: Juan Manuel Rogel Quesada**

**Doctor Ingeniero de Caminos, Canales y Puertos**

UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID
ETS. INGENIEROS DE CAMINOS
BIBLIOTECA
ENTRADA 58364-1
NUMERO DE LIBRO
INVENTARIO
SIG. NATURA 113C 420 V1

Madrid, 2003

# TESIS DOCTORAL

## PROCESOS DE EVOLUCIÓN DE LA DESCONTAMINACIÓN "IN SITU" DE SUELOS AFECTADOS POR HIDROCARBUROS

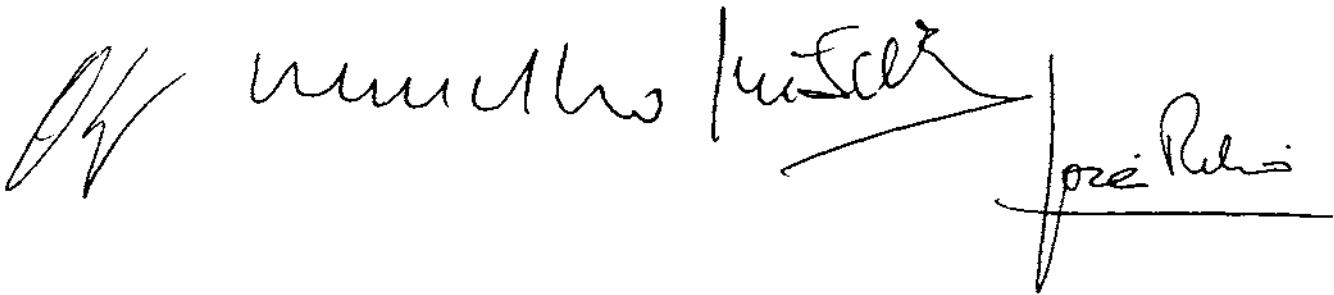
Autor: Esther Maroto Arroyo

### TRIBUNAL CALIFICADOR

Presidente: AURELIO HERNÁNDEZ MUÑOZ

Vocales: CARLOS OTEO HAZO  
JOSE LUIS OVELLEIRO NERVION  
PEDRO EMILIO MARTINEZ ALFARO

SECRETARIO JOSÉ RUBIÓ BOSCH



Handwritten signatures of the members of the Qualifying Tribunal: Aurelio Hernández Muñoz, Carlos Oteo Hazo, José Luis Ovelleiro Nervión, Pedro Emilio Martínez Alfaro, and José Rubió Bosch.

Acuerda otorgarle la calificación de, SOBRESALIENTE CUM LAUDE

Madrid, 20 de JUNIO de 2003



*A mis padres, Felipe y Josefa*

## ÍNDICE GENERAL

*Resumen*

*Abstract*

*Agradecimientos*

*Índice de Siglas*

*Índice de Figuras y Tablas*

### MEMORIA

Índice Memoria

CAPÍTULO I	ANTECEDENTES
CAPÍTULO II	ASPECTOS FUNDAMENTALES ASOCIADOS AL TEMA DE INVESTIGACIÓN
CAPÍTULO III	OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN
CAPÍTULO IV	ESTADO DE LA TÉCNICA
CAPÍTULO V	METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN
CAPÍTULO VI	TRABAJOS DE INVESTIGACIÓN
CAPÍTULO VII	PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS
CAPÍTULO VIII	INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS
CAPÍTULO IX	CONCLUSIONES
CAPÍTULO X	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

**ANEJOS**

**Índice Anejos**

**ANEJO I      INVESTIGACIÓN BIBLIOGRÁFICA**

**ANEJO II     METODOLOGÍA**

**ANEJO III    PRIMERA FASE DE INVESTIGACIÓN**

**ANEJO IV    SEGUNDA FASE DE INVESTIGACIÓN**

**ANEJO V     TERCERA FASE DE INVESTIGACIÓN**

**ANEJO VI    MODELO DE DESCONTAMINACIÓN**

## **RESUMEN**

El trabajo de investigación se ha centrado en la gravísima problemática existente con los suelos contaminados por hidrocarburos, y tendrá por objeto el estudio de la viabilidad de las técnicas de descontaminación "in situ", y de los procesos que actúan en el saneamiento del suelo.

El objetivo de la TESIS DOCTORAL es la determinación -de forma cualitativa y cuantitativa- de aquellos parámetros o variables que afectan directa o indirectamente en el proceso de descontaminación de un acuífero contaminado por hidrocarburos, empleando técnicas de descontaminación "in situ", estableciendo los parámetros que definirán el rendimiento y la eficacia del sistema, optimizando en un futuro las obras de descontaminación.

Para la realización de la investigación se han escogido dos zonas -donde inicialmente existe contaminación de suelos y de aguas subterráneas por hidrocarburos- y en donde se han ubicado dos campos de pruebas, denominados **campo de pruebas nº 1** y **campo de pruebas nº 2**, aplicando técnicas similares de descontaminación "in situ". Para finalizar los trabajos de investigación, los resultados obtenidos se han contrastado con los datos en otros cuatro emplazamiento reales, denominados *emplazamientos de contraste*.

Para la selección del sistema más efectivo se tuvieron en cuenta las características hidrogeológicas y geológicas existentes, así como las características del contaminante y su distribución en el suelo. Se eligió como sistema común y principal la **extracción de vapores orgánicos** del suelo (Soil Vacuum Extration o SVE), al cual se le adicionó una serie de mejoras para conseguir un mayor rendimiento del sistema, basadas en la utilización en conjunto de una serie de técnicas innovadoras consistentes en **inyección de aire** en el suelo (Bioventing), sistema de **alto vacío** (SVA), **bombeo y tratamiento** de aguas contaminadas (Pump&Treat), **biorremediación** y abatimiento del nivel freático.

Una vez estudiado y analizado el Estado de la Técnica y planteados los objetivos de la Tesis Doctoral, la consecución de los trabajos de investigación se han planteado en tres fases, utilizándose en cada una de ellas la siguiente metodología de trabajo:

- Primera fase:** Caracterización geológica e hidrogeológica, y de la contaminación inicial de los campos de pruebas. Diseño del sistema de tratamiento y puesta en marcha.
- Segunda fase:** Control y seguimiento de los campos de pruebas, revisión de los datos obtenidos e interpretación de ensayos.
- Tercera fase:** Análisis e interpretación de resultados. Elaboración de los modelos de descontaminación estimativo, informático y conceptual. Contraste de hipótesis.

Los resultados obtenidos en los dos campos de pruebas han permitido establecer por un lado, cuales son los procesos de eliminación que han hecho posible la descontaminación o saneamiento -del suelo y las aguas contaminadas afectadas- y su evolución a lo largo del tiempo de tratamiento; y por otro lado, determinar las variables y/o parámetros que influyen dentro del sistema de tratamiento y en la evolución de los procesos de eliminación así como la relación y/o ínter actuación entre ellas.

Se ha estudiado y desvelado cuales son los factores que afectan directa o indirectamente en la productividad de la eliminación o extracción del hidrocarburo y que ocasionan el rendimiento y eficacia del sistema de tratamiento.

Se ha propuesto un modelo de descontaminación basado en las tres variables fundamentales: **tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y grado de limpieza**, enfocado hacia la eliminación de la fase absorbida y gaseosa presente en el suelo. Con este modelo se puede determinar de forma numérica y gráfica, el tiempo necesario de tratamiento en función de las características intrínsecas del suelo y de la contaminación existente en el medio, así como el grado de limpieza requerido, considerando dos supuestos:

**Supuesto A:**

Se producen los procesos de volatilización-biodegradación de forma conjunta

**Supuesto B:**

Se producen únicamente procesos de volatilización

Las hipótesis en las que se basa el modelo de descontaminación propuesto se han contrastado, inicialmente, con los modelos de eliminación tradicionales -basados en cálculos estimativos-, con los modelos elaborados mediante programas de simulación informática, y posteriormente, con emplazamientos reales de contraste. Dicho contraste ha permitido corroborar la bondad de las hipótesis supuestas.

El modelo de descontaminación propuesto ayudará a diseñar de forma adecuada el sistema de tratamiento –extracción de vapores del suelo y/o bioventing- en emplazamientos futuros y prever, para un determinado nivel de limpieza, el tiempo de tratamiento necesario.



## **ABSTRACT**

The scope of this investigation is based upon the existing issues about the hydrocarbon contaminated soils. In this work we study the feasibility of the "in situ" remediation technologies and the processes that take part in the soil clean-up.

The aim of this Doctoral Thesis is the qualitative and quantitative determination of those parameters that directly or indirectly are involved in the decontamination process in a hydrocarbon contaminated aquifer, using "in situ" remediation technologies, and establishing the parameters that define the system performance and its effectiveness, optimising soil remediation and aquifer projects in the future.

In this study, two areas have been chosen, named "testing field # 1" and "testing field # 2" where soil and groundwater contamination by hydrocarbons was detected. In both fields, similar decontamination techniques have been applied. The results have been compared with the data obtained from four control sites, used as contrast sites.

For the most effective techniques selection, hydrogeology and geology characteristics were considered, as well as the hydrocarbon characteristic in distribution soil. **Soil Vacuum Extraction** was chosen as the main technique, improved with new techniques based in **bioventing, High Vacuum Extraction, Pump & Treat, bioremediation** and groundwater table depression.

Once analysed the situation of the different Technologies, this study has been planed in three phases using the following method:

- First phase:** Geologic, hydrogeologic and initial contamination characterization in the testing fields. Design up start and of the treatment system.
- Second phase:** Testing field control and follow up, data and analytical assays interpretation.
- Third phase:** Results interpretation. Estimative, computing and conceptual decontamination models design. Hypothesis contrast.



The obtained results in the testing fields provided in one hand, the contaminated soil and water clean-up processes, and their evolution during the remediation treatment. In the other hand, provided determination of the parameters that are involved in the remediation treatment and in the clean-up processes evolution; as well as, the relation or interrelation between those parameters.

We have concluded which factors are directly and indirectly involved in the hydrocarbons clean-up and extraction productivity, and those that improve the treatment system performance.

A decontamination model has been proposed, based in three fundamental parameters: **clean-up time, air renovation rate and clean-up level**, focused in the hydrocarbon sorbed and vapour phase elimination existing in the soil. With this decontamination model, a numeric and graphics representation of the necessary time of treatment can be determined. Two situations have been considered

Case A:

Volatilization and biodegradation processes take place together.

Case B:

Only volatilization processes take place.

The hypothesis, in which the decontamination model has been based, has been compared first with the traditional eliminations models based in estimations. Second, with simulation computing programs; and third with the control sites, showing the reliability of the proposed model.

The decontamination proposed model will help to design in a better way the soil treatment system, applied to soil vacuum extraction and bioventing, permitting to properly estimate for a given remediation level, an associated clean-up time.

## **AGRADECIMIENTOS**

Para la elaboración y desarrollo de la presente Tesis Doctoral ha sido inestimable la ayuda y colaboración obtenida de los siguientes Organismos y personas:

En primer lugar quiero expresar mi agradecimiento a los Ministerios de Ciencia y Tecnología y Educación y Ciencia por la concesión y disfrute de la ayuda de cuatro años, a partir de la cual he podido realizar la presente Tesis Doctoral y especializarme científicamente en el campo de la Ingeniería Ambiental.

También expreso mi reconocimiento y gratitud a D. Juan Manuel Rogel Quesada, director de la Tesis, por el apoyo recibido en la dirección de los trabajos de investigación y su asesoramiento especializado, así como a la empresa Geotecnia y Cimientos S.A. el uso de las instalaciones y la facilidad de medios para la realización de los trabajos de investigación.

Agradezco la UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID y al Dpto. de Ordenación del Territorio, Urbanismo y Medio Ambiente los medios y el asesoramiento científico necesarios para la consecución de la Tesis Doctoral, y en especial a D. Aurelio Hernández Muñoz, catedrático de Ingeniería Sanitaria y Ambiental de la E.I.T.S de Caminos Canales y Puertos, y a D. Aurelio Hernández Lehman, tutor del programa de Doctorado y de los trabajos de investigación.

Mención especial merece la Comunidad de Madrid, y en concreto a D. Carlos Oteo Mazo, su labor de definición de los equipos instrumentales e infraestructuras en los campos de pruebas, fundamental para la puesta en marcha y desarrollo de los mismos.

También debo agradecer a la Consejería de Obras Públicas y Urbanismo por el apoyo recibido a la hora de obtener datos para la realización de esta Tesis Doctoral y el permiso para su publicación, con especial mención a D. Manuel Amáiz Ronda.

Mi agradecimiento también a mis compañeros Pilar Mejías, Paloma de Frutos, Angelines Jurado, Alfredo Álvarez, Pilar Garachana, Emilio Ramírez, José Emilio Sánchez, Juan Soñá, Carlos Navas, Manuel Martí, Adrián Ruiz, Isabel Ródenas, Luis de Ramón y Ramón Viñas, por el apoyo personal y la colaboración recibida, muy especialmente a Alejandro Prados

Pecharromás. No podría dejar de citar a Samuel Andujar, Carlos Pérez y Esteban Ruiz por la delineación de los planos.

Doy las gracias a mis queridos amigos Amelia García, Mamen González, Gema Gómez, Mari Luz Mariscal, Eva Ruiz, Guiomar Martín, Laura García, Isabel Palomino, Raquel González, Begoña Sánchez, Elena Medeiros, Javier González, Fernando Mendoza, José García, Francisco Timón y Juan Manuel Candel, los ánimos y constantes muestras de cariño recibidas.

A mis compañeros de facultad, Eva Lozano, José Manuel Gómez, Marta García, Ana Díaz, Isabel Fernández, y en particular a Francisco Carreño, agradecerles su ayuda y apoyo moral.

Y por último, quisiera recordar y agradecer a toda mi familia, y de manera muy especial, a mis padres y hermanos, la comprensión, ilusión y fuerza recibida para que pudiera desarrollar mi Tesis Doctoral.

**ÍNDICE DE SIGLAS**

ZNS	=	Zona no saturada del suelo
ZS	=	Zona saturada del suelo
$n_T$	=	Porosidad total del suelo
$n_e$	=	Porosidad eficaz del suelo
$n_a$	=	Porosidad al aire del suelo
$k$	=	Permeabilidad o conductividad hidráulica del medio
$k_a$	=	Permeabilidad al aire del suelo
$k_{ra}$	=	Permeabilidad al aire relativa del suelo
$\omega$	=	Humedad del suelo
$\gamma_G$	=	Peso específico de las partículas
$\gamma_d$	=	Densidad seca del suelo
$T$	=	Transmisividad hidráulica
$S$	=	Coefficiente de almacenamiento
HC	=	Hidrocarburo
COV's	=	Compuestos Orgánicos Volátiles
TPH	=	Total Petroleum Hydrocarbons (Hidrocarburos totales del petróleo)
NAPL	=	<i>Non Aqueous Phase Liquids</i> (Compuestos líquidos no miscibles)
LNAPL	=	<i>Light Non Aqueous Phase Liquids</i> (Compuestos líquidos no miscibles menos densos que el agua)
DNAPL	=	<i>Dense Non Aqueous Phase Liquids</i> (Compuestos líquidos no miscibles más densos que el agua)
$H$	=	Constante de Henry
$P_v$	=	Presión de vapor
$T$	=	Temperatura
$J$	=	Flujo de masa volatilizada
$D$	=	Coefficiente de difusión
$\mu$	=	Viscosidad
$K_{ow}$	=	Coefficiente octanol-agua
$C$	=	Concentración
$K_{oc}$	=	Coefficiente de carbono orgánico
$f_{mo}$	=	Fracción de materia orgánica
$K_d$	=	Coefficiente de distribución

R	=	Coefficiente de retardo
V <sub>c</sub>	=	Velocidad de flujo de la carga contaminante
NF	=	Nivel freático
E <sub>ap</sub>	=	Espesor aparente de producto libre
E <sub>r</sub>	=	Espesor real de producto libre
d	=	Densidad
i	=	Gradiente hidráulico
S <sub>w</sub>	=	Saturación en agua
S <sub>rw</sub>	=	Saturación residual en agua
Q	=	Caudal de bombeo de agua
λ	=	Índice de distribución de poros (Brooks&Corey)
h <sub>ce</sub>	=	Presión de entrada de aire
Q <sub>E</sub>	=	Caudal de extracción de aire
Q <sub>iny</sub>	=	Caudal de inyección de aire
PID	=	Detector portátil de fotoionización
LIE	=	Límite inferior de explosividad
q <sub>D</sub>	=	Flujo de aire de Darcy
k <sub>i</sub>	=	Permeabilidad intrínseca
μ	=	Viscosidad dinámica del aire
q	=	Velocidad de flujo de aire
∇P	=	Gradiente de presión
G	=	Centro de gravedad de presión de vacío
k <sub>D</sub>	=	Permeabilidad neumática
t <sub>τ</sub>	=	Tiempo de tránsito
R <sub>inf</sub>	=	Radio de influencia
R <sub>uox</sub>	=	Radio de utilización de oxígeno en el suelo
M <sub>V</sub>	=	Masa de hidrocarburo volatilizada
M <sub>B</sub>	=	Masa de hidrocarburo biodegradada
M <sub>FD</sub>	=	Masa de hidrocarburo extraída en fase disuelta
M <sub>FL</sub>	=	Masa de hidrocarburo extraída en fase libre
M <sub>D</sub>	=	Masa inicial
M <sub>E</sub>	=	Masa eliminada
K <sub>E</sub>	=	Tasa de eliminación
T <sub>L</sub>	=	Tiempo de limpieza
R <sub>V</sub>	=	Coefficiente de volatilización

$K_V$	=	Tasa de volatilización
$R_B$	=	Coefficiente de biodegradación
$K_B$	=	Tasa de biodegradación
$K_{RO_2}$	=	Tasa respirométrica de oxígeno
$K_{RCO_2}$	=	Tasa respirométrica de dióxido de carbono
$R_{FD}$	=	Coefficiente de extracción de fase disuelta
$K_{FD}$	=	Tasa de extracción de fase disuelta
$R_{FL}$	=	Coefficiente de extracción de fase libre
$K_{FL}$	=	Tasa de extracción de fase libre
$T_V$	=	Tiempo de limpieza por volatilización
$T_B$	=	Tiempo de limpieza por biodegradación
$T_{FD}$	=	Tiempo de limpieza por extracción de fase disuelta
$T_{FL}$	=	Tiempo de limpieza por extracción de fase libre
$NRA$	=	Número de renovaciones de aire
$NRA_R$	=	Número de renovaciones de aire reales
$NRA_E$	=	Número de renovaciones de aire estimadas
$TRA$	=	Tasa de renovaciones de aire
$TRA_R$	=	Tasa de renovaciones de aire reales
$TRA_E$	=	Tasa de renovaciones de aire estimadas
$ME_E$	=	Masa de hidrocarburos eliminados estimados
$ME_R$	=	Masa de hidrocarburos eliminados reales
$Q_a$	=	Caudal de aire movilizado
$A$	=	Área bajo la influencia de la presión de vacío
$b$	=	Espesor de zona no saturada
$M_0$	=	Masa de hidrocarburos existentes



## ÍNDICE DE FIGURAS Y TABLAS

### ÍNDICE DE FIGURAS

#### Capítulo IV: Estado del la Técnica

- Fig. IV.1: Perfil Hipotético del suelo (Fuente: Porta et al., 1994)
- Fig. IV.2: Distribución del agua en el subsuelo (Fuente: IGME, 1989)
- Fig. IV.3: Distribución vertical del agua en el suelo (Fuente: Concawe, 1979)
- Fig. IV.4: Diagrama de fase del suelo (Fuente: EUNSA, 1995)
- Fig. IV.5: Esquema de la interfase fluido-sólido (Fuente: Fetter, 1994)
- Fig. IV.6: Esquema del potencial capilar (Fuente: Bonneau et al., 1987)
- Fig. IV.7: Cromatogramas tipo para diversos compuestos o derivados del petróleo (Fuente: Calabrese et al., 1993)
- Fig. IV.8: División entre la sustancia sorbida en solvente y sorbente (Fuente: Lagrega et al., 1996)
- Fig. IV.9: Desorción de un sustancia disuelta (Fuente: Lagrega et al., 1996)
- Fig. IV.10: Modelos de sorción lineales y no lineales (Fuente: Daniel, 1993)
- Fig. IV.11: Isoterma de Freundlich (Fuente: Daniel, 1993)
- Fig. IV.12: Esquema de la disposición de las distintas fases en la zona no saturada (Fuente: EPA, 1998)
- Fig. IV.13: Esquema de la sección de un poro y la distribución de los dos fluidos. (Fuente: Parker, 1989)
- Fig. IV.14: Espesor de hidrocarburo flotante en el pozo de control (Fuente Concawe, 1979)
- Fig. IV.15: Esquema de distribución de las zonas capilares de agua e hidrocarburo sobre el nivel freático.(Fuente: Palmer, 1996)
- Fig. IV.16: Esquema del balance de fuerzas que influyen en la presencia de producto libre sobre el nivel freático y en el espesor observado en el piezómetro (Fuente: Palmer, 1996)
- Fig. IV.17: Esquema de la dispersión mecánica a pequeña escala (Fuente: Lagrega et al., 1996)
- Fig. IV.18: Dispersión mecánica a gran escala (Fuente: Daniel, 1993)
- Fig. IV.19: Procesos que causan la dispersión longitudinal (Fuente: Fetter, 1994)



- Fig. IV.20: Curva de histéresis de la relación succión-contenido de agua (Fuente: Palmer, 1996)
- Fig. IV.21: Curvas de permeabilidad al aire para distintos materiales (Fuente: Fredlund, 1993)
- Fig. IV.22: Modelos conceptuales diferentes de contaminación por NAPL: a) contaminante en disolución; b) LNAPL y c) DNAPL (Fuente: ITGE, 1990)
- Fig. IV.23: Esquema de aparición del producto libre en los pozos de control y en el nivel freático. (Fuente Concauwe, 1978)
- Fig. IV. 24: Flujos de electrones y de energía típicos en una célula bacteriana. (Fuente: Levin et all, 1997)
- Fig. IV. 25: Procesos metabólicos en la degradación del residuo (fuente: Lagrega et al, 1996)
- Fig. IV. 26: Esquema de la teoría de los electrones (Fuente: Stumm and Morgan, 1981)
- Fig. IV.27: Hidrólisis de los compuestos alquílicos clorado (Fuente: Lagrega et al., 1996)
- Fig. IV.28: Esquema general de un sistema de bombeo y tratamiento (Fuente: Manual Multi-Phase Extration, 1999)
- Fig. IV. 29: Esquema de un tratamiento de Extracción de Vapores del suelo (Fuente, Federal Remediation Technologies Roundtable, 2001)
- Fig. IV.30: Esquema de un sistema de Bioventing en el suelo (Fuente: ITGE, 1995)
- Fig. IV.31: Esquema de un sistema de Air Sparging (Fuente: EPA, 1996)
- Fig. IV.32: Diagrama de un diseño idealizado de biorrecuperación in situ (Fuente: Levin et al., 1997)
- Fig. IV.33: Sistema de lavado de suelo (Fuente: EPA, 1996)
- Fig. IV.34: Esquema de un sistema de bombeo (Fuente: ITGE, 1991)
- Fig. IV. 35: Curvas de permeabilidad al aire y al agua en función del contenido en agua en el suelo (Fuente: Wilson, 1995)
- Fig. IV. 36: Líneas de flujo hacia un pozo de extracción de aire (Fuente: IGTE, 1995)
- Fig. IV: 37: Esquema de la geometría y volumen del suelo expuesto a los efectos de un pozo de extracción (Fuente: Wilson, 1995)

## **Capítulo V: Metodología de la Investigación**

- Fig. V.1: Esquema de los piezómetros de investigación
- Fig. V.2: Esquema de los pozos de los campos de pruebas
- Fig. V.3. Cromatograma de una gasolina y un queroseno

- Fig. V.4: Ejemplo de curva de calibración
- Fig. V.5: Esquema de la presencia de espesor real y aparente de producto libre sobrenadante
- Fig. V.6: Curvas de interpretación ensayo de baildown

## **Capítulo VI: Trabajos de Investigación**

- Fig. VI. 1. Corte geológico esquemático de la zona de investigación
- Fig. VI. 2. Esquema en planta de la localización de pozos y sistema de tratamiento
- Fig. VI.3: Esquema del sistema de tratamiento
- Fig. VI.4: Esquema constructivo de los pozos de extracción/bombeo, inyección de aire y control del campo de pruebas nº 1
- Fig. VI.5: Esquema de situación de los pozos en el campo de pruebas nº 1
- Fig. VI.6: Perfil longitudinal geológico y de la distribución de la contaminación en el campo de pruebas nº 1
- Fig. VI.7: Esquema constructivo de los pozos de extracción/bombeo, inyección de aire y control del campo de pruebas nº 2
- Fig. VI.8: Esquema de situación de los pozos en el campo de pruebas nº 2
- Fig. VI.9: Perfil geológico longitudinal y de distribución de la contaminación del campo de pruebas nº 2
- Fig. VI.10: Evolución de COV's en los conjuntos I y D
- Fig. VI.11: Picos máximos y mínimos de COV's del Ramal D
- Fig. VI.12: Picos máximos y mínimos de COV's del Ramal I
- Fig. VI.13: Evolución del Conjunto D de COV's frente a la media de los pozos del ramal I
- Fig. VI.14: Evolución del Conjunto I de COV's frente a la media de los pozos del ramal D
- Fig. VI.15: Evolución de COV's en pozos individuales del Ramal D
- Fig. VI.16: Evolución de COV's en pozos individuales del Ramal I
- Fig. VI.17: Evolución de la explosividad (% LIE hexano) en los conjuntos I y D
- Fig. VI.18: Picos de explosividad máximos y mínimos del conjunto I
- Fig. VI.19: Picos máximos y mínimos del conjunto D
- Fig. VI.20: Evolución de los picos de explosividad hexano-nonano para el conjunto I y D
- Fig. VI.21: Curva de correlación hexano-nonano para el conjunto I y D
- Fig. VI.22: Evolución de la concentración de metano (ppm)
- Fig. VI.23: Evolución de la concentración de dióxido de carbono (ppm)
- Fig. VI.24: Evolución de la temperatura (°C)

- Fig. VI.25: Evolución espesores aparentes en los pozos del ramal I
- Fig. VI.26: Evolución espesores aparentes en los pozos del ramal D
- Fig. VI.27: Volumen total extraído por los pozos del ramal I y el D y en total en los ramales I y D.
- Fig. VI.28: Evolución del caudal de extracción en el tiempo en ambos ramales
- Fig. VI.29: Evolución de la presión de vacío en los pozos del ramal I
- Fig. VI.30: Evolución de la presión de vacío en los pozos del ramal D
- Fig. VI.31: Evolución de la presión de vacío en los pozos de control cortos y largos
- Fig. VI.32: Evolución de la presión de vacío en los pozos de inyección cortos
- Fig. VI.33: Evolución de la retirada de producto libre
- Fig. VI.34: Evolución de la concentración de TPH en aguas subterráneas en la entrada I+D
- Fig. VI.35: Evolución de TPH en los conjuntos I y D
- Fig. VI.36: Evolución de los picos máximos y mínimos de concentración de TPH en el conjunto I y D
- Fig. VI.37: Evolución de la fracción volátil (%) en el conjunto I y D
- Fig. VI.38: Plano de situación de los sondeos de comprobación en el campo nº 1
- Fig. VI.39: Evolución del TPH con la profundidad durante el tiempo de tratamiento
- Fig. VI.40: Evolución de la fracción volátil con el sistema de tratamiento
- Fig. VI.41: Espesor real inicial de producto libre
- Fig. VI.42: Espesor real de producto libre a los 80 días de tratamiento
- Fig. VI.43: Espesor real de producto a los 154 días del tratamiento
- Fig. VI.45: Evolución de COV's iniciales en conjunto I y D
- Fig. VI.46: Evolución de los COV's durante el control de 24 horas
- Fig. VI.47: Evolución de COV's en los conjuntos I y D
- Fig. VI.48: Picos máximos y mínimos en el ramal I
- Fig. VI.49: Picos máximos y mínimos del ramal D
- Fig. VI.50: Evolución de COV's en los pozos individuales del ramal I
- Fig. VI.51: Evolución de COV's en los pozos individuales del ramal D.
- Fig. VI.52: Evolución de los Conjunto I y D de COV's frente a la media de los pozos del ramal I y D
- Fig. VI.53: Resultados de la prueba de control de explosividad
- Fig. VI.54: Evolución de la explosividad (% LIE de hexano) en los conjunto I y D.
- Fig. VI.55: Picos de explosividad máximos y mínimos del conjunto I
- Fig. VI.56: Picos explosividad máximos y mínimos del conjunto D

- Fig. VI.57: Evolución de la explosividad en los pozos del ramal I y D
- Fig. VI.58: Evolución de la explosividad hexano-nonano en el conjunto I y D
- Fig. VI.59: Evolución de los picos de explosividad hexano-nonano en el conjunto I y D
- Fig. VI.60: Curva de correlación hexano-nonano para el conjunto I y D
- Fig. VI.61: Evolución de la concentración de metano
- Fig. VI.62: Evolución de la concentración de dióxido de carbono (ppm)
- Fig. VI.63: Evolución de la temperatura (°C)
- Fig. VI.64: Evolución de la temperatura en la prueba de temperatura (°C)
- Fig. VI.65: Caudal de extracción en los pozos del ramal I de la prueba inicial de extracción
- Fig. VI.66: Caudal de extracción en los pozos del ramal D de la prueba inicial de extracción
- Fig. VI.67: Volumen diario extraído en los pozos del ramal I y D y el global de cada ramal
- Fig. VI.68: Evolución del caudal de extracción en el tiempo
- Fig. VI.69: Evolución de la presión de vacío en los pozos del ramal I
- Fig. VI.70: Evolución de la presión de vacío en los pozos del ramal D
- Fig. VI.71: Evolución de la presión de vacío en los pozos de control cortos
- Fig. VI.72: Evolución de la presión de vacío en los pozos de inyección cortos
- Fig. VI.73: Evolución del TPH en los conjuntos I y D
- Fig. VI.74: Línea evolutiva del TPH gas en ramales I y D.
- Fig. VI.75: Picos máximos y mínimos de TPH en el conjunto I
- Fig. VI.76: Picos máximos y mínimos de TPH en conjunto D
- Fig. VI.77: Evolución de la fracción volátil (%) en el conjunto I y D
- Fig. VI.78: Evolución del TPH con la profundidad durante el tiempo de tratamiento
- Fig. VI.79: Evolución de la fracción volátil con el sistema de tratamiento
- Fig. VI. 80: Localización de los sondeos de comprobación (campo de pruebas nº 2)
- Fig. VI.81: Evolución de COV's
- Fig. VI.82: Evolución del TPH
- Fig. VI.83: Evolución de caudales de extracción en pozos I y D vacío
- Fig. VI.84: Evolución de la presión de vacío en los pozos I y D

## **Capítulo VII: Presentación y discusión de resultados**

- Fig. VII.0: Curva espesor real de producto libre – caudal de extracción de producto libre (en arcillas arenosas)

- Fig. VII.1: Tiempo de limpieza estimado por volatilización
- Fig. VII.2: Tiempo de limpieza estimado por extracción de fase libre
- Fig. VII.3 : Distribución de las capas y materiales definidos
- Fig. VII.4: Vectores de velocidad de flujo del aire
- Fig. VII.5: Isobaras de presión de vacío
- Fig. VII.6 : Evolución de la saturación en agua en profundidad
- Fig. VII.7 Masa total existente en el medio respecto al tiempo de tratamiento
- Fig. VII. 8: Masa total eliminada en el tiempo de tratamiento
- Fig. VII.9 Masa absorbida en el medio respecto al tiempo de tratamiento
- Fig. VII.10: Curva distancia-descenso
- Fig. VII.11: Recta de Jacob
- Fig. VII.12: Coeficiente de distribución ( $K_d$ ) – aparición de producto libre
- Fig. VII.13: Isoterma de sorción-presencia de producto libre
- Fig. VII.14: Líneas de flujo de aire al ejercer una determinada presión de vacío en el pozo de extracción (fuente: SVE Manual, 1995)
- Fig. VII.15: Área de influencia de vacío y centro de gravedad de presión de vacío
- Fig. VI.16: Perfil transversal del área de influencia de vacío
- Fig. VII.17: Área de paso de flujo a través del cilindro.
- Fig. VII.18: Curva caudal de bombeo-radio de influencia
- Fig. VII.19: Perfil estratigráfico
- Fig. VII.20: Evolución del nivel piezométrico a lo largo del tiempo de tratamiento
- Fig. VII.21: Condiciones iniciales de piezometría
- Fig. VII.22: Piezometría y área de llamada de bombeo en el primer periodo de bombeo (septiembre 1998)
- Fig. VII.23: Migración de partículas de agua y área de influencia del bombeo
- Fig. VII.24: Piezometría y área de llamada de bombeo en el segundo periodo de bombeo (noviembre 1998)
- Fig. VII.25: Migración de partículas de agua y área de influencia del bombeo
- Fig. VII.26: Piezometría y área de llamada de bombeo en el tercer periodo de bombeo (enero 1999)
- Fig. VII.27: Migración de partículas de agua y área de influencia del bombeo
- Fig. VII.28: Radio de influencia de presión de vacío para el campo de pruebas nº 1
- Fig. VII.29: Radio de influencia para la extracción de aire (campo nº 1)
- Fig. VII.30: Áreas de influencia de la inyección de aire
- Fig. VII.31: Esquema de la influencia de la inyección de aire en el nivel freático

- Fig. VII.32: Radios de influencia de utilización de oxígeno con el tiempo
- Fig. VII.33: Radios y áreas de influencia de utilización de oxígeno mayores y menores
- Fig. VII.34: Distribución de los hidrocarburos iniciales:
- Fig. VII.35: Distribución de los hidrocarburos en el subsuelo con el tiempo de tratamiento (kg)
- Fig. VII.36: Hidrocarburos extraídos por volatilización total y en ambos ramales (kg)
- Fig. VII.37: Extracción de hidrocarburos en fase disuelta mediante bombeo
- Fig. VII.38: Extracción de producto libre con el tiempo tratamiento
- Fig. VII.39: Acontecimientos relacionados con la evolución de la productividad
- Fig. VII.40: Evolución de la biodegradación con el tiempo de tratamiento
- Fig. VII.41: Evolución de la eliminación de hidrocarburos con el tiempo de tratamiento (%)
- Fig. VII.42: Evolución de la eliminación de hidrocarburos con el tiempo de tratamiento (%)
- Fig. VII.43: Distribución hidrocarburos iniciales y distribución de la eliminación de la contaminación
- Fig. VII.44: Curvas de evolución de la contaminación – descontaminación (Campo n° 1)
- Fig. VII. 45: Modelos de eliminación de la contaminación
- Fig. VII.47: Curvas de representación de comportamiento del segundo modelo de eliminación
- Fig. VII.48: Curvas de evolución masa eliminada – tiempo para cada proceso de eliminación
- Fig. VII.49: Evolución del coeficiente de volatilización con el tiempo
- Fig. VII.50:  $\ln M_0/M_V$  - tiempo tratamiento en Ramal I y Ramal D
- Fig. VII.51: Coeficiente volatilización ( $K_V$ )- tiempo tratamiento en Ramal I y Ramal D
- Fig. VII.52: Acontecimientos relacionados con la evolución de la tasa de volatilización
- Fig. VII.53. Evolución del coeficiente de biodegradación con el tiempo
- Fig. VII.54:  $\ln M_0/M_B$  - tiempo de tratamiento en Ramal I y ramal D
- Fig. VII.55: Tasa de biodegradación ( $K_B$ )- tiempo tratamiento en Ramal I y Ramal D
- Fig. VII.56: Acontecimientos relacionados con la evolución de la tasa de biodegradación
- Fig. VII.57: Tasa respirométrica de oxígeno ( $\text{Kg O}_2/\text{kg HC}$ )
- Fig. VII.58: Tasa respirométrica de dióxido de carbono ( $\text{kg CO}_2/\text{kg HC}$ )
- Fig. VII.59: Evolución de la concentración total de oxígeno y dióxido de carbono
- Fig. VII.60: Tasa respirométrica de oxígeno global ( $K_{RO2}$ )
- Fig. VII.61: Evolución de las tasas respirométricas con el tiempo tratamiento
- Fig. VII.62: Evolución del coeficiente de extracción de la fase disuelta con el tiempo
- Fig. VII.63:  $\ln M_0/M_D$  – tiempo tratamiento

- Fig. VII.64: Tasa de extracción de la fase disuelta ( $K_{FD}$ ) con el tiempo de tratamiento
- Fig. VII.65: Evolución del coeficiente de extracción de la fase libre con el tiempo
- Fig. VII.66:  $\ln M_0/V_{FL}$  – tiempo de tratamiento
- Fig. VII.67: Tasa de extracción de la fase libre ( $K_{FL}$ ) con el tiempo de tratamiento
- Fig. VII.68: Acontecimientos relacionados con la evolución de la tasa de extracción de producto libre
- Fig. VII.71: Tiempo de limpieza por volatilización
- Fig. VII.73: Tiempo de limpieza real por biodegradación
- Fig. VII.74: Tiempo de eliminación extracción de la fase disuelta
- Fig. VII.75: Tiempo de eliminación extracción de la fase libre
- Fig. VII.76: Coeficiente real de eliminación o descontaminación en el tiempo de tratamiento
- Fig. VII.77: Evolución del coeficiente de eliminación real en la línea de aire (extracción de gases e inyección de aire)
- Fig. VII.78: Evolución del coeficiente real de eliminación en la línea de agua (bombeo de producto libre y fase disuelta)
- Fig. VII.79: Evolución del coeficiente real de descontaminación total

## **CAMPO DE PRUEBAS Nº 2**

- Fig. VII.80: Tiempo de limpieza estimado por volatilización
- Fig. VII.81: Distribución de las capas y materiales definidos
- Fig. VII.82: Vectores de velocidad de flujo del aire
- Fig. VII.83: Isobaras de presión de vacío
- Fig. VII.84: Evolución de la saturación en agua en profundidad
- Fig. VII.85: Masa total existente en el medio respecto al tiempo de tratamiento
- Fig. VII.86: Masa total eliminada en el tiempo de tratamiento
- Fig. VII.87: Curva distancia-descenso
- Fig. VII.88: Recta de Jacob
- Fig. VII.89: Coeficiente de distribución ( $K_d$ ) – aparición de producto libre
- Fig. VII.90: Isotherma de sorción lineal
- Fig. VII.91: Área de influencia de vacío y centro de gravedad de presión de vacío
- Fig. VII.92: Perfil transversal del área de influencia de vacío
- Fig. VII.93: Curva caudal de bombeo-radio de influencia
- Fig. VII.94: Perfil estratigráfico

- Fig. VII.95: Evolución del nivel piezométrico a lo largo del tiempo de tratamiento
- Fig. VII.96: Condiciones iniciales de piezometría
- Fig. VII.97: Piezometría y área de llamada de bombeo en el primer periodo de bombeo (septiembre 1998)
- Fig. VII.98: Migración de partículas de agua y área de influencia del bombeo
- Fig. VII.99: Piezometría y área de llamada de bombeo en el segundo periodo de bombeo (octubre 1998)
- Fig. VII.100: Migración de partículas de agua y área de influencia del bombeo
- Fig. VII.101: Piezometría y área de llamada de bombeo en el tercer periodo de bombeo (enero 1999)
- Fig. VII.102: Migración de partículas de agua y área de influencia del bombeo
- Fig. VII.103: Radio de influencia de vacío individual (m)
- Fig. VII.104: Radios de influencia de vacío para el conjunto de pozos
- Fig. VII.105: Radio de influencia para el campo de pruebas n° 2
- Fig. VII.106: Radio de influencia para la extracción de aire
- Fig. VII. 107: Área de influencia de la extracción de aire y de la presión de vacío para el campo de pruebas
- Fig. VII.108: Radios de influencia de utilización de oxígeno con el tiempo
- Fig. VII.109: Áreas de influencia de utilización de oxígeno
- Fig. VII.110: Distribución de los hidrocarburos iniciales (%)
- Fig. VII.111: Distribución de los hidrocarburos en el subsuelo con el tiempo de tratamiento (kg)
- Fig. VII.112: Hidrocarburos extraídos por volatilización total y en ambos ramales (kg)
- Fig. VII.113: Acontecimientos relacionados con la evolución de la productividad de la volatilización
- Fig. VII.114: Extracción de hidrocarburos en fase disuelta mediante bombeo
- Fig. VII.115: Evolución de la biodegradación con el tiempo de tratamiento
- Fig. VII.116: Acontecimientos relacionados con la productividad de la biodegradación
- Fig. VII.117: Evolución de la eliminación de hidrocarburos con el tiempo de tratamiento (%)
- Fig. VII.118: Evolución de la eliminación de hidrocarburos con el tiempo de tratamiento (%)
- Fig. VII.119: Distribución inicial y distribución de la eliminación de la contaminación
- Fig. VII.120: Curvas de evolución de la contaminación-descontaminación
- Fig. VII.121: Curvas de evolución masa eliminada – tiempo para cada proceso de eliminación
- Fig. VII.122: Evolución del coeficiente de volatilización con el tiempo



- Fig. VII.123:  $\ln M_0/C$  - tiempo tratamiento en Ramal I y Ramal D
- Fig. VII.124: Coeficiente volatilización ( $K_V$ )- tiempo tratamiento en Ramal I y Ramal D
- Fig. VII.125: Acontecimientos relacionados con la evolución de la tasa de volatilización
- Fig. VII.126: Evolución del coeficiente de biodegradación con el tiempo
- Fig. VII.127:  $\ln M_0/M$  - tiempo de tratamiento en Ramal I y ramal D
- Fig. VII.128: Tasa de biodegradación ( $K_B$ )- tiempo tratamiento en Ramal I y Ramal D
- Fig. VII.129: Acontecimientos relacionados con la evolución de la tasa de biodegradación
- Fig. VII.130: Tasa respirométrica de oxígeno ( $\text{Kg O}_2/\text{kg HC}$ )
- Fig. VII.131: Tasa respirométrica de dióxido de carbono ( $\text{kg CO}_2/\text{kg HC}$ )
- Fig. VII.132: Evolución de la concentración total de oxígeno y dióxido de carbono
- Fig. VII.133: Tasa respirométrica de oxígeno global ( $K_{RO_2}$ )
- Fig. VII.134: Evolución de las tasas respirométricas con el tiempo tratamiento
- Fig. VII.135: Evolución del coeficiente de extracción de la fase disuelta con el tiempo
- Fig. VII.136:  $\ln M_0/M_D$  - tiempo tratamiento
- Fig. VII.137: Tiempo de limpieza por volatilización
- Fig. VII.138: Tiempo de limpieza real por biodegradación
- Fig. VII.139: Tiempo de eliminación extracción de la fase disuelta
- Fig. VII.140: Tasa real de eliminación en el tiempo de tratamiento
- Fig. VII.141: Evolución de la tasa de eliminación real en la línea de aire (extracción de gases e inyección de aire)
- Fig. VII.142: Evolución de la tasa real de eliminación en la línea de agua (bombeo de fase disuelta)
- Fig. VII.143: Evolución de la tasa real de eliminación total

### **Capítulo VIII: Presentación y discusión de resultados**

- Fig. VIII.1: Relación COV's-Explosividad – TPH en el ramal I (Campo n° 1)
- Fig. VIII.2: Relación COV's-Explosividad – TPH en el ramal D (Campo n° 1)
- Fig. VIII.3: Relación COV's –TPH en ramal I y D (Campo de pruebas n° 1)
- Fig. VIII.4: Recta de calibración TPH –COV's (Campo n° 1)
- Fig. VIII.5: Relación Explosividad – TPH en ramales I y D (Campo de pruebas n° 1)
- Fig. VIII.6: Relación TPH – explosividad medias (Campo n° 1)
- Fig. VIII.7: Curva de correlación hexano-nonano (Campo de pruebas n° 1)
- Fig. VIII.8: Relación COV's-Explosividad – TPH en el ramal I (Campo n° 2)
- Fig. VIII.9: Relación COV's-Explosividad – TPH en el remal D (Campo n° 1)

- Fig. VIII.10: Relación COV's –TPH en ramal I y D (Campo de pruebas nº 2)
- Fig. VIII.11: Recta de calibración TPH –COV's (Campo de pruebas nº 2)
- Fig. VIII.12: Relación Explosividad – TPH en ramales I y D (Campo de pruebas nº 2)
- Fig. VIII.13: Relación TPH – explosividad medias (Campo nº 2)
- Fig. VIII.14: Curva de correlación hexano-nonano (Campo de pruebas nº 2)
- Fig. VIII.15: Evolución de caudales de extracción de aire y concentración de TPH (Campo nº 1)
- Fig. VIII.16: Relación entre caudales de extracción de aire y TPH (campo nº 1)
- Fig. VIII.17: Recta Caudal – TPH (Campo nº 1)
- Fig. VIII.18: Relación caudal aire – COV's (Campo nº 1)
- Fig. VIII.19: Recta Caudal aire – COV's (campo nº 1)
- Fig. VIII.20: Relación caudal de aire – explosividad (campo nº 1)
- Fig. VIII.21: Recta caudal aire – explosividad (campo nº 1)
- Fig. VIII.22: Evolución de caudales de extracción de aire y concentración de TPH (Campo nº 2)
- Fig. VIII.23: Relación entre caudales de extracción de aire y TPH (campo nº 2)
- Fig. VIII.24: Recta Caudal – TPH (Campo nº 2)
- Fig. VIII.25: Relación caudal aire – COV's (Campo nº 2)
- Fig. VIII.26: Recta Caudal aire – COV's (campo nº 2)
- Fig. VIII.27: Relación caudal de aire – explosividad (campo nº 2)
- Fig. VIII.28: Recta caudal aire – explosividad (campo nº 2)
- Fig. VIII.29: Relación caudal de extracción de aire y presión de vacío medias (Campo nº 1)
- Fig. VIII.30: Recta de proporcionalidad caudal aire- presión de vacío (campo nº 1)
- Fig. VIII.31: Caudal de extracción aire – distancia radial al centro de vacío (campo nº 1)
- Fig. VIII.32: Presión de vacío – distancia radial (Campo nº 1)
- Fig. VIII.33: Caudal de extracción de aire – tiempo de tratamiento (campo nº 1)
- Fig. VIII.34: Presión de vacío– tiempo de tratamiento (campo nº 1)
- Fig. VIII.35: Evolución COV's, explosividad y caudal con inyección (Campo nº 1)
- Fig. VIII.36: Relación caudal de extracción de aire y presión de vacío medias (Campo nº 2)
- Fig. VIII.37: Recta de proporcionalidad caudal aire- presión de vacío (campo nº 2)
- Fig. VIII.38: Caudal de extracción aire – distancia radial (campo nº 2)
- Fig. VIII.39: Presión de vacío – distancia radial (Campo nº 2)
- Fig. VIII.40: Caudal de extracción de aire – tiempo de tratamiento (campo nº 2)
- Fig. VIII.41: Presión de vacío – tiempo de tratamiento (campo nº 2)

- Fig. VIII.42: Gráfico de evolución de la fracción volátil y cadenas de carbono en el tiempo
- Fig. VIII.43: Relación entre la humedad del suelo y la porosidad al aire (Campo nº 1)
- Fig. VIII.44: Permeabilidad al aire y porosidad al aire con el tiempo tratamiento (Campo nº 1)
- Fig. VIII.45: Relación entre la humedad del suelo y la porosidad al aire (campo nº 2)
- Fig. VIII.46: Permeabilidad al aire y porosidad al aire con el tiempo tratamiento (campo nº 2)
- Fig. VIII.47: Permeabilidad al aire y humedad del suelo con el tiempo tratamiento (Campo nº 2)
- Fig. VIII.48: Oscilación del nivel piezométrico real con la inyección de aire (campo nº 1)
- Fig. VIII.49: Caudal de extracción de aire y espesor zona no saturada (campo nº 1)
- Fig. VIII.50: Recta caudal aire – espesor ZNZ (Campo nº 1)
- Fig. VIII.51: TPH en gases – espesor de ZNS (Campo nº 1)
- Fig. VIII.52: Recta TPH en gases – espesor ZNZ (Campo nº 1)
- Fig. VIII.53: Oscilación del nivel piezométrico real con la inyección de aire (Campo nº 2)
- Fig. VIII.54: Caudal de extracción de aire y espesor zona no saturada (campo nº 2)
- Fig. VIII.55: Recta caudal aire – espesor ZNZ (Campo nº 2)
- Fig. VIII.56: TPH en gases – espesor de ZNS (Campo nº 2)
- Fig. VIII.57: Recta TPH en gases – espesor ZNZ (Campo nº 2)
- Fig. VIII.58: Volumen de aire movilizado y masa total de hidrocarburos eliminados (campo nº 1)
- Fig. VIII.59: Relación entre el volumen de aire extraído, inyectado y la masa de hidrocarburos volatilizada y biodegradada (Campo nº 1)
- Fig. VIII.60: Relación volumen de aire movilizado- masa de hidrocarburos volatilizados
- Fig. VIII.61: Relación volumen de aire inyectado – masa volatilizada
- Fig. VIII.62: Relación volumen de aire inyectado – masa de hidrocarburos biodegradada (Campo nº 1)
- Fig. VIII.63: Volumen de aire movilizado y masa total de hidrocarburos eliminados (campo nº 2)
- Fig. VIII.64: Relación entre el volumen de aire extraído, inyectado y la masa de hidrocarburos volatilizada y biodegradada (Campo nº 2)
- Fig. VIII.65: Relación volumen aire movilizado- masa hidrocarburos volatilizados (campo nº 2)
- Fig. VIII.66: Relación volumen de aire inyectado – masa volatilizada (campo nº 2)

- Fig. VIII.67: Relación volátil de aire inyectado – masa hidrocarburos biodegradada (Campo nº 2)
- Fig. VIII.68: Velocidad de flujo y Darcy de aire frente a la distancia al centro de gravedad (campo nº 1)
- Fig. VIII.69: Evolución de la velocidad de aire con el tiempo de tratamiento
- Fig. VIII.70: Tiempos de tránsito respecto a la distancia al centro de gravedad del vacío
- Fig. VIII.71: Tiempo de transito en función de la velocidad de flujo durante el tiempo de tratamiento
- Fig. VIII.72: Velocidad de flujo y Darcy de aire frente a la distancia al centro de gravedad (campo nº 2)
- Fig. VIII.73: Evolución de la velocidad de aire con el tiempo de tratamiento
- Fig. VIII.74: Tiempos de tránsito respecto a la distancia al centro de gravedad del vacío
- Fig. VIII.75: Evolución de los tiempos de tránsito con el tiempo de tratamiento
- Fig. VIII. 76: Esquema conceptual del volumen de aire movilizado y posible en el suelo
- Fig. VIII.77: Número de renovación aire real y estimado – tiempo de limpieza (campo nº 1)
- Fig. VIII.78: Numero de renovaciones aire real y estimado – tiempo de limpieza (campo nº 2)
- Fig. VIII.79: Número de renovación de aire estimada – masa hidrocarburos por eliminar estimados (campo nº 1)
- Fig. VIII.80: Número de renovación de aire estimada – masa hidrocarburos estimados por eliminar (campo nº 2)
- Fig. VIII.81: Número de renovación de aire real – masa hidrocarburos por eliminar (campo nº 1)
- Fig. VIII.82: Número de renovación de aire real – masa hidrocarburos por eliminar (campo nº 2)
- Fig. VIII.83: Evolución real/estimada del nº de renovaciones de aire y la masa a eliminar (campo nº1)
- Fig. VIII.84: Evolución real/estimada del nº de renovaciones de aire y la masa a eliminar (campo nº 2)
- Fig. VIII.85: Evolución real/estimada del nº de renovaciones de aire y la masa a eliminar (emplazamiento de contraste 1)
- Fig. VIII.86: Volumen de aire movilizado y la masa eliminada por m<sup>3</sup> de suelo (Campo nº 1)
- Fig. VIII.87: Volumen de aire movilizado y la masa eliminada por m<sup>3</sup> de suelo (Campo nº 2)
- Fig. VIII.88: Curva de descontaminación real y estimada del campo de pruebas nº 1
- Fig. VIII.89: Curva de descontaminación real y estimada del campo de pruebas nº 2

- Fig. VIII.90: Curva de descontaminación real y estimada del emplazamiento de contraste 1
- Fig. VIII.91: TIEMPO DE LIMPIEZA – Nº RENOVACIONES DE AIRE (VOLATILIZACIÓN + BIODEGRADACIÓN)
- Fig. VIII.92: TIEMPO DE LIMPIEZA – Nº RENOVACIONES DE AIRE (VOLATILIZACIÓN sin biodegradación)

### **Capítulo IX: Conclusiones**

- Fig. IX.1: Evolución de los procesos de evolución de la descontaminación
- Fig. IX.2: Evolución y acontecimientos relacionados con la volatilización
- Fig. IX.3: Evolución y acontecimientos relacionados con la extracción de fase libre
- Fig. IX.4: Evolución y acontecimientos relacionados con la biodegradación
- Fig. IX.5: Evolución y acontecimientos relacionados con la extracción de fase disuelta
- Fig. IX.6: Curvas de evolución de la contaminación –descontaminación
- Fig. IX.7: Número de renovación de aire real y estimado respecto al tiempo de limpieza
- Fig. IX.8: Evolución real/estimada del nº de renovación es de aire y la masa de hidrocarburos a eliminar (modelo descontaminación estimativo y real)
- Fig. IX.9: TIEMPO DE LIMPIEZA – Nº RENOVACIONES DE AIRE (VOLATILIZACIÓN + BIODEGRADACIÓN)
- Fig. IX.10: TIEMPO DE LIMPIEZA – Nº RENOVACIONES DE AIRE (VOLATILIZACIÓN)

## **ÍNDICE DE TABLAS**

### **Capítulo IV: Estado del la Técnica**

- Tabla IV.1: Tipo de partícula según tamaño de las mismas (Fuente: Custodio y Llamas, 1983)
- Tabla IV.2: Valores de porosidad (Fuente: Custodio y Llamas, 1983)
- Tabla IV.3: Valores de capacidad de campo para distintos materiales (Fuente: Bonneau et al., 1987)
- Tabla IV.4: Valores típicos de porosidad, tamaño de partículas y densidad húmeda (Fuente: Fredlund, 1993)
- Tabla IV. 5: Valores de permeabilidad (Fuente: Custodio y Llamas, 1983)
- Tabla IV.6: Valores de transmisividad para distintos materiales (Fuente: Villanueva et al., 1984)
- Tabla IV.7: Valores de coeficiente de almacenamiento en función del tipo de acuífero (Fuente: Villanueva et al., 1984 )
- Tabla IV.8: Composición de los hidrocarburos derivados de petróleo (en %) (Fuente: Bruya, 1995)
- Tabla IV.9: Constituyentes de algunos hidrocarburos derivados del petróleo (Fuente: Bruya, 1995)
- Tabla IV.10: Números de carbono según la fracción de hidrocarburo (Fuente: Testa y Winergardner, 1991)
- Tabla IV.11: Densidades de algunos hidrocarburos (Fuente: Manual del programa HSSM, 1997)
- Tabla IV.12: Correlación entre el Koc y las propiedades químicas (Fuente Testa y Winergardner, 1991)
- Tabla IV.13: Constante de adsorción para compuestos orgánicos hidrófobos (Fuente: Riser-Roberts, 1996)
- Tabla IV.14: Constante de adsorción para compuestos orgánicos hidrófilos (Fuente: Riser-Roberts, 1996)
- Tabla IV.15: Características físicas y químicas de los fenómenos de adsorción (Fuente McBride, 1994)
- Tabla IV.16: Principales grupos de contaminantes orgánicos con indicación de compuestos representativos de cada grupo y algunas propiedades fisico-químicas representativas (Fuente: Mc Bride, 1994)
- Tabla IV.17: Capacidad de retención de hidrocarburos (Fuente: Concawe, 1979)
- Tabla IV.18: Capacidad retentiva de combustibles en varios tipos de suelos en ppm. (Fuente: Lagrega et al., 1996)

- Tabla IV.19: Capacidad de intercambio de cationes por los materiales arcillosos (Fuente: Lagrega et al., 1996)
- Tabla IV.20: Tipos de fases presentes y forma de exposición (Fuente: Testa y Winerdramer, 1991)
- Tabla IV.21: Resumen de los procesos que van a afectar al transporte de contaminantes (Fuente: Palmer, 1996)
- Tabla IV.22: Índice de poros, presión de entrada de aire, porosidad y contenido en agua residual para distintos materiales (Fuente: HSSM, 1997)
- Tabla IV.23: Tipos de microorganismos (Fuente: Lagrega et al., 1996)
- Tabla IV.24: Tipos de aceptores de electrones y tipos de reacciones asociadas (Fuente: Howard, et al., 1991)
- Tabla IV.25: Modelos de biodegradación en condiciones variables (Fuente: Eweis, et al, 1999)
- Tabla IV.26: Factores de utilización para los BTEX (Fuente: Howard et al., 1991)
- Tabla IV.27: Niveles de degradación o recaitrancia de los hidrocarburos (Fuente: Riser-Robers, 1996)
- Tabla IV.28: Degradación de los compuestos por diferentes grupos de microorganismos (Fuente: Riser-Robers, 1996)
- Tabla IV.29: Hidrocarburos aromáticos que pueden ser oxidados por microorganismos (Fuente: Riser-Robers, 1996)
- Tabla IV.30: Criterios de selección de la tecnología remediativa "in situ" (Fuente: elaboración propia)
- Tabla IV.31: Propiedades que influyen en los sistemas de aireación del suelo (Fuente: Lagrega et al, 1996)
- Tabla IV.32: Constantes de Conversión para la constante de Henry (Fuente: Wilson: 1995)
- Tabla IV.33: Ecuaciones que relacionan el Coeficiente de Difusión en un medio poroso y la Ley de Fick (Fuente: Wilson 1995)
- Tabla IV.34: Factores que afectan a la biorremediación (Fuente: Daniel, 1993)
- Tabla IV.35: Ejemplos de sistemas de tratamiento reales encontrados en la bibliografía (Fuentes diversas)

## **Capítulo V: Metodología de la Investigación**

- Tabla V.1: Características de los campos de pruebas

Tabla V.2: Potencial de iotización (IP) de algunos compuestos (Fuente: Bruya, 1995)

Tabla V.3: Equipos utilizados en los trabajos de investigación

### **Capítulo VI: Trabajos de Investigación**

Tabla VI.1: Resultados de concentración de COV's en el ensayo de "head space" en sondeos de investigación

Tabla VI.2: Muestras seleccionadas para el laboratorio

Tabla VI.3: Cota y espesor de suelo contaminado de sondeos investigación

Tabla VI.4: Nivel de intervención y valor objetivo para suelos y aguas

Tabla VI.5: Resultados analíticos de suelos de los sondeos de investigación (Fecha: 20-05-98)

Tabla VI.6: Resultados de TPH y fracción volátil en sondeos de investigación

Tabla VI.7: Resultados analíticos de TPH ( $\mu\text{g/l}$ ) de las muestras de agua subterránea en los trabajos de investigación.

Tabla VI.8: Resultados de calidad general de las aguas subterráneas en la zona de investigación ( Fecha: 28-05-98)

Tabla VI.9: Concentración en TPH de volátiles a 5 m de profundidad (25-05-98)

Tabla VI.10: Concentración inicial de TPH en suelos (sondeos investigación) del campo de pruebas nº 1

Tabla VI.11: Concentración inicial de TPH en suelos (pozos de saneamiento) del campo nº 1

Tabla VI.12: Concentración inicial de TPH en aguas (piezómetros investigación) en campo nº 1

Tabla VI.13: Concentración inicial de TPH en aguas (pozos de extracción) en campo nº 1

Tabla VI.14: Resultados de TPH en gases iniciales ( $\text{mg/m}^3$ ) en campo nº 1. Fecha: 22-07-98

Tabla VI.15: Nivel piezométrico inicial en el campo de pruebas nº 1 (16-07-98)

Tabla VI.16: Condiciones iniciales del campo de pruebas nº 1

Tabla VI.17: Concentración inicial de TPH en suelos (sondeos investigación) del campo de pruebas nº 2

Tabla VI.18: Concentración inicial de TPH en suelos (pozos de saneamiento) del campo nº 2



- Tabla VI.19: Concentración inicial de TPH en aguas (piezómetros investigación) en campo nº 2
- Tabla VI.20: Análisis de TPH inicial en aguas en los pozos de extracción (campo nº 2)
- Tabla VI.21: Resultados de TPH en gases iniciales en el campo nº 2 (mg/m<sup>3</sup>).  
Fecha: 6-07-98
- Tabla VI.22: Niveles piezométricos iniciales en el campo de pruebas nº 2 (4-07-98)
- Tabla VI.23: Condiciones iniciales del campo de pruebas nº 2

### **CAMPO DE PRUEBAS Nº 1**

- Tabla VI.24: Estado del Arte del Campo de Pruebas nº 1
- Tabla VI.25: Registro de datos iniciales de COV's en conjuntos I y D
- Tabla VI.26: Valores máximos de COV's en ramal D
- Tabla VI.27: Valores mínimos de COV's en ramal D
- Tabla VI.28: Valores máximos de COV's en ramal I
- Tabla VI.29: Valores mínimos de COV's en ramal I
- Tabla VI.30: Concentraciones de COV's en los pozos del ramal D
- Tabla VI.31: Concentraciones de COV's en los pozos del ramal I
- Tabla VI.32: Registro de datos iniciales de explosividad (% LIE hexano) en conjuntos I y D
- Tabla VI.33: Valores máximos de explosividad en ramal I (% LIE Hexano)
- Tabla VI.34: Valores mínimos de explosividad en ramal I (% LIE Hexano)
- Tabla VI.35: Valores máximos de explosividad en ramal D (% LIE Hexano)
- Tabla VI.36: Valores mínimos de explosividad en ramal D (% LIE Hexano)
- Tabla VI.37: Explosividad en los pozos del ramal I (% LIE)
- Tabla VI.38: Explosividad en los pozos del ramal D (% LIE)
- Tabla VI.39: Picos máximos de explosividad hexano-nonano
- Tabla VI.40: Resultados del análisis de concentración de metano (ppm)
- Tabla VI.41: Concentración de dióxido de carbono (ppm)
- Tabla VI.42: Registro de medidas de temperatura (°C)
- Tabla VI.43: Nivel piezométrico inicial y final después abatimiento
- Tabla VI.44: Descenso obtenido al abatir nivel freático en campo pruebas nº 1
- Tabla VI.45: Evolución de los niveles freáticos (m), espesores aparentes producto libre (m) y niveles piezométricos (m) con el tiempo tratamiento
- Tabla VI.46: Evolución del descenso del nivel freático con el tratamiento

- Tabla VI.47: Evolución de los espesores aparentes de producto con el tratamiento (cm)
- Tabla VI.48: Resultados de la extracción de vapores en los pozos del ramal I
- Tabla VI.49: Resultados de la extracción de vapores en los pozos del ramal D
- Tabla VI.50: Resultados de la extracción de vapores en ramales I y D
- Tabla VI.51: Volumen de aire inyectado
- Tabla VI.52: Resultados de vacío obtenidos (mbar)
- Tabla VI.53: Volumen de agua bombeada en los pozos del ramal I
- Tabla VI.54: Volumen de agua bombeada en los pozos del ramal D
- Tabla VI.55: Volúmenes de producto libre extraído
- Tabla VI.56: Resultados iniciales de TPH en los pozos de extracción
- Tabla VI.57: Resultados del análisis de TPH ( $\mu\text{g/l}$ ) de aguas subterráneas
- Tabla VI.58: Resultados de TPH iniciales individuales ( $\text{mg/m}^3$ ). Fecha: 22-07-98
- Tabla VI.59: Resultados de análisis de TPH en el conjunto I
- Tabla VI.60: Resultados de análisis de TPH en el conjunto D
- Tabla VI.61: Concentraciones máximas y mínimas de TPH en conjunto I y D ( $\text{mg/m}^3$ )
- Tabla VI.62: Picos de concentración de TPH en conjunto I y D
- Tabla VI.63: Picos de la fracción volátil extraída en el conjunto I y D
- Tabla VI.64: Resultados de los análisis de mecánica de suelos
- Tabla VI.65: Resultados de los análisis de la química del suelo y de TPH
- Tabla VI.66: Análisis de TPH en los sondeos correspondientes a los pozos de tratamiento
- Tabla VI.67: Condiciones de concentración de TPH iniciales
- Tabla VI.68: Resultados obtenidos en el sondeo Y-1
- Tabla VI.69: Resultados obtenidos en el sondeo Y-2
- Tabla VI.70: Resultados obtenidos en el sondeo Y-3
- Tabla VI.71: Resultados obtenidos en el sondeo Y-4
- Tabla VI.72: Resultados obtenidos en el sondeo Y-5
- Tabla VI.73: Resultados obtenidos en el sondeo Y-6
- Tabla VI.74: Resultados obtenidos en el sondeo Y-7
- Tabla VI.75: Resultados obtenidos en el sondeo Y-8
- Tabla VI.76: Resultados obtenidos en el sondeo Y-9
- Tabla VI.77: Resultados obtenidos en el sondeo A-8
- Tabla VI.78: Resultados obtenidos en muestras del gas del suelo del sondeo A-8
- Tabla VI.79: Resultado de TPH ( $\text{mg/kg}$ ) máximo en suelos a los 45 días
- Tabla VI.80: Resultados de suelos a los 75 días
- Tabla VI.81: Resultados de suelos a los 145 días

- Tabla VI.82: TPH máximo en suelos a lo largo del tiempo de tratamiento
- Tabla VI.83: Registro de niveles freáticos y descensos en la prueba de bombeo en el pozo D-2.
- Tabla VI.84: Registro de medidas en el ensayo de bombeo del pozo D-2.
- Tabla VI.85: Evolución de los espesores real de producto (P-6C)
- Tabla VI.86: Primer ensayo de baildown (12-06-98)
- Tabla VI.87: Resultados del segundo ensayo de bail-down (5-10-98)
- Tabla VI.88: Resultados del tercer ensayo de baildown (18-12-98)
- Tabla VI.89: Resultados de la 1ª prueba de inyección
- Tabla VI.90: Resultados de la 2ª prueba de inyección
- Tabla VI.91: Resultados de la 3ª prueba de inyección
- Tabla VI.92: Resultados de niveles freáticos de los pozos correspondientes a la 3ª prueba.
- Tabla VI.93: Resultados de la 4ª prueba de inyección
- Tabla VI.94: Resultados de niveles freáticos de los pozos correspondientes a la 4ª prueba.
- Tabla VI.95: Resultados de la 5ª prueba de inyección
- Tabla VI.96: Resultados de la 6ª prueba de inyección
- Tabla VI.97: Resultados de la 7ª prueba de inyección

### **CAMPO DE PRUEBAS Nº 2**

- Tabla VI.98: Estado del Arte del Campo de Pruebas nº 2
- Tabla VI.99: Registro de las concentración inicial de COV's en el campo de pruebas nº 2
- Tabla VI.100: Prueba de control de COV's de 24 horas
- Tabla VI.101: Valores máximos de COV's en ramal I
- Tabla VI.102: Valores mínimos de COV's en ramal I
- Tabla VI.103: Valores máximos de COV's en ramal D
- Tabla VI.104: Valores mínimos de COV's en ramal D
- Tabla VI.105: Diferencias de rango entre concentración máxima y mínima de COV's
- Tabla VI.106: Concentraciones de COV's en los pozos del ramal I
- Tabla VI.107: Concentraciones de COV's en los pozos del ramal D
- Tabla VI.108: Registro de datos iniciales de explosividad (% LIE hexano) en conjuntos I y D.
- Tabla VI.109: Prueba de control de explosividad en conjunto I y D
- Tabla VI.110: Prueba de evolución de explosividad en pozos del ramal I
- Tabla VI.111: Prueba de evolución de explosividad en pozos del ramal D
- Tabla VI.112: Valores máximos de explosividad en ramal I

- Tabla VI.113: Valores mínimos de explosividad en ramal I
- Tabla VI.114: Valores máximos de explosividad en ramal D
- Tabla VI.115: Valores mínimos de explosividad en ramal D
- Tabla VI.116: Explosividad en los pozos del ramal I (% LIE)
- Tabla VI.117: Explosividad en los pozos del ramal D (% LIE)
- Tabla VI.118: Picos máximos de explosividad hexano-nonano
- Tabla VI.119: Explosividad en los pozos del ramal I (% LIE de nonano)
- Tabla VI.120: Explosividad en los pozos del ramal D (% LIE de nonano)
- Tabla VI.121: Resultados del análisis de concentración de metano (ppm)
- Tabla VI.122: Concentración de dióxido de carbono (ppm)
- Tabla VI.123: Registro de las medidas de temperatura (°C)
- Tabla VI.124: Prueba de temperatura (°C)
- Tabla VI.125: Evolución del nivel freático y piezométrico (m)
- Tabla VI.126: Evolución del descenso del nivel freático con el tratamiento
- Tabla VI.127: Caudal de extracción en los pozos del ramal I (m<sup>3</sup>/h)
- Tabla VI.128: Caudal de extracción en los pozos del ramal D (m<sup>3</sup>/h)
- Tabla VI.129: Resultados de la extracción de vapores en los pozos del ramal I
- Tabla VI.130: Resultados de la extracción de vapores en los pozos del ramal D
- Tabla VI.131: Resultados de la extracción de vapores en ramales I y D
- Tabla VI.132: Caudales y volumen de inyección
- Tabla VI.133: Resultados de vacío obtenidos (mbar)
- Tabla VI.134: Volumen de agua bombeada en los pozos del ramal I
- Tabla VI.135: Volumen de agua bombeada en los pozos del ramal D
- Tabla VI.136: Resultados de TPH de aguas subterráneas (µg/l)
- Tabla VI.137: Resultados de TPH en gases iniciales (mg/m<sup>3</sup>). Fecha: 6-07-98
- Tabla VI.138: Resultados de análisis de TPH en el Conjunto I
- Tabla VI.139: Resultados de análisis de TPH en el Conjunto D
- Tabla VI.140: Concentraciones máximas de TPH en conjunto I y D
- Tabla VI.141: Diferencias de rango entre concentración máxima y mínima de COV's
- Tabla VI.142: Picos de concentración de TPH en conjunto I y D
- Tabla VI.143: Picos de la fracción volátil extraída en el conjunto I y D
- Tabla VI.144: Resultados de los análisis de mecánica de suelos
- Tabla VI.145: Resultados de los análisis de la química del suelo y el TPH
- Tabla VI.146: Análisis de TPH en los sondeos correspondientes a los pozos de tratamiento

- Tabla VI.147: Condiciones de concentración de TPH iniciales
- Tabla VI.148: Resultados obtenidos del sondeo X-1 (Fecha ejecución: 10-08-98)
- Tabla VI.149: Resultados obtenidos del sondeo X-2 (Fecha ejecución: 12-08-98)
- Tabla VI.150: Resultados obtenidos del sondeo X-3 (Fecha ejecución: 11-08-98)
- Tabla VI.151: Resultados obtenidos del sondeo X-4 (Fecha ejecución: 18-08-98)
- Tabla VI.152: Resultados obtenidos del sondeo X-5 (Fecha ejecución: 17-08-98)
- Tabla VI.153: Resultados obtenidos del sondeo X-6 (Fecha ejecución: 14-08-98)
- Tabla VI.154: Resultados obtenidos del sondeo X-7 (Fecha ejecución: 22-09-98)
- Tabla VI.155: Resultados obtenidos del sondeo X-8 (Fecha ejecución: 22-09-98)
- Tabla VI.156: Resultados obtenidos del sondeo X-9 (Fecha ejecución: 22-09-98)
- Tabla VI.157: Resultados obtenidos en el sondeo A-11 (Fecha ejecución: 24/25-11-98)
- Tabla VI.158: Resultados obtenidos en muestras de gas del suelo del sondeo A-11
- Tabla VI.159: Resultado de TPH (mg/kg) máximo en suelos a los 45 días
- Tabla VI.160: Resultados de suelos a los 75 días
- Tabla VI.161: Resultados de suelos a los 140 días
- Tabla VI.162: Evolución de la concentración de TPH en suelos con el tratamiento
- Tabla VI.163: Registro de niveles en el ensayo de bombeo
- Tabla VI.164: Registro de niveles en el ensayo de recuperación
- Tabla VI.165: Resultados de presión de vacío (mbar)
- Tabla VI.166: Resultados de COV's y explosividad en conjuntos I y D
- Tabla VI.167: Concentraciones de TPH y Fracción volátil en conjunto I y D
- Tabla VI.168: Resultados de caudales de extracción e inyección (m<sup>3</sup>/h)
- Tabla VI.169: Resultados de la presión de vacío en pozos extracción
- Tabla VI.170: Resultados de presión de vacío en los pozos de inyección
- Tabla VI.171: Resultados de presión de vacío en los pozos de control
- Tabla VI.172: Presencia de la contaminación y tipo de sistema de tratamiento
- Tabla VI.173: Condiciones de concentración de TPH iniciales en suelos (Campo nº 1)
- Tabla VI.174: Condiciones de concentración de TPH en aguas subterráneas  
(Campo nº 1)
- Tabla VI.175: Resultados de TPH en gases iniciales (mg/m<sup>3</sup>) en campo nº 1.  
Fecha: 22-07-98
- Tabla VI.176: Condiciones de concentración de TPH iniciales en suelos (Campo nº 2)
- Tabla VI.177: Condiciones de concentración de TPH en aguas subterráneas  
(Campo nº 2)
- Tabla VI.178: Resultados de TPH en gases iniciales (mg/m<sup>3</sup>) en campo nº 2.

Fecha: 6-07-98

- Tabla VI.179: Volumen y masa de suelo contaminado (Campo de pruebas nº 1)  
Tabla VI.180: Volumen de aire existente en el suelo (Campo nº 1)  
Tabla VI.181: Volumen de acuífero y de agua subterránea contaminada (Campo nº 1)  
Tabla VI.182: Volumen de producto libre existente (Campo nº 1)  
Tabla VI.183: Volumen y masa de suelo contaminado (Campo de pruebas nº 2)  
Tabla VI.184: Volumen de aire existente en el suelo (Campo nº 2)  
Tabla VI.185: Volumen de acuífero y de agua subterránea contaminada (Campo nº 2)  
Tabla VI.186: Masa de hidrocarburo en fase absorbida (Campo nº 1)  
Tabla VI.187: Masa de hidrocarburo en fase gaseosa (Campo nº1)  
Tabla VI.188: Masa de hidrocarburo en fase disuelta (Campo nº1)  
Tabla VI.189: Masa de hidrocarburo en fase libre (Campo nº1)  
Tabla VI.190: Masa de hidrocarburo en fase absorbida (Campo nº 2)  
Tabla VI.191: Masa de hidrocarburo en fase gaseosa (Campo nº 2)  
Tabla VI.192: Masa de hidrocarburo en fase disuelta (Campo nº 2)

## **Capítulo VII: Presentación y discusión de resultados**

### ***CAMPO DE PRUEBAS Nº 1***

- Tabla VII.1: Parámetros utilizados para calcular la volatilización del queroseno  
Tabla VII.2: Datos utilizados para el cálculo de la presión de vapor y concentración en fase gas estimada (para nonano)  
Tabla VII.3: Parámetros utilizados para el cálculo del caudal de extracción estimado  
Tabla VII.4: Propiedades hidrogeológicas y del suelo (arcillas arenosas)  
Tabla VII.5: Parámetros relacionados con el contaminante (queroseno)  
Tabla VII.6: Caudal de extracción de producto libre estimado (arcillas arenosas)  
Tabla VII.7: Caudal de extracción de producto libre estimado (arenas y gravas)  
Tabla VII.8: Datos utilizados para el calculo de la masa inicial de hidrocarburos  
Tabla VII.9: Evolución de la volatilización estimada con el tiempo  
Tabla VII.10: Evolución de la extracción de fase libre estimada en el tiempo (arcillas arenosas)  
Tabla VII.11: Evolución de la extracción de fase libre estimada en el tiempo (arenas y gravas)  
Tabla VII.12: Parámetros texturales del suelo

- Tabla VII.13: Parámetros físico-químicos del gas (tomados de la base de datos del Airflow)
- Tabla VII.14: Máximos descensos y distancia entre pozos de control y el de bombeo
- Tabla VII.15: Descensos respecto a la distancia al pozo de bombeo
- Tabla VII.16: Descenso en los pozos de control
- Tabla VII.17: Descripción del suelo y grado de permeabilidad
- Tabla VII.18: Clasificación del suelo
- Tabla VII.19: Propiedades físico-químicas del suelo
- Tabla VII.20: Porosidad y humedad con el tiempo tratamiento
- Tabla VII.21: Parámetros de Brooks&Corey y permeabilidad intrínseca
- Tabla VII.22: Permeabilidad al aire ( $k_a$ )
- Tabla VII.23: Parámetros utilizados para cálculo de velocidad eficaz, coeficiente de retardo y velocidad de la carga contaminante
- Tabla VII.24: Velocidad eficaz y de flujo del agua subterránea y de la carga contaminante
- Tabla VII.26: Coeficiente de distribución ( $K_d$ )
- Tabla VII.27: Presión de vacío individual media de los pozos y del conjunto del ramal I
- Tabla VII.28: Presión de vacío media de los pozos y del conjunto del ramal D
- Tabla VII.29: Presión de vacío media de los pozos de control cortos
- Tabla VII.30: Presión de vacío media de los pozos de inyección cortos
- Tabla VII.31: Distancia radial al centro de gravedad de vacío (G) desde los pozos de extracción (Ramal I)
- Tabla VII.32: Distancia radial al centro de gravedad de vacío (G) desde los pozos de extracción (Ramal D)
- Tabla VII.33: Distancia radial al centro de gravedad de vacío (G) desde los pozos inyección y control
- Tabla VII.34: Caudal individual medio de los pozos y del conjunto del ramal I
- Tabla VII.35: Caudal individual medio de los pozos y del conjunto del ramal D
- Tabla VII.36: Velocidad de flujo de aire ( $q$ )
- Tabla VII.37: Número de Peclet
- Tabla VII.38: Velocidad de flujo de Darcy ( $q_D$ )
- Tabla VII.39: Cociente de velocidad de flujo-velocidad de Darcy
- Tabla VII.40: Tiempo de tránsito en función de la porosidad al aire y el caudal de extracción
- Tabla VII.41: Tiempos de tránsito en función de la velocidad de flujo
- Tabla VII.42: Tiempos de tránsito respecto a la velocidad de Darcy
- Tabla VII.43: Coeficientes entre tiempos de transito

- Tabla VII.44: Datos utilizados en el cálculo del área de captación del ensayo de bombeo (D-2)
- Tabla VII.45: Área de captación y radio de influencia en ensayo de bombeo (D-2)
- Tabla VII.46: Primer periodo de bombeo (66 días)
- Tabla VII.47: Segundo periodo de bombeo (22 días)
- Tabla VII.48: Tercer periodo de bombeo (18 días)
- Tabla VII.49: Parámetros hidráulicos y texturales
- Tabla VII.50: Datos de precipitación y evapotranspiración
- Tabla VII.51: Caudales de bombeo
- Tabla VII.52: Radio influencia de la extracción fase disuelta en 1<sup>er</sup> periodo bombeo (66 días)
- Tabla VII.53: Radio influencia de la extracción fase disuelta en 2<sup>o</sup> periodo bombeo (22 días)
- Tabla VII.54: Radio influencia de la extracción fase disuelta en 3<sup>er</sup> periodo bombeo (18 días)
- Tabla VII.55: Evolución de los espesores real de producto (P-6C)
- Tabla VII.56: Caudales posibles de extracción de producto libre para espesor real de 6 cm
- Tabla VII.57: Caudales posibles de extracción de producto libre para espesor real de 4 cm
- Tabla VII.58: Caudales posibles de extracción de producto libre para espesor real de 8 cm
- Tabla VII.59: Caudales posibles de extracción de producto libre por pozo (l/día)
- Tabla VII.60: Cálculos del volumen y masa de producto libre extraído para cada radio de influencia
- Tabla VII.61: Radio de influencia real producido en la extracción de producto libre (Campo n° 1)
- Tabla VII.62: Presión de vacío medias
- Tabla VII.63: Caudales de extracción medios
- Tabla VII.64: Caudales de inyección individuales en gravas y en arcillas arenosas
- Tabla VII.65: Caudal de inyección global en zona de gravas y de arcillas arenosas
- Tabla VII.66: Variación del caudal extracción con la inyección de aire
- Tabla VII.67: Influencia de la inyección en el nivel freático
- Tabla VII.68: Influencia de la inyección en el nivel freático
- Tabla VII.69: Radio de utilización de oxígeno para pozos inyección E-2, y E-3 ( $Q_{ny} = 98,5 \text{ m}^3/\text{h}$ )
- Tabla VII.70: Radio de utilización de oxígeno para pozos inyección E-1, y E-4 ( $Q_{ny} = 68,2 \text{ m}^3/\text{h}$ )
- Tabla VII.71: Parámetros utilizados para el cálculo de la volumetría de la contaminación
- Tabla VII.72: Distribución inicial de la contaminación
- Tabla VII.73: Distribución del hidrocarburo en las diferentes fases



- Tabla VII.74: Masa de hidrocarburos volatilizados (kg)
- Tabla VII.75: Hidrocarburos eliminados en fase disuelta (kg)
- Tabla VII.76: Volumen y masa de hidrocarburos extraídos en fase libre (kg)
- Tabla VII.77: Masa de CO<sub>2</sub> producido en los pozos I-4 y D-4 (kg)
- Tabla VII.78: Masa de CO<sub>2</sub> producido en el ramal I y en el ramal D (kg)
- Tabla VII.79: Masa de hidrocarburos biodegradados (kg)
- Tabla VII.80: Hidrocarburos eliminados en el tiempo
- Tabla VII.81: Distribución inicial de la contaminación
- Tabla VII.82: Distribución de los procesos de descontaminación
- Tabla VII.83: Masa de hidrocarburos absorbida, disuelta, en fase libre y gaseosa residual
- Tabla VII.84: Balance entre hidrocarburos iniciales y eliminados
- Tabla VII.85: Contaminación existente en el subsuelo a lo largo del tratamiento
- Tabla VII.86: Contaminación eliminada en el subsuelo a lo largo del tratamiento
- Tabla VII.87: Clasificación de los procesos de descontaminación según el modelo de eliminación
- Tabla VII.88: Coeficiente de volatilización ( $R_v$ )
- Tabla VII.89: Tasa de volatilización ( $K_v$ )
- Tabla VII.90: Coeficiente de biodegradación ( $R_B$ )
- Tabla VII.91: Tasa de biodegradación ( $K_B$ )
- Tabla VII.92: Masa de oxígeno consumido
- Tabla VII.93: Tasa respirométrica de oxígeno en el ramal I y ramal D
- Tabla VII.94: Tasa respirométrica de dióxido de carbono en el ramal I y ramal D
- Tabla VII.95: Masa de dióxido de carbono producido y masa oxígeno consumido (ppm)
- Tabla VII.96: Tasas respirométricas globales ( $K_{RCO_2}$  y  $K_{RO_2}$ )
- Tabla VII.97: Coeficiente de extracción de fase disuelta ( $R_{FD}$ )
- Tabla VII.98: Tasa extracción fase disuelta ( $K_{FD}$ )
- Tabla VII.99: Coeficiente de extracción de la fase libre ( $R_{FL}$ )
- Tabla VII.100: Tasa de extracción de producto libre ( $K_{PL}$ )
- Tabla VII.101: Tiempos de limpieza por volatilización
- Tabla VII.103: Tiempo de limpieza real por biodegradación ( $T_B$ )
- Tabla VII.104: Tiempos de eliminación por extracción de la fase disuelta ( $T_{FD}$ )
- Tabla VII.105: Tiempos de eliminación por extracción de la fase libre
- Tabla VII.106: Hidrocarburos eliminados en el tiempo
- Tabla VII.107: Coeficiente real de eliminación (kg/día)
- Tabla VII.110: Coeficiente de descontaminación total

**CAMPO DE PRUEBAS N° 2**

- Tabla VII.111: Parámetros utilizados para calcular la volatilización del queroseno
- Tabla VII.112: Datos utilizados para el cálculo de la presión de vapor y concentración en fase gas estimada (para nonano)
- Tabla VII.113: Parámetros utilizados para el cálculo del caudal de extracción estimado
- Tabla VII.114: Datos utilizados para el cálculo de la masa inicial de hidrocarburos
- Tabla VII.115: Evolución de la volatilización estimada con el tiempo
- Tabla VII.116: Parámetros texturales del suelo
- Tabla VII.117: Parámetros físico-químicos del gas (tomados de la base de datos del Airflow)
- Tabla VII.118: Máximos descensos y distancia entre pozos de control y el de bombeo
- Tabla VII.119: Descensos respecto a la distancia al pozo de bombeo
- Tabla VII.120: Descenso en los pozos en pozos de control
- Tabla VII.121: Descripción del suelo y grado de permeabilidad
- Tabla VII.122: Clasificación del suelo
- Tabla VII.123: Propiedades físico-químicas del suelo
- Tabla VII.124: Porosidad y humedad con el tiempo tratamiento
- Tabla VII.125: Parámetros de Brooks&Corey y permeabilidad intrínseca
- Tabla VII.126: Permeabilidad al aire ( $k_a$ )
- Tabla VII.127: Parámetros utilizados para cálculo de velocidad eficaz, coeficiente de retardo y velocidad de la carga contaminante
- Tabla VII.128: Velocidad eficaz y de flujo del agua subterránea y de la carga contaminante
- Tabla VII.129: Tiempo de llegada de la carga contaminante
- Tabla VII.130: Coeficiente de distribución
- Tabla VII.131: Presión de vacío individual media de los pozos y del conjunto del ramal I
- Tabla VII.132: Presión de vacío media de los pozos y del conjunto del ramal D
- Tabla VII.133: Presión de vacío media de los pozos de control cortos
- Tabla VII.134: Presión de vacío media de los pozos de inyección cortos
- Tabla VII.135: Distancia radial al centro de gravedad de vacío (G) desde los pozos de extracción (Ramal I)
- Tabla VII.136: Distancia radial al centro de gravedad de vacío (G) desde los pozos de extracción (Ramal D)

- Tabla VII.137: Distancia radial al centro de gravedad de vacío (G) desde los pozos de control e inyección
- Tabla VII.138: Caudal individual medio de los pozos y del conjunto del ramal I
- Tabla VII.139: Caudal individual medio de los pozos y del conjunto del ramal D
- Tabla VII.140: Velocidad de flujo de aire
- Tabla VII.141: Número de Peclet
- Tabla VII.142: Velocidad de flujo de Darcy
- Tabla VII.143: Cociente de velocidad de flujo-velocidad de Darcy
- Tabla VII.144: Tiempo de tránsito en función de la porosidad al aire y el caudal de extracción
- Tabla VII.145: Tiempos de tránsito en función de la velocidad de flujo
- Tabla VII.146: Tiempos de tránsito respecto a la velocidad de Darcy
- Tabla VII.147: Coeficientes entre tiempos de tránsito
- Tabla VII.148: Datos utilizados en el cálculo del área de captación del ensayo de bombeo (I-3)
- Tabla VII.149: Área de captación y radio de influencia en ensayo de bombeo (I-3)
- Tabla VII.150: Primer periodo de bombeo (16 días)
- Tabla VII.151: Segundo periodo de bombeo (73 días)
- Tabla VII.152: Tercer periodo de bombeo (90 días)
- Tabla VII.153: Parámetros hidráulicos y texturales
- Tabla VII.154: Datos de precipitación y evapotranspiración
- Tabla VII.155: Caudales de bombeo
- Tabla VII.156: Radio influencia de la extracción fase disuelta en 1<sup>er</sup> periodo bombeo (66 días)
- Tabla VII.157: Radio influencia de la extracción fase disuelta en 2<sup>o</sup> periodo bombeo (22 días)
- Tabla VII.158: Radio influencia de la extracción fase disuelta en 3<sup>er</sup> periodo bombeo (18 días)
- Tabla VII.159: Resultados del ensayo de vacío en I-3
- Tabla VII.160: Resultados de la segunda prueba de vacío
- Tabla VII.161: Presión de vacío medias
- Tabla VII.162: Caudales de extracción medios
- Tabla VII.163: Caudales de paso de aire por pozo
- Tabla VII.164: Radio de utilización de oxígeno para pozos inyección E-2, y E-3 ( $Q_{iny} = 74,40$  m<sup>3</sup>/h)
- Tabla VII.165: Radio de utilización de oxígeno para pozos inyección E-1, y E-4 ( $Q_{iny} = 51,51$  m<sup>3</sup>/h)
- Tabla VII.167: Parámetros utilizados para el cálculo de la volumetría de la contaminación
- Tabla VII.168: Distribución inicial de la contaminación

- Tabla VII.169: Distribución del hidrocarburo en las diferentes fases (kg y %)
- Tabla VII.170: Masa de hidrocarburos volatilizados (kg)
- Tabla VII.171: Hidrocarburos eliminados en fase disuelta (kg)
- Tabla VII.172: Masa de CO<sub>2</sub> producido en los pozos I-1 y D-1 (kg)
- Tabla VII.173: Masa de CO<sub>2</sub> producido en el ramal I y en el ramal D (kg)
- Tabla VII.174: Masa de hidrocarburos biodegradados (kg)
- Tabla VII.175: Hidrocarburos eliminados en el tiempo
- Tabla VII.176: Distribución inicial de la contaminación
- Tabla VII.177: Distribución de la descontaminación
- Tabla VII.178: Masa de hidrocarburos absorbida, disuelta, y gaseosa residual
- Tabla VII.179: Balance entre hidrocarburos iniciales y eliminados
- Tabla VII.180: Contaminación existente en el subsuelo a lo largo del tratamiento
- Tabla VII.181: Contaminación eliminada en el subsuelo a lo largo del tratamiento
- Tabla VII.182: Clasificación de los procesos de descontaminación según el modelo de eliminación
- Tabla VII.183: Coeficiente de volatilización ( $R_v$ )
- Tabla VII.184: Tasa de volatilización ( $K_w$ )
- Tabla VII.185: Coeficiente de biodegradación ( $R_B$ )
- Tabla VII.186: Tasa de biodegradación ( $K_B$ )
- Tabla VII.187: Masa de oxígeno consumido
- Tabla VII.188: Tasa respirométrica de oxígeno en el ramal I y D
- Tabla VII.189: Tasa respirométrica de dióxido de carbono en el ramal I y ramal D
- Tabla VII.190: Masa de dióxido de carbono producido y masa oxígeno consumido (ppm)
- Tabla VII.191: Tasas respirométricas globales ( $K_{RCO_2}$  y  $K_{RO_2}$ )
- Tabla VII.192: Coeficiente de extracción de fase disuelta ( $R_{FD}$ )
- Tabla VII.193: Tasa extracción fase disuelta ( $K_{FD}$ )
- Tabla VII.194: Tiempos de limpieza por volatilización según los dos tipos de tasa de volatilización
- Tabla VII.195: Tiempo de limpieza real por biodegradación ( $T_B$ )
- Tabla VII.196: Tiempos de eliminación por extracción de la fase disuelta ( $T_{FD}$ )
- Tabla VII.197: Hidrocarburos eliminados en el tiempo
- Tabla VII.198: Tasa real de eliminación (kg/día)
- Tabla VII.199: Tasa de eliminación en la línea de aire (extracción de gases e inyección de aire)
- Tabla VII.200: Tasa de eliminación real en la línea de agua (bombeo fase disuelta)

Tabla VII.201: Tasa de eliminación total campo de pruebas n° 2

### **Capítulo VIII: Presentación y discusión de resultados**

- Tabla VIII.1: Concentración de TPH – COV's – Explosividad en campo de pruebas n° 1
- Tabla VIII.2: Concentración de TPH – COV's – Explosividad en campo de pruebas n° 2
- Tabla VIII.3: Relación caudal de extracción de aire – TPH gas-COV's-explosividad (Campo n° 1)
- Tabla VIII.4: Relación caudal de extracción de aire-TPH gas -COV's -explosividad (Campo n° 2)
- Tabla VIII.5: Caudales de extracción de aire (campo de pruebas n° 1)
- Tabla VIII.6: Presión de vacío (campo de pruebas n° 1)
- Tabla VIII.7: Distancia radial al centro de gravedad de cada pozo (Campo de pruebas n° 1)
- Tabla VIII.8: Caudales de aire respecto a distancia radial al centro de gravedad (Campo n° 1)
- Tabla VIII.9: Presión de vacío respecto a la presión radial (Campo de pruebas n° 1)
- Tabla VIII.11: Evolución del caudal de extracción con conexión de la inyección de aire (campo n°1)
- Tabla VIII.12: Evolución de COV's, explosividad y caudal de aire con y sin inyección (campo n° 1)
- Tabla VIII.13: Evolución de la presión de vacío con y sin inyección de aire (campo n° 1)
- Tabla VIII.14: Caudales de extracción de aire (campo de pruebas n° 2)
- Tabla VIII.15: Presión de vacío (campo de pruebas n° 2)
- Tabla VIII.16: Distancia radial de cada pozo (Campo de pruebas n° 2)
- Tabla VIII.17: Caudales de aire respecto a distancia radial (Campo de pruebas n° 2)
- Tabla VIII.18: Presión de vacío respecto a la presión radial (Campo de pruebas n° 2)
- Tabla VIII.19: Evolución del caudal de extracción con conexión de inyección de aire (Campo n° 2)
- Tabla VIII.20: Evolución de la presión de vacío con y sin inyección de aire (campo n° 2)
- Tabla VIII.21: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en muestras de aguas (Campo n° 1)
- Tabla VIII.22: Definición de la variable correspondiente al tipo de matriz de suelo (Campo n° 1)

- Tabla VIII.23: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en sondeos iniciales de investigación
- Tabla VIII.24: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (inicial)
- Tabla VIII.25: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en sondeos comprobación a 45 días
- Tabla VIII.26: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (45 días)
- Tabla VIII.27: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en sondeos de comprobación a 75 días
- Tabla VIII.28: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (75 días)
- Tabla VIII.28: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en sondeos de comprobación a 140 días
- Tabla VIII.29: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (140 días)
- Tabla VIII.30: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en muestras de gases (Campo nº 1)
- Tabla VIII.31: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en muestras de aguas (Campo nº 2)
- Tabla VIII.32: Definición de la variable correspondiente al tipo de matriz de suelo (campo nº 2)
- Tabla VIII.33: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en sondeos iniciales de investigación
- Tabla VIII.34: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (inicial)
- Tabla VIII.35: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en sondeos de comprobación a 35 días
- Tabla VIII.36: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (35 días)
- Tabla VIII.37: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en sondeos de comprobación a 75 días
- Tabla VIII.38: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (75 días)
- Tabla VIII.39: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en sondeos de comprobación a 140 días

- Tabla VIII.40: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (140 días)
- Tabla VIII.41: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en muestras de gases (Campo nº 2)
- Tabla VIII.42: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (inicial)
- Tabla VIII.43: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (35 y 45 días)
- Tabla VIII.44: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (75 días)
- Tabla VIII.45: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (140 días)
- Tabla VIII.46: Evolución de la fracción volátil con el tratamiento en diferentes matrices de suelo
- Tabla VIII.47: Evolución de las cadenas de carbono con el tratamiento en diferentes matrices de suelo
- Tabla VIII.48: Humedad del suelo – porosidad al aire (Campo de pruebas nº 1)
- Tabla VIII.49: Porosidad al aire-permeabilidad al aire (Campo nº 1)
- Tabla VIII.50: Permeabilidad al aire - humedad del suelo (Campo nº 1)
- Tabla VIII.51: Humedad del suelo – porosidad al aire (Campo de pruebas nº 2)
- Tabla VIII.52: Porosidad al aire - permeabilidad al aire (campo nº 2)
- Tabla VIII.53: Permeabilidad al aire - humedad del suelo (Campo nº 2)
- Tabla VIII.54: Niveles piezométricos antes y después de la inyección de aire (Campo nº 1)
- Tabla VIII.55: Niveles piezométricos medios (m) antes y después de la inyección de aire (Campo nº 1)
- Tabla VIII.56: Espesor de la zona no saturada (Campo de pruebas nº 1)
- Tabla VIII.57: Caudal de extracción de aire- espesor zona no saturada (Campo nº 1)
- Tabla VIII.58: TPH en gases- espesor zona no saturada (Campo nº 1)
- Tabla VIII.59: Niveles piezométricos antes y después de la inyección de aire (Campo nº 2)
- Tabla VIII.60: Niveles piezométricos medios (m) antes y después de la inyección de aire (Campo nº 2)
- Tabla VIII.61: Espesor de la zona no saturada (Campo de pruebas nº 2)
- Tabla VIII.62: Caudal de extracción de aire- espesor zona no saturada (Campo nº 2)
- Tabla VIII.63: TPH en gases- espesor zona no saturada (Campo nº 2)

- Tabla VIII.64: Volumen de aire movilizado y masa volatilizada y biodegradada (Campo nº 1)
- Tabla VIII.65: Volumen de aire movilizado y masa volatilizada y biodegradada (Campo nº 2)
- Tabla VIII.66: Velocidad de flujo y de Darcy de aire medias y distancia al centro de gravedad
- Tabla VIII.67: Evolución de la velocidad de flujo de aire con el tiempo de tratamiento
- Tabla VIII.68: Evolución de la velocidad de aire de Darcy con el tiempo de tratamiento
- Tabla VIII.69: Velocidad de aire de Darcy flujo media respecto al tiempo de tratamiento
- Tabla VIII.70: Velocidad de flujo de aire media respecto al tiempo de tratamiento
- Tabla VIII.71. Tiempo de tránsito medio y distancia al centro de gravedad de vacío.
- Tabla VIII.72: Tiempo de transito en función de la velocidad de flujo durante el tiempo de tratamiento
- Tabla. VIII.73: Tiempo de transito en función de la velocidad de Darcy durante el tiempo de tratamiento
- Tabla VIII.74: Velocidad de flujo y de Darcy de aire medias y distancia al centro de gravedad
- Tabla VIII.75: Evolución de la velocidad de flujo de aire con el tiempo de tratamiento
- Tabla VIII.76: Evolución de la velocidad de aire de Darcy con el tiempo de tratamiento
- Tabla VIII.77: Velocidad de aire de Darcy flujo media respecto al tiempo de tratamiento
- Tabla VIII.78: Velocidad de flujo de aire media respecto al tiempo de tratamiento
- Tabla VIII.79. Tiempo de tránsito medio y distancia al centro de gravedad de vacío.
- Tabla VIII.80: Tiempo de transito en función de la velocidad de flujo durante el tiempo de tratamiento
- Tabla. VIII.81: Tiempo de transito en función de la velocidad de Darcy durante el tiempo de tratamiento
- Tabla VIII.82: Volumen estimado de aire existente en el suelo (Campo nº 1)
- Tabla VIII.83: Volumen estimado de aire movilizado por intervalo de tiempo (Campo nº 1)
- Tabla VIII.84: Número de renovación de aire estimado (Campo nº 1)
- Tabla VIII.85: Volumen estimado de aire existente en el suelo (campo nº 2)
- Tabla VIII.86: Volumen estimado de aire movilizado por intervalo de tiempo (Campo nº 2)
- Tabla VIII.87: Número de renovación de aire estimado (Campo nº 2)
- Tabla VIII.88: Volumen de aire en el suelo a lo largo del tiempo de tratamiento (campo nº 1)
- Tabla VIII.89: Volumen de aire movilizado a lo largo del tiempo de tratamiento (campo nº 1)
- Tabla VIII.90: Número de renovación de aire real (Campo de pruebas nº 1)



- Tabla VIII.91: Número de renovación de aire real y estimada con el tiempo de limpieza (campo de pruebas nº 1)
- Tabla VIII.92: Volumen de aire en el suelo a lo largo del tiempo de tratamiento (campo nº 2)
- Tabla VIII.93: Volumen de aire movilizado a lo largo del tiempo de tratamiento (campo nº 2)
- Tabla VIII.94: Número de renovación de aire real (Campo de pruebas nº 2)
- Tabla VIII.95: Número de renovaciones de aire real y estimado con el tiempo de limpieza (campo de pruebas nº 2)
- Tabla VIII.96: Eliminación estimada de hidrocarburos por volatilización (campo nº 1)
- Tabla VIII.97: Número de renovación de aire estimado y masa de hidrocarburos existentes en el suelo (Campo nº 1)
- Tabla VIII.98: Eliminación estimada de hidrocarburos por volatilización (campo nº 2)
- Tabla VIII.99: Número de renovación de aire estimada y masa de hidrocarburos existentes en el suelo (Campo nº 2)
- Tabla VIII.100: Eliminación real hidrocarburos por volatilización y biodegradación (campo nº 1)
- Tabla VIII.101: Masa de hidrocarburos existentes en el medio durante los procesos de descontaminación (masa a eliminar)
- Tabla VIII.102: Masa de hidrocarburos existentes en el medio durante los procesos de descontaminación (masa a eliminar)
- Tabla VIII.103: Número de renovación de aire real y eliminación de hidrocarburos (Campo nº 1)
- Tabla VIII.104: Eliminación real de hidrocarburos por volatilización y biodegradación (campo nº 2)
- Tabla VIII.105: Masa de hidrocarburos existentes en el medio durante los procesos de descontaminación (masa a eliminar)
- Tabla VIII.106: Masa de hidrocarburos existentes en el medio durante los procesos de descontaminación (masa a eliminar)
- Tabla VIII.107: Número de renovación de aire real y eliminación de hidrocarburos (Campo nº 2)
- Tabla VIII.108: Número de renovación y masa eliminada real y estimada (campo nº 1)
- Tabla VIII.109: Número de renovación y masa eliminada real y estimada (campo nº 2)
- Tabla VIII.110: Número de renovación y masa eliminada real y estimada ( emplazamiento de contraste 1)

- Tabla VIII.111: Número de renovaciones de aire en los emplazamientos de contraste 2, 3 y 4
- Tabla VIII.112: Tasa de renovación de aire estimada y real para el 100% de limpieza
- Tabla VIII.113: Proporción entre el volumen de aire movilizado y la masa eliminada por m<sup>3</sup> de suelo (Campo n° 1)
- Tabla VIII.114: Proporción entre el volumen de aire movilizado y la masa eliminada por m<sup>3</sup> de suelo (Campo n° 2)
- Tabla VIII.115: Ecuaciones de ajuste de las rectas de descontaminación
- Tabla VIII.116: Características de los emplazamientos estudiados
- Tabla VIII.117: Tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y grado de limpieza
- Tabla VIII.118: Tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y grado de limpieza
- Tabla VIII.119: Tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y grado de limpieza
- Tabla VIII.120: Tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y grado de limpieza
- Tabla VIII.121: Sinopsis del n° de renovaciones de aire, tiempo de tratamiento y grado de limpieza para los campos de pruebas y los emplazamientos tipo (volatilización + biodegradación)
- Tabla VIII.122: Tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y grado de limpieza
- Tabla VIII.123: Tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y grado de limpieza
- Tabla VIII.124: Tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y grado de limpieza
- Tabla VIII.125: Sinopsis del n° de renovaciones de aire, tiempo de tratamiento y grado de limpieza para los campos de pruebas y los emplazamientos tipo (volatilización)

### **Capítulo IX: Conclusiones**

- Tabla IX.1. Evolución de los procesos de evolución de la descontaminación
- Tabla IX.2: Procesos de eliminación de los hidrocarburos en los campos de pruebas
- Tabla IX.3: Productividad de la descontaminación y contaminación
- Tabla IX.4: Evolución de la fracción volátil en diferentes matrices de suelo
- Tabla IX.5: Evolución de las cadenas de carbono en diferentes matrices de suelo
- Tabla IX.6: Número de renovación de aire real (NRA<sub>R</sub>) y estimado (NRA<sub>E</sub>) respecto al tiempo de limpieza
- Tabla IX.7: Número de renovación de aire –real y estimado- y masa de hidrocarburos existentes en el suelo
- Tabla IX.8: Tasa de renovación de aire estimada y real para el 100% de limpieza

***MEMORIA***

**ÍNDICE MEMORIA**

	<b>Págs.</b>
<b>CAPÍTULO I. ANTECEDENTES.....</b>	<b>19</b>
<b>CAPÍTULO II. ASPECTOS FUNDAMENTALES ASOCIADOS AL TEMA DE INVESTIGACIÓN.....</b>	<b>21</b>
<b>CAPÍTULO III. OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN.....</b>	<b>30</b>
<b>CAPÍTULO IV. ESTADO DE LA TÉCNICA.....</b>	<b>31</b>
<b>IV.1. PROPIEDADES DEL SUELO.....</b>	<b>31</b>
<b>IV.1.1. Definición de suelo.....</b>	<b>31</b>
<b>IV.1.2. Componentes del suelo.....</b>	<b>35</b>
<b>IV.1.2.1. Constituyentes inorgánicos.....</b>	<b>35</b>
<b>IV.1.2.2. Constituyentes orgánicos.....</b>	<b>36</b>
<b>IV.1.3. Propiedades del suelo.....</b>	<b>37</b>
<b>IV.1.3.1. Propiedades físicas.....</b>	<b>37</b>
<b>IV.1.3.1.1. Porosidad.....</b>	<b>37</b>
<b>IV.1.3.1.2. Humedad del suelo.....</b>	<b>41</b>
<b>IV.1.3.1.3. Saturación residual de agua.....</b>	<b>42</b>
<b>IV.1.3.1.4. Densidad del suelo.....</b>	<b>43</b>
<b>IV.1.3.1.5. Tensión superficial.....</b>	<b>46</b>
<b>IV.1.3.1.6. Capilaridad.....</b>	<b>47</b>
<b>IV.1.3.2. Propiedades químicas.....</b>	<b>49</b>
<b>IV.1.3.2.1. pH del suelo.....</b>	<b>49</b>
<b>IV.1.3.2.2. Capacidad de intercambio catiónico.....</b>	<b>50</b>
<b>IV.1.3.2.3. Procesos redox.....</b>	<b>51</b>
<b>IV.1.4. Propiedades hidrogeológicas.....</b>	<b>51</b>

	<b>Págs.</b>
IV.1.4.1. Conductividad hidráulica.....	54
IV.1.4.2. Transmisividad.....	54
IV.1.4.3. Coeficiente de almacenamiento.....	55
IV.1.5. Características Biológicas.....	56
<b>IV.2. PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DE LOS HIDROCARBUROS.....</b>	<b>58</b>
<b>IV.2.1. Propiedades Físico-químicas.....</b>	<b>58</b>
IV.2.1.1. Solubilidad.....	58
IV.2.1.2. Presión de vapor.....	59
IV.2.1.3. Constante de Henry.....	61
IV.2.1.4. Densidad o peso específico.....	63
IV.2.1.5. Viscosidad.....	64
IV.2.1.6. Coeficiente de difusión.....	64
IV.2.1.7. Coeficiente de repartición octanol-agua.....	65
IV.2.1.8. Coeficiente de sorción.....	65
IV.2.1.9. Factor de bioconcentración.....	67
IV.2.1.10. Calores específicos.....	67
IV.2.1.11. Calor latente.....	68
<b>IV.2.2. Tipos de hidrocarburos.....</b>	<b>69</b>
IV.2.2.1. Clasificación de los hidrocarburos.....	69
IV.2.2.2. Características generales de los hidrocarburos.....	70
IV.2.2.2.1. Hidrocarburos saturados de cadena abierta (alcanos).....	70
IV.2.2.2.2. Hidrocarburos no saturados de cadena abierta (alquenos).....	71
IV.2.2.2.3. Hidrocarburos saturados de triple enlace (alquinos).....	71
IV.2.2.2.4. Hidrocarburos de cadenas cerradas (aromáticos).....	71
IV.2.2.2.5. Hidrocarburos de cadena cerrada (alíciclicos).....	72
IV.2.2.3. Clasificación de los hidrocarburos en medioambiente.....	72
IV.2.2.3.1. Sustancias orgánicas volátiles.....	72
IV.2.2.3.2. Sustancias orgánicas semivolátiles.....	73
IV.2.2.3.3. Sustancias orgánicas no volátiles.....	74
<b>IV.2.3. Caracterización fisicoquímica de los hidrocarburos derivados del petróleo.....</b>	<b>74</b>
IV.2.3.1. Características de los hidrocarburos derivados del petróleo.....	74
IV.2.3.2. Características generales de los hidrocarburos clorados.....	78
<b>IV.2.4. Caracterización de los NAPL.....</b>	<b>79</b>

**Págs.**

	<b>Págs.</b>
<b>IV.3. INTERACCIÓN CONTAMINANTE-SUELO.....</b>	<b>80</b>
<b>IV.3.1. Procesos fisico-químicos.....</b>	<b>80</b>
<b>IV.3.1.1. Fenómenos de sorción.....</b>	<b>80</b>
V.3.1.1.1. Fenómenos de sorción en compuestos hidrofílicos e hidrofóbicos.....	80
IV.3.1.1.2. Modelos de isotermas de sorción.....	90
V.3.1.1.2.1 Isoterma lineal.....	90
V.3.1.1.2.2. Isotermas no lineales.....	94
<b>IV.3.1.2. Saturación residual.....</b>	<b>95</b>
<b>IV.3.1.3. Intercambio iónico.....</b>	<b>97</b>
<b>IV.3.1.4. Precipitación.....</b>	<b>99</b>
<b>IV.3.1.5. Filtración.....</b>	<b>99</b>
<b>IV.3.2. Distribución de la contaminación en el suelo.....</b>	<b>100</b>
<b>IV.3.2.1. Partición en fases inmiscibles y Fase Líquida No Acuosa (NAPL).....</b>	<b>100</b>
<b>IV.3.2.2. Distribución de los NAPL en el subsuelo.....</b>	<b>104</b>
<b>IV.4. MIGRACIÓN DE LOS CONTAMINANTES EN EL SUELO Y EN LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS.....</b>	<b>109</b>
<b>IV.4.1. Mecanismos de transporte de los contaminantes.....</b>	<b>109</b>
<b>IV.4.1.1. Difusión.....</b>	<b>109</b>
<b>IV.4.1.2. Convección.....</b>	<b>112</b>
<b>IV.4.1.3. Dispersión mecánica.....</b>	<b>113</b>
<b>IV.4.1.4. Dispersión hidrodinámica.....</b>	<b>116</b>
<b>IV.4.2. Movimiento del agua en el suelo.....</b>	<b>119</b>
<b>IV.4.2.1. Movimiento del agua en medios saturados.....</b>	<b>120</b>
<b>IV.4.2.2. Movimiento del agua en medios no saturados.....</b>	<b>126</b>
<b>IV.4.3. Migración de los contaminantes en el suelo.....</b>	<b>131</b>
<b>IV.4.3.1. Comportamiento de los LNAPL en el suelo.....</b>	<b>134</b>
<b>IV.4.3.2. Comportamiento de los DNAPL en el suelo.....</b>	<b>135</b>
<b>IV.5. DEGRADACIÓN DE LOS CONTAMINANTES.....</b>	<b>137</b>
<b>IV.5.1. Biodegradación.....</b>	<b>137</b>
<b>IV.5.1.1. Fundamentos de la Biodegradación.....</b>	<b>137</b>
IV.5.1.1.1. Teoría de las torres de electrones.....	140
IV.5.1.1.2. Modelo de Monod.....	143
IV.5.1.1.3. Modelo de biodegradación natural.....	145
IV.5.1.1.4. Indicadores de los procesos de biodegradación.....	146

	<b>Págs.</b>
<b>IV.5.1.2. Biodegradabilidad de los hidrocarburos</b> .....	150
<b>IV.5.1.3. Procesos de biodegradación de hidrocarburos</b> .....	153
<b>IV.5.1.4. Biodegradación de otros compuestos orgánicos</b> .....	155
<b>IV.5.2. Hidrólisis</b> .....	156
<b>IV.5.3. Oxidación-reducción química</b> .....	158
<b>IV.5.4. Volatilización</b> .....	159
<b>IV.6. DESCRIPCIÓN Y EVALUACIÓN DE LAS TÉCNICAS DE DESCONTAMINACIÓN “IN SITU” DE UN TERRENO CONTAMINADO</b> .....	162
<b>IV.6.1. Consideraciones previas</b> .....	162
<b>IV.6.2. Técnicas de control y/o de eliminación de la contaminación “in situ”</b> .....	164
<b>IV.6.2.1. Bombeo y tratamiento</b> .....	164
<b>IV.6.2.2. Extracción de vapores del suelo</b> .....	166
<b>IV.6.2.3. Bioventing</b> .....	169
<b>IV.6.2.4. Air Sparging</b> .....	172
<b>IV.6.2.5. Biorremediación</b> .....	175
<b>IV.6.2.6. Alto vacío</b> .....	179
<b>IV.6.2.7. Lavado de suelos</b> .....	181
<b>IV.6.3. Procesos físico-químicos de control en la eliminación de la contaminación</b> .....	183
<b>IV.6.3.1. Bombeo y tratamiento</b> .....	183
<b>V.6.3.1.1. Bombeo y tratamiento de aguas contaminadas</b> .....	184
<b>V.6.3.1.2. Bombeo de producto libre</b> .....	186
<b>IV.6.3.2. Técnicas o sistemas de ventilación del suelo</b> .....	188
<b>IV.6.3.2.1. Balance de masas</b> .....	189
<b>V.6.3.2.2. Flujo de aire en el suelo</b> .....	192
<b>IV.6.3.2.3. Tasa de renovación de aire</b> .....	199
<b>IV.6.3.3. Factores que influyen en la biorremediación</b> .....	202
<b>IV.6.3.3.1. Factores biológicos</b> .....	203
<b>V.6.3.3.2. Factores químicos</b> .....	203
<b>IV.6.3.3.3. Factores que controlan la eficacia de los procesos de biorrecuperación</b> .....	205
<b>IV.7 DESCRIPCIÓN DE CASOS REALES</b> .....	208
<b>IV.7.1. Descripción de ejemplos bibliográficos</b> .....	208
<b>IV.7.2. Descripción de ejemplos reales</b> .....	209
<b>IV.8. REVISIÓN Y ANÁLISIS DEL ESTADO DE LA TÉCNICA</b> .....	210

	<b>Págs.</b>
<b>CAPÍTULO V. METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN.....</b>	<b>218</b>
<b>V.1. DESCRIPCIÓN DE LOS EMPLAZAMIENTOS ESTUDIADOS.....</b>	<b>218</b>
<b>V.2. METODOLOGÍA DE INVESTIGACIÓN.....</b>	<b>220</b>
<b>V.2.1. Primera fase de la investigación.....</b>	<b>220</b>
<b>V.2.2. Segunda fase de la investigación.....</b>	<b>221</b>
<b>V.2.3. Tercera fase de investigación.....</b>	<b>221</b>
<b>V.3. PLAN DE DESARROLLO DE LA INVESTIGACIÓN.....</b>	<b>222</b>
<b>V.3.1. Primera fase de la investigación.....</b>	<b>224</b>
<b>V.3.1.1. Caracterización geológica e hidrogeológica de los campos de pruebas.....</b>	<b>224</b>
<b>V.3.1.2. Caracterización de la contaminación inicial de los campos de pruebas.....</b>	<b>225</b>
<b>V.3.2. Segunda fase de la investigación.....</b>	<b>226</b>
<b>V.3.2.1. Control y seguimiento de los campos de pruebas.....</b>	<b>226</b>
<b>V.3.2.2. Revisión de los datos obtenidos.....</b>	<b>227</b>
<b>V.3.3. Tercera fase de investigación.....</b>	<b>227</b>
<b>V.3.3.1. Interpretación y discusión de resultados.....</b>	<b>227</b>
<b>V.3.3.2. Elaboración del modelo conceptual de descontaminación.....</b>	<b>228</b>
<b>V.4. DESCRIPCIÓN DE LOS PROCEDIMIENTOS DE TRABAJO UTILIZADOS.....</b>	<b>229</b>
<b>V.4.1. Protocolo de ejecución de sondeos e instalación de pozos.....</b>	<b>229</b>
<b>V.4.1.1. Ejecución de sondeos e instalación de pozos en la fase de investigación.....</b>	<b>229</b>
<b>V.4.1.2. Ejecución de sondeos e instalación de pozos en los campos de pruebas.....</b>	<b>232</b>
<b>V.4.2. Protocolo de toma de muestras.....</b>	<b>234</b>
<b>V.4.2.1. Protocolo de toma de muestras de suelo.....</b>	<b>234</b>
<b>V.4.2.2. Protocolo de toma de muestras de aguas subterráneas.....</b>	<b>235</b>
<b>V.4.2.3. Protocolo de toma de muestras de gases.....</b>	<b>236</b>
<b>V.4.3. Protocolo de análisis por cromatografía de gases.....</b>	<b>236</b>
<b>V.4.4. Ensayo de head space.....</b>	<b>240</b>
<b>V.4.5. Ensayo de bail-down.....</b>	<b>241</b>
<b>V.5. CONTROL Y SEGUIMIENTO DE LOS CAMPOS DE PRUEBAS.....</b>	<b>243</b>



	<b>Págs.</b>
<b>V.5.1. Medición de compuestos orgánicos volátiles.....</b>	<b>242</b>
<b>V.5.2. Medida de explosividades.....</b>	<b>244</b>
<b>V.5.3. Medida de metano, CO<sub>2</sub>, y temperatura del aire.....</b>	<b>245</b>
<b>V.5.4. Medida de niveles piezométricos y espesores de producto libre.....</b>	<b>245</b>
<b>V.5.5. Medida de caudales de extracción e inyección.....</b>	<b>246</b>
<b>V.5.6. Medida de caudales de agua bombeados.....</b>	<b>247</b>
<b>V.5.7. Medida del volumen de producto libre extraído.....</b>	<b>247</b>
<b>V.5.8. Medida de presión de vacío.....</b>	<b>247</b>
<b>V.5.9. Muestreo de aguas subterráneas.....</b>	<b>247</b>
<b>V.5.10. Muestreo de vapores orgánicos.....</b>	<b>248</b>
<b>V.5.11. Muestreo de suelos.....</b>	<b>248</b>
<b>V.5.12. Ensayos de bombeo.....</b>	<b>249</b>
<b>V.5.13. Ensayos de bail-down.....</b>	<b>249</b>
<b>V.5.14. Ensayo de inyección de aire.....</b>	<b>250</b>
<b>V.5.15. Ensayos de vacío.....</b>	<b>250</b>
<b>V.6. DESCRIPCIÓN DE LOS EQUIPOS UTILIZADOS.....</b>	<b>250</b>
<b>CAPÍTULO VI. TRABAJOS DE INVESTIGACIÓN.....</b>	<b>253</b>
<b>VI.1 INVESTIGACIÓN INICIAL DE LA CONTAMINACIÓN.....</b>	<b>253</b>
<b>VI.1.1. Objetivos del estudio.....</b>	<b>253</b>
<b>VI.1.2. Trabajos realizados.....</b>	<b>253</b>
<b>VI.1.2.1 .Perforaciones y construcción de piezómetros.....</b>	<b>253</b>
<b>VI.1.2.2. Medición de compuestos orgánicos volátiles.....</b>	<b>254</b>
<b>VI.1.2.3. Toma de muestras de suelos.....</b>	<b>255</b>
<b>VI.1.2.4. Toma de muestras líquidas.....</b>	<b>256</b>
<b>VI.1.2.5. Toma de muestras gaseosas.....</b>	<b>257</b>
<b>VI.1.2.6. Medición de COV's, explosividad y oxígeno en boca de piezómetro.....</b>	<b>258</b>
<b>VI.1.2.7. Medida de niveles piezométricos.....</b>	<b>258</b>
<b>VI.1.2.8. Espesores de suelo contaminado.....</b>	<b>258</b>
<b>VI.1.2.9. Ensayos de bail-down.....</b>	<b>260</b>
<b>VI.1.3. Marco geológico e hidrogeológico.....</b>	<b>260</b>
<b>VI.1.3.1. Marco geológico.....</b>	<b>260</b>
<b>VI.1.3.2. Marco hidrogeológico.....</b>	<b>265</b>

	<b>Págs.</b>
<b>VI.1.4. Resultados analíticos</b> .....	266
<b>VI.1.4.1. Análisis de suelos</b> .....	267
<b>VI.1.4.2. Análisis de aguas subterráneas</b> .....	268
<b>VI.1.4.3. Análisis de gases del suelo</b> .....	269
<b>VI.1.5. Situación global de la contaminación</b> .....	272
<b>VI.1.5.1. Contaminación del suelo</b> .....	272
<b>VI.1.5.2. Contaminación de las aguas subterráneas</b> .....	273
<b>VI.1.5.3. Contaminación por volátiles</b> .....	275
<b>VI.1.6. Diseño del sistema de saneamiento</b> .....	276
<b>VI.1.6.1. Objetivos del saneamiento</b> .....	277
<b>VI.1.6.2. Descripción del proceso de tratamiento</b> .....	278
<b>VI.1.6.2.1. Sistema de extracción de vapores del suelo mediante vacío</b> .....	279
<b>VI.1.6.2.2. Sistema de inyección de aire</b> .....	280
<b>VI.1.6.2.3. Extracción de producto libre en flotación</b> .....	281
<b>VI.1.6.2.4. Bombeo y tratamiento de agua contaminada</b> .....	282
<b>VI.1.7. Descripción de los campos de pruebas nº 1 y nº 2</b> .....	283
<b>VI.1.7.1. Campo de Pruebas nº 1</b> .....	284
<b>VI.1.7.1.1. Infraestructuras</b> .....	284
<b>VI.1.7.1.2. Definición de las condiciones iniciales</b> .....	288
<b>VI.1.7.2. Campo de Pruebas nº 2</b> .....	294
<b>VI.1.7.2.1. Infraestructuras</b> .....	295
<b>VI.1.7.2.2. Definición de las condiciones iniciales</b> .....	298
<b>VI.2. RESULTADOS DE LOS CAMPOS DE PRUEBAS</b> .....	305
<b>VI.2.1. Resultados del CAMPO DE PRUEBAS Nº 1</b> .....	305
<b>VI.2.1.1. Resultados de compuestos orgánicos volátiles</b> .....	305
<b>VI.2.1.1.1. Medidas iniciales</b> .....	306
<b>VI.2.1.1.2. Medidas en conjunto</b> .....	307
<b>VI.2.1.1.3. Medidas individuales</b> .....	311
<b>VI.2.1.2. Resultados de explosividad</b> .....	314
<b>VI.2.1.2.1. Explosividad con hexano</b> .....	314
<b>VI.2.1.2.2. Explosividad con nonano</b> .....	320
<b>VI.2.1.3. Resultados de metano, dióxido de carbono, y temperatura del aire</b> .....	322
<b>VI.2.1.3.1. Concentración de metano</b> .....	322
<b>VI.2.1.3.2. Concentración de dióxido de carbono</b> .....	323

	<b>Págs.</b>
VI.2.1.3.3. Temperatura del aire.....	325
<b>VI.2.1.4. Niveles piezométricos y de espesores aparentes de producto libre...</b>	<b>327</b>
VI.2.1.4.1. Niveles piezométricos.....	328
VI.2.1.4.2. Espesores aparentes de producto libre.....	332
<b>VI.2.1.5. Caudales de extracción de aire.....</b>	<b>335</b>
<b>VI.2.1.6. Caudales de inyección de aire.....</b>	<b>338</b>
<b>VI.2.1.7. Resultados de presión de vacío.....</b>	<b>340</b>
<b>VI.2.1.8. Caudales de bombeo de agua.....</b>	<b>344</b>
<b>VI.2.1.9. Volumetría del producto libre extraído.....</b>	<b>345</b>
<b>VI.2.1.10. Resultados analíticos de aguas subterráneas.....</b>	<b>348</b>
<b>VI.2.1.11. Resultados analíticos de gases.....</b>	<b>350</b>
VI.2.1.11.1. Concentración de TPH.....	353
VI.2.1.11.2. Fracción volátil.....	355
<b>VI.2.1.12. Resultados analíticos de suelos.....</b>	<b>357</b>
VI.2.1.12.1. Análisis de mecánica de suelos.....	357
VI.2.1.12.2. Análisis de TPH y fracción volátil.....	358
<b>VI.2.1.13. Resultados de los ensayos de bombeo.....</b>	<b>369</b>
<b>VI.2.1.14. Resultados de los ensayos de bail-down.....</b>	<b>371</b>
<b>VI.2.1.15. Resultados del ensayo de inyección de aire.....</b>	<b>375</b>
<b>VI.2.2. Resultados del CAMPO DE PRUEBAS N° 2.....</b>	<b>380</b>
<b>VI.2.2.1. Resultados de compuestos orgánicos volátiles.....</b>	<b>380</b>
VI.2.2.1.1. Medidas iniciales.....	381
VI.2.2.1.2. Medidas en conjunto.....	385
VI.2.2.1.3. Medidas individuales.....	390
<b>VI.2.2.2. Resultados de explosividad.....</b>	<b>393</b>
VI.2.2.2.1. Explosividad con hexano.....	393
VI.2.2.2.2. Explosividad con nonano.....	402
<b>VI.2.2.3. Resultados de metano, dióxido de carbono, y temperatura del aire...</b>	<b>407</b>
VI.2.2.3.1. Concentración de metano.....	407
VI.2.2.3.2. Concentración de dióxido de carbono.....	408
VI.2.2.3.3. Temperatura del aire.....	410
<b>VI.2.2.4. Niveles plezométricos.....</b>	<b>413</b>
<b>VI.2.2.5. Caudales de extracción de aire.....</b>	<b>416</b>
VI.2.2.5.1. Control inicial de la extracción de vapores.....	416

	<b>Págs.</b>
VI.2.2.5.2. Registro continuo de los caudales de extracción.....	418
<b>VI.2.2.6. Caudales de inyección de aire.....</b>	<b>421</b>
<b>VI.2.2.7. Resultados de presión de vacío.....</b>	<b>422</b>
<b>VI.2.2.8. Caudales de bombeo de agua.....</b>	<b>426</b>
<b>VI.2.2.9. Resultados analíticos de aguas.....</b>	<b>428</b>
<b>VI.2.2.10. Resultados analíticos de gases.....</b>	<b>429</b>
VI.2.2.10.1. Concentración de TPH.....	432
VI.2.2.10.2. Fracción volátil.....	436
<b>VI.2.2.11. Resultados analíticos de suelos.....</b>	<b>438</b>
VI.2.2.11.1. Análisis de mecánica de suelos.....	439
VI.2.2.11.2. Análisis de TPH y fracción volátil.....	439
<b>VI.2.2.12. Resultados del ensayo de bombeo.....</b>	<b>451</b>
<b>VI.2.2.13. Resultados del ensayo de vacío.....</b>	<b>453</b>
<b>VI.2.2.14. Resultados de los ensayos de inyección de aire.....</b>	<b>453</b>
<b>VI.3. CARACTERIZACIÓN Y VOLUMETRÍA INICIAL DE LOS CAMPOS DE PRUEBAS.....</b>	<b>460</b>
<b>VI.3.1. Estado inicial de la contaminación en los campos de pruebas.....</b>	<b>460</b>
<b>VI.3.2. Extensión y volumen de suelos y aguas afectados.....</b>	<b>466</b>
<b>VI.3.3. Distribución y cuantificación de la contaminación en el subsuelo.....</b>	<b>469</b>
<b>CAPÍTULO VII. PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....</b>	<b>473</b>
<b>CAMPO DE PRUEBAS N° 1.....</b>	<b>475</b>
<b>VII.1. TASA DE ELIMINACIÓN ESTIMADA.....</b>	<b>475</b>
<b>VII.1.1. Tasa de eliminación estimada.....</b>	<b>475</b>
<b>VII.1.1.1. Tasa de eliminación por volatilización.....</b>	<b>475</b>
VII.1.1.1.1. Volatilización del hidrocarburo en el suelo.....	478
VII.1.1.1.2. Concentración de vapor del hidrocarburo en el suelo.....	479
VII.1.1.1.3. Cálculo del caudal de extracción de aire.....	479
VII.1.1.1.4. Cálculo de la tasa de volatilización estimada.....	482
<b>VII.1.1.2. Tasa de eliminación del producto libre.....</b>	<b>482</b>
VII.1.1.2.1. Parámetros hidrogeológicos y del contaminante.....	482
VII.1.1.2.2. Cálculo del volumen de producto libre existente.....	483

	<b>Págs.</b>
VII.1.1.2.3. Tasa de extracción del producto libre.....	485
<b>VII.1.2. Tiempo de limpieza estimado.....</b>	<b>488</b>
VII.1.2.1. Tiempo de limpieza por volatilización.....	488
VII.1.2.2. Tiempo de limpieza por extracción de producto en fase libre.....	490
<b>VII.1.3. Modelización del sistema de extracción de vapores.....</b>	<b>492</b>
VII.1.3.1. Datos de partida.....	495
VII.1.3.2. Calibración y análisis de sensibilidad.....	496
VII.1.3.3. Resultados de la modelización.....	496
VII.1.3.3.1. Resultados respecto al flujo de aire.....	496
VII.1.3.3.2. Resultados de la eliminación del NAPL.....	498
VII.1.3.4. Conclusiones del modelo.....	500
<b>VII.2. REVISIÓN DE LOS DATOS OBTENIDOS.....</b>	<b>501</b>
<b>VII.2.1. Calculo de parámetros relacionados con las propiedades del suelo.....</b>	<b>501</b>
VII.2.1.1. Parámetros hidrogeológicos.....	501
VII.2.1.2. Descripción del suelo.....	505
VII.2.1.3. Propiedades fisico-químicas del suelo.....	506
VII.2.1.4. Porosidad y humedad del suelo.....	507
VII.2.1.5. Permeabilidad intrínseca y permeabilidad al aire.....	508
<b>VII.2.2. Calculo de los parámetros relacionados con la presencia de la     Contaminación.....</b>	<b>510</b>
VII.2.2.1. Velocidad de la carga contaminenta y coeficiente de retardo.....	510
VII.2.2.2. Coeficiente de distribución e isoterma de sorción.....	513
<b>VII.2.3. Calculo de parámetros relacionados con el funcionamiento del sistema de tratamiento.....</b>	<b>516</b>
VII.2.3.1. Centro de gravedad de la presión de vacío.....	520
VII.2.3.2. Velocidad de flujo del aire.....	520
VII.2.3.2.1. Velocidad de flujo en función del caudal de extracción de aire.....	520
VII.2.3.2.2. Velocidad de flujo de Darcy.....	523
VII.2.3.2.3. Coeficiente entre velocidades de flujo de aire.....	524
VII.2.3.3. Tiempos de transito del flujo de aire.....	525
VII.2.3.3.1. Tiempo de transito en función de las propiedades del suelo.....	526
VII.2.3.3.2. Tiempos de transito en función de la velocidad de flujo.....	528
VII.2.3.3.3. Tiempos de transito en función de la velocidad de Darcy.....	529
VII.2.3.3.4. Coeficiente entre los tiempos de tránsito.....	530

	<b>Págs.</b>
<b>VII.2.3.4. Radios de influencia.....</b>	<b>531</b>
VII.2.3.4.1. Radio de influencia respecto al bombeo de agua.....	531
VII.2.3.4.2. Modelización hidrogeológica del bombeo.....	535
VII.2.3.4.3. Radio de influencia respecto al bombeo de la fase disuelta.....	544
VII.2.3.4.4. Radio de influencia respecto a la extracción de producto libre.....	546
VII.2.3.4.5. Radio de influencia respecto a la extracción de vapores del suelo.....	550
VII.2.3.4.6. Radio de influencia respecto a la inyección de aire.....	552
VII.2.3.4.7. Radio de influencia respecto a la utilización de oxígeno.....	556
<b>VII.2.4. Balance de masas.....</b>	<b>560</b>
<b>VII.2.4.1. Distribución de la contaminación en subsuelo.....</b>	<b>560</b>
VII.2.4.1.1. Masa de hidrocarburos iniciales.....	561
VII.2.4.1.2. Distribución de la contaminación en el tiempo.....	562
<b>VII.2.4.2. Volumetría de los hidrocarburos eliminados.....</b>	<b>565</b>
VII.2.4.2.1. Cálculo de la masa de hidrocarburo eliminada por volatilización.....	566
VII.2.4.2.2. Cálculo de la masa de hidrocarburo eliminada por bombeo de la fase disuelta.....	568
VII.2.4.2.3. Cálculo de la masa de hidrocarburo eliminada por bombeo de la fase libre.....	571
VII.2.4.2.4. Cálculo de la masa de hidrocarburo eliminada por biodegradación.....	575
<b>VII.2.4.3. Balance de hidrocarburos iniciales y eliminados.....</b>	<b>580</b>
VII.2.4.3.1. Evolución de la eliminación de hidrocarburos con el tiempo de tratamiento.....	580
VII.2.4.3.2. Balance entre hidrocarburos iniciales y finales.....	582
VII.2.4.3.2.1. Hidrocarburos iniciales.....	583
VII.2.4.3.2.2. Hidrocarburos eliminados.....	583
VII.2.4.3.2.3. Hidrocarburos por aportes externos.....	584
VII.2.4.3.2.4. Hidrocarburos no eliminados.....	585
VII.2.4.3.2.5. Balance entre hidrocarburos iniciales y finales.....	586
VII.2.4.3.3. Balance de hidrocarburos iniciales y eliminados durante el tratamiento.....	587
<b>VII.3. TASA DE ELIMINACIÓN REAL.....</b>	<b>589</b>
<b>VII.3.1. Coeficientes y tasas de descontaminación.....</b>	<b>593</b>
<b>VII.3.1.1. Tasa de volatilización.....</b>	<b>593</b>
VII.3.1.1.1. Coeficiente de volatilización.....	593

	Págs.
VII.3.1.1.2. Tasa de volatilización.....	596
<b>VII.3.1.2. Tasa de biodegradación.....</b>	<b>599</b>
VII.3.1.2.1. Coeficiente de biodegradación.....	602
VII.3.1.2.2. Tasa de biodegradación.....	604
VII.3.1.2.1.1. Tasa respirométrica de oxígeno.....	606
VII.3.1.2.1.2. Tasa respirométrica de dióxido de carbono.....	612
VII.3.1.2.1.3. Tasa respirométrica global.....	614
<b>VII.3.1.3. Tasa de extracción de fase disuelta.....</b>	<b>617</b>
VII.3.1.3.1. Coeficiente de extracción de fase disuelta.....	617
VII.3.1.3.2. Tasa de extracción de fase disuelta.....	619
<b>VII.3.1.4. Tasa de extracción de fase libre.....</b>	<b>621</b>
VII.3.1.4.1. Coeficiente de extracción de fase libre.....	621
VII.3.1.4.2. Tasa de extracción de fase libre.....	623
<b>VII.3.2. Tiempos de eliminación reales.....</b>	<b>627</b>
VII.3.2.1. Tiempo de eliminación por volatilización.....	627
VII.3.2.2. Tiempo de eliminación por biodegradación.....	630
VII.3.2.3. Tiempo de eliminación por extracción de la fase disuelta.....	632
VII.2.3.4. Tiempo de eliminación por extracción de la fase libre.....	634
<b>VII.3.3 Tasa de eliminación real para el campo de pruebas n° 1.....</b>	<b>637</b>
VII.3.3.1. Tasa de eliminación correspondiente a la extracción de vapores e inyección de aire (línea de aire).....	639
VII.3.3.2. Tasa de eliminación correspondiente al bombeo y tratamiento (línea de agua).....	640
VII.3.3.3. Tasa real de eliminación total.....	641
<b>CAMPO DE PRUEBAS N° 2.....</b>	<b>643</b>
<b>VII.4. TASA DE ELIMINACIÓN ESTIMADA.....</b>	<b>644</b>
<b>VII.4.1. Tasa de eliminación por volatilización.....</b>	<b>644</b>
VII.4.1.1.1. Volatilización del hidrocarburo en el suelo.....	644
VII.4.1.1.2. Concentración de vapor del hidrocarburo en el suelo.....	647
VII.4.1.1.3. Cálculo del caudal de extracción de aire.....	648
VII.4.1.1.4. Cálculo de la tasa de volatilización estimada.....	650
<b>VII.4.2. Tiempo de limpieza estimado.....</b>	<b>651</b>
VII.4.2.1. Tiempo de limpieza por volatilización.....	651

	<b>Págs.</b>
<b>VII.4.3. Modelización del sistema de extracción de vapores.....</b>	<b>653</b>
<b>VII.4.3.1. Datos de partida.....</b>	<b>653</b>
<b>VII.4.3.2. Calibración y análisis de sensibilidad.....</b>	<b>655</b>
<b>VII.4.3.3. Resultados de la modelización.....</b>	<b>655</b>
<b>VII.4.3.3.1. Resultados respecto al flujo de aire.....</b>	<b>655</b>
<b>VII.4.3.3.2. Resultados de la eliminación de NAPL.....</b>	<b>657</b>
<b>VII.5. REVISIÓN DE LOS DATOS OBTENIDOS.....</b>	<b>659</b>
<b>VII.5.1. Cálculo de parámetros relacionados con las propiedades del suelo.....</b>	<b>659</b>
<b>VII.5.1.1. Parámetros hidrogeológicos.....</b>	<b>659</b>
<b>VII.5.1.2. Descripción del suelo.....</b>	<b>664</b>
<b>VII.5.1.3. Propiedades fisico-químicas del suelo.....</b>	<b>665</b>
<b>VII.5.1.4. Porosidad y humedad del suelo.....</b>	<b>665</b>
<b>VII.5.1.5. Permeabilidad intrínseca y permeabilidad al aire.....</b>	<b>666</b>
<b>VII.5.2. Cálculo de los parámetros relacionados con la presencia de la contaminación.....</b>	<b>669</b>
<b>VII.5.2.1. Velocidad de la carga contaminante y coeficiente de retardo.....</b>	<b>669</b>
<b>VII.5.2.2. Coeficiente de distribución e isoterma de sorción.....</b>	<b>667</b>
<b>VII.5.3. Cálculo de parámetros relacionados con el funcionamiento del sistema de tratamiento.....</b>	<b>673</b>
<b>VII.5.3.1. Centro de gravedad de vacío.....</b>	<b>673</b>
<b>VII.5.3.2. Velocidad de flujo del aire.....</b>	<b>676</b>
<b>VII.5.3.2.1. Velocidad de flujo en función del caudal de extracción de aire.....</b>	<b>676</b>
<b>VII.5.3.2.2. Velocidad de flujo de Darcy.....</b>	<b>679</b>
<b>VII.5.3.2.3. Coeficiente entre velocidades de flujo de aire.....</b>	<b>681</b>
<b>VII.5.3.3. Tiempos de tránsito del flujo de aire.....</b>	<b>682</b>
<b>VII.5.3.3.1. Tiempo de tránsito en función de las propiedades del suelo.....</b>	<b>682</b>
<b>VII.5.3.3.2. Tiempos de tránsito en función de la velocidad de flujo.....</b>	<b>684</b>
<b>VII.5.3.3.3. Tiempos de tránsito en función de la velocidad de Darcy.....</b>	<b>685</b>
<b>VII.5.3.3.4. Coeficiente entre los tiempos de tránsito.....</b>	<b>686</b>
<b>VII.5.3.4. Radios de influencia.....</b>	<b>687</b>
<b>VII.5.3.4.1. Radio de influencia respecto al bombeo de agua.....</b>	<b>687</b>
<b>VII.5.3.4.2. Modelización hidrogeológica del bombeo.....</b>	<b>693</b>
<b>VII.5.3.4.3. Radio de influencia respecto a bombeo de fase disuelta.....</b>	<b>701</b>
<b>VII.5.3.4.3. Radio de influencia respecto a la extracción de vapores del suelo.....</b>	<b>702</b>



	<b>Págs.</b>
VII.5.3.3.4. Radio de influencia respecto a la utilización de oxígeno.....	707
<b>VII.5.4. Balance de masas.....</b>	<b>712</b>
<b>VII.5.4.1. Distribución de la contaminación en subsuelo.....</b>	<b>712</b>
VII.5.4.1.1. Masa de hidrocarburos iniciales.....	713
VII.5.4.1.2. Distribución de la contaminación en el tiempo.....	714
<b>VII.5.4.2. Volumetría de los hidrocarburos eliminados.....</b>	<b>716</b>
VII.5.4.2.1. Cálculo de la masa de hidrocarburo eliminada por volatilización.....	717
VII.5.4.2.2. Cálculo de la masa de hidrocarburo eliminada por bombeo de la fase disuelta.....	720
VII.5.4.2.3. Cálculo de la masa de hidrocarburos eliminada por biodegradación.....	721
<b>VII.5.4.3. Balance de hidrocarburos iniciales y eliminados.....</b>	<b>728</b>
VII.5.4.3.1. Evolución de la eliminación de hidrocarburos con el tiempo de tratamiento.....	728
VII.5.4.3.2. Balance entre hidrocarburos iniciales y eliminados.....	730
VII.5.4.3.2.1. Hidrocarburos iniciales.....	731
VII.5.4.3.2.2. Hidrocarburos eliminados.....	731
VII.5.4.3.2.3. Hidrocarburos por aportes externos.....	732
VII.5.4.3.2.4. Hidrocarburos no eliminados.....	732
VII.5.4.3.2.5. Balance entre hidrocarburos iniciales y finales.....	733
VII.5.4.3.3. Balance de hidrocarburos presentes y eliminados durante el tratamiento.....	734
<b>VII.6. TASA DE ELIMINACIÓN REAL.....</b>	<b>737</b>
<b>VII.6.1. Coeficientes y tasas de descontaminación.....</b>	<b>739</b>
<b>VII.6.1.1. Tasa de volatilización.....</b>	<b>739</b>
VII.6.1.1.1. Coeficiente de volatilización.....	739
VII.6.1.1.2. Tasa de volatilización.....	742
<b>VII.6.1.2. Tasa de biodegradación.....</b>	<b>745</b>
VII.6.1.2.1. Coeficiente de biodegradación.....	746
VII.6.1.2.2. Tasa de biodegradación.....	749
VII.6.1.2.1.1. Tasa respirométrica de oxígeno.....	751
VII.6.1.2.1.2. Tasa respirométrica de dióxido de carbono.....	758
VII.6.1.2.1.3. Tasa respirométrica global.....	760
<b>VII.6.1.3. Tasa de extracción de fase disuelta.....</b>	<b>763</b>
VII.6.1.3.1. Coeficiente de extracción de fase disuelta.....	764

	<b>Págs.</b>
VII.6.1.3.2. Tasa de extracción de fase disuelta.....	766
<b>VII.6.2. Tiempos de eliminación reales.....</b>	<b>768</b>
<b>VII.6.2.1. Tiempo de eliminación por volatilización.....</b>	<b>768</b>
<b>VII.6.2.2. Tiempo de eliminación por biodegradación.....</b>	<b>770</b>
<b>VII.6.2.3. Tiempo de eliminación por extracción de la fase disuelta.....</b>	<b>773</b>
<b>VII.6.3 Tasa de eliminación real para el campo de pruebas nº 2.....</b>	<b>775</b>
<b>VII.6.3.1. Tasa de eliminación correspondiente a la extracción de vapores e inyección de aire (línea de aire).....</b>	<b>777</b>
<b>VII.6.3.2. Tasa de eliminación correspondiente al bombeo y tratamiento (línea de agua).....</b>	<b>778</b>
<b>VII.3.3.3. Tasa real de eliminación total.....</b>	<b>779</b>
<b>CAPÍTULO VIII. INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS.....</b>	<b>781</b>
<b>VIII.1. IDENTIFICACIÓN DE PARAMETROS O VARIABLES QUE INFLUYEN EN EL SISTEMA.....</b>	<b>781</b>
<b>VIII.1.1. Identificación de parámetros o variables.....</b>	<b>781</b>
<b>VIII.1.2. Relación entre parámetros o variables.....</b>	<b>782</b>
<b>VIII.1.2.1. Relación TPH ,COV's y explosividad.....</b>	<b>782</b>
<i>Campo de pruebas nº 1.....</i>	<i>783</i>
<i>Campo de pruebas nº 2.....</i>	<i>788</i>
<b>VIII.1.2.2. Relación TPH , COV's , explosividad y caudal de extracción de aire.....</b>	<b>794</b>
<i>Campo de pruebas nº 1.....</i>	<i>794</i>
<i>Campo de pruebas nº 2.....</i>	<i>798</i>
<b>VIII.1.2.3. Caudal de extracción de aire, presión de vacío e inyección de aire.....</b>	<b>803</b>
<i>Campo de pruebas nº 1.....</i>	<i>803</i>
<i>Campo de pruebas nº 2.....</i>	<i>811</i>
<b>VIII.1.2.4. Relación entre la concentración en TPH y evolución de la fracción volátil.....</b>	<b>820</b>
<i>Campo de pruebas nº 1.....</i>	<i>820</i>
<i>campo de pruebas nº 2.....</i>	<i>829</i>

	Págs.
VIII.1.2.5. Relación entre porosidad al aire-permeabilidad al aire-humedad del suelo.....	843
<i>Campo de pruebas n° 1</i> .....	843
<i>Campo de pruebas n° 2</i> .....	846
VIII.1.2.6. Espesor de la zona no saturada y caudales de extracción, inyección y TPH en gases.....	849
<i>Campo de pruebas n° 1</i> .....	849
<i>Campo de pruebas n° 2</i> .....	855
VIII.1.2.7 Volumen de aire movilizado respecto a la volatilización y biodegradación.....	862
<i>Campo de pruebas n° 1</i> .....	862
<i>Campo de pruebas n° 2</i> .....	866
VIII.1.2.8. Relación velocidad de flujo de aire y tiempos de tránsito.....	872
<i>Campo de pruebas n° 1</i> .....	873
<i>Campo de pruebas n° 2</i> .....	881
VIII.2. NUMERO DE RENOVACIÓN DE AIRE.....	891
VIII.2.1. Determinación del número de renovación de aire.....	891
VIII.2.1.1. Número de renovación de aire estimada ( $NRA_e$ ).....	893
<i>Campo de pruebas n° 1</i> .....	893
<i>Campo de pruebas n° 2</i> .....	895
VIII.2.1.2. Número de renovación de aire real ( $NRA_r$ ).....	897
<i>Campo de pruebas n° 1</i> .....	897
<i>Campo de pruebas n° 2</i> .....	900
VIII.2.2. Número de renovación de aire y masa de hidrocarburos eliminados.....	903
VIII.2.2.1. Número de renovación de aire estimada y masa estimada de hidrocarburos eliminados (Modelo descontaminación estimado).....	904
<i>Campo de pruebas n° 1</i> .....	904
<i>Campo de pruebas n° 2</i> .....	907
VIII.2.2.2. Número de renovación de aire real y masa real de hidrocarburos eliminados (Modelo descontaminación real).....	907
<i>Campo de pruebas n° 1</i> .....	907
<i>Campo de pruebas n° 2</i> .....	910

## Págs.

VIII.2.2.3. Relación entre el modelo de descontaminación estimado y el modelo de descontaminación real.....	912
<i>Campo de pruebas n° 1</i> .....	913
<i>Campo de pruebas n° 2</i> .....	914
<i>Emplazamiento de contraste 1</i> .....	916
<i>Emplazamiento de contraste 2, 3 y 4</i> .....	918
VIII.3. TASA DE RENOVACIÓN DE AIRE.....	920
VIII.3.1. Determinación de la tasa de renovación de aire.....	920
VIII.3.1.1. Tasa de renovación de aire estimada.....	920
<i>Campo de pruebas n° 1</i> .....	920
<i>Campo de pruebas n° 2</i> .....	921
<i>Emplazamiento de contraste 1</i> .....	921
VIII.3.1.2. Tasa de renovación de aire real.....	922
<i>Campo de pruebas n° 1</i> .....	922
<i>Campo de pruebas n° 2</i> .....	922
<i>Emplazamiento de contraste 1</i> .....	923
VIII.3.2. Hidrocarburos eliminados respecto al aire movilizado.....	924
<i>Campo de pruebas n° 1</i> .....	925
<i>Campo de pruebas n° 2</i> .....	926
VIII.4. ECUACIÓN REFERENCIAL DE LA DESCONTAMINACIÓN.....	928
VIII.5. VARIABLES QUE DEFINEN LA EFICACIA DEL SISTEMA DE EXTRACCIÓN DE VAPORES.....	933
VIII.5.1. Recapitulación de resultados.....	934
VIII.5.1.1. Considerando los procesos de volatilización y biodegradación (supuesto A) .....	935
<i>Campo de pruebas n° 1</i> .....	936
<i>Campo de pruebas n° 2</i> .....	936
<i>Emplazamiento de contraste 1</i> .....	937
<i>Emplazamiento de contraste 2, 3 y 4</i> .....	938
VIII.5.1.2. Considerando procesos de volatilización (supuesto B).....	941
<i>Campo de pruebas n° 1</i> .....	940
<i>Campo de pruebas n° 2</i> .....	942
<i>Emplazamiento de contraste 1</i> .....	942
<i>Modelos con AIRFLOW</i> .....	943

	<b>Págs.</b>
<b>CAPÍTULO IX. CONCLUSIONES.....</b>	<b>949</b>
<b>IX.1. SINOPSIS.....</b>	<b>949</b>
<b>IX.2. RECAPITULACIÓN DE LOS TRABAJOS DE INVESTIGACIÓN.....</b>	<b>950</b>
<b>IX.3. SÍNTESIS DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS.....</b>	<b>952</b>
<b>IX.3.1. Procesos de eliminación de los hidrocarburos.....</b>	<b>952</b>
<b>IX.3.2. Productividad del sistema de tratamiento.....</b>	<b>962</b>
<b>IX.3.3. Variables que afectan al sistema.....</b>	<b>963</b>
<b>IX.3.3.1. Relación TPH - COV's - explosividad – caudal de extracción de aire.....</b>	<b>965</b>
<b>IX.3.3.2. Relación entre caudal de extracción de aire – presión de vacío e inyección de aire.....</b>	<b>966</b>
<b>IX.3.3.3. Relación entre concentración de TPH –fracción volátil.....</b>	<b>967</b>
<b>IX.3.3.4. Relación entre porosidad al aire–permeabilidad al aire-humedad del suelo.....</b>	<b>969</b>
<b>IX.3.3.5. Relación espesor de la zona no saturada (ZNS) – caudal de extracción/inyección aire – concentración TPH en gases.....</b>	<b>969</b>
<b>IX.3.3.6. Relación volumen de aire movilizado –volatilización –biodegradación.....</b>	<b>970</b>
<b>IX.3.3.7. Relación entre la velocidad de flujo y Darcy de aire y tiempos de tránsito.....</b>	<b>971</b>
<b>IX.3.4. Número de renovaciones de aire.....</b>	<b>972</b>
<b>IX.3.5. Ecuación referencial de la descontaminación.....</b>	<b>978</b>
<b>IX.3.6. Tasa de renovación de aire.....</b>	<b>981</b>
<b>IX.3.7. Variables que definen la eficacia del sistema de extracción de vapores.....</b>	<b>982</b>
<b>IX.4. CONCLUSIONES FINALES.....</b>	<b>988</b>
<b>CAPÍTULO X. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>989</b>
<b>X.1. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....</b>	<b>989</b>
<b>X.2. REVISTAS Y PONENCIAS.....</b>	<b>993</b>
<b>X.3. PROGRAMAS DE SIMULACIÓN INFORMÁTICA.....</b>	<b>1007</b>
<b>X.4. REFERENCIAS ELECTRÓNICAS.....</b>	<b>1008</b>

# **CAPÍTULO I**

## **ANTECEDENTES**

## **I. ANTECEDENTES**

Uno de los objetivos estratégicos del *"Plan Nacional de Investigación Científica de Desarrollo e Innovación Tecnológica"* del M<sup>o</sup> de Ciencia y Tecnología para el 2000-2003 es mejorar el aprovechamiento de los resultados de I+D por parte de las empresas y de la sociedad española en su conjunto e incrementar los recursos humanos cualificados dentro del sector público como en el privado, siendo una de las áreas prioritarias de investigación el Medio Ambiente, y, en concreto, el desarrollo del tratamiento y depuración del agua por un lado, y por otro, de instrumentos, técnicas y métodos de seguimiento de variables medioambientales.

Dentro de este marco de fomento de la investigación se encuentra la concesión de la ayuda a D<sup>a</sup> Esther Maroto Arroyo para la elaboración de la presente **Tesis Doctoral**, dentro del programa de *"Intercambio de Personal Investigador entre Industrias y Centros Públicos de Investigación"* (Convocatoria año 1992, BOE 20-11-92). Dicho programa perteneció a la Dirección de Enseñanza Superior e Investigación Científica del Ministerio de Educación y Ciencia (RD 696/2000) pasando en enero de 2000 a formar parte de la Dirección General de Investigación del Ministerio de Ciencia y Tecnología.

Dentro de este programa de investigación, le fue adjudicada a D<sup>a</sup> Esther Maroto Arroyo, una ayuda de 4 años (hasta el del 14 abril de 1.998 al 31 de marzo de 2002) para la realización de la Tesis Doctoral dentro de la empresa Geotecnia y Cimientos S.A., bajo la dirección de D. Juan Manuel Rogel Quesada y correspondiendo la tutorización de la misma a la UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE MADRID.

Actualmente existe una gran preocupación por la protección del medio ambiente, dada la importancia que tiene el mantenimiento de la calidad de las aguas subterráneas y de los suelos. Este interés se manifiesta tanto por las medidas de prevención y de actuación que se están llevando a cabo en la actualidad por diversos sectores como por las recientes leyes de inmediata aplicación.

Debido a la importancia del suelo como recurso natural, como soporte de la vida vegetal y animal, y por su condición amortiguadora, se hace necesaria su protección frente a la contaminación y/o su restauración en caso de encontrarse contaminado.

## **CAPÍTULO II**

### **ASPECTOS FUNDAMENTALES ASOCIADOS AL TEMA DE INVESTIGACIÓN**



## **II. ASPECTOS FUNDAMENTALES ASOCIADOS AL TEMA DE INVESTIGACIÓN**

Actualmente existe una inquietud real tanto social como científica por el medio ambiente, relativa tanto a la protección y defensa de los diversos ecosistemas existentes como del medio en donde se sustentan (suelos, aguas y atmósfera). Este hecho junto a la problemática, a nivel mundial, de la contaminación medioambiental existente desde que se produjo la revolución industrial, ha obligado a la comunidad científica a crear un nuevo ámbito de investigación referido a la interacción contaminante-medio (acuíferos y suelo), y a la aplicación y diseño de tecnologías de descontaminación eficaces y viables.

Teniendo en cuenta la importancia que tiene el mantenimiento de la calidad de las aguas subterráneas y debido a la importancia del suelo como recurso natural, como soporte de la vida vegetal y animal, y por su condición amortiguadora, se hace necesaria su protección y/o su restauración frente a la contaminación en caso de encontrarse contaminado, llevándose a cabo medidas de actuación, siendo necesaria la aplicación y acondicionamiento de la legislación.

Existen numerosas técnicas o tecnologías de saneamiento de contrastada eficacia, las cuales se clasifican en función del lugar donde se realicen las labores de remediación en: tipo "in situ" (dentro del emplazamiento contaminado y sin necesidad de excavación de los suelos afectados), tipo "on site" (sobre un suelo excavado y depositado junto a la zona de excavación, y tipo "off site" (el suelo se transporta a una planta de tratamiento específica).

Dada la amplitud y los diversos aspectos que se encuentran asociados al campo de la ingeniería ambiental y la gran variedad de tecnologías existentes, ha sido necesario enfocar el tema en una parcela concreta de investigación, orientándola hacia la contaminación de suelos y aguas subterráneas por compuestos orgánicos (hidrocarburos) y a las técnicas de saneamiento existentes de carácter "in situ".

Debido a la gran extensión de las instalaciones potencialmente contaminadas (refinerías, centros de almacenamiento y principalmente gasolineras) por hidrocarburos en todo el territorio, en gran porcentaje en suelo urbano, hace que las técnicas "in situ" sean las más adecuadas, ya que la excavación del área, además de afectar a la actividad económica, no es posible en la mayoría de los casos al interesar propiedades privadas o públicas, además de las infraestructuras existentes. Por otra parte, debido a la gran movilidad y el potencial

contaminador de algunos de estos compuestos (querosenos, gasolinas, gasóleos, etc) se tiene la necesidad de detección y actuaciones rápidas para evitar la extensión del problema.

La investigación bibliográfica del estado de la técnica se ha centrado, por un lado, en el análisis de las propiedades del suelo y de los acuíferos como receptáculo de la contaminación y de las características físico-químicas de los hidrocarburos, estudiando aquellas propiedades que intervienen y afectan de forma directa o indirecta en la interacción contaminante-medio y en la migración de la contaminación tanto en la zona no saturada del suelo como en el acuífero, así como de los procesos de degradación que se pueden producir.

Por otro lado, se ha realizado el examen de las diversas tecnologías "in situ" existentes, hasta la actualidad utilizadas y contrastadas tanto en ensayos de laboratorio como en trabajos realizados en emplazamientos reales, abarcando desde los métodos tradicionales de bombeo y tratamiento, y los sistemas que se basan en la biorremediación como eje principal del tratamiento, hasta sistemas más sofisticados como son la extracción de vapores orgánicos del suelo, el bioventing (en todas sus versiones) y el lavado de suelos.

El estudio de los sistemas de tratamiento existentes en la actualidad ha comprobado que existe un abanico enorme de técnicas de descontaminación, que se fundamentan en procesos condicionados de carácter físico (bombeo y tratamiento), químico (SVE, bioventing, alto vacío, lavado de suelos) y biológico (biorremediación). Estos procesos se encuentran evaluados por medio de sistemas de cálculo complejos y difíciles de evaluar.

En la revisión del estado del conocimiento se han recogido los siguientes puntos:

1) Análisis de las propiedades del suelo y de los acuíferos como receptáculo de la contaminación y de las características físico-químicas de los hidrocarburos. Para ello se ha estudiado los siguientes temas:

- Propiedades del suelo:

El suelo es un sistema de tres fases, sólido, líquido y gaseoso, constituido por componentes de tipo orgánico e inorgánico, con una estructura bien definida. La situación del nivel freático divide el suelo en dos zonas denominadas zona no saturada -

por encima del nivel freático- y zona saturada -por debajo-, las cuales tienen propiedades hidrogeológicas, biológicas, texturales y estructurales diferentes.

- **Propiedades físico-químicas de los hidrocarburos:**

Los hidrocarburos (gasolinas, querosenos, gasóleos, fuel, etc) son compuestos derivados del petróleo constituidos por una combinación de constituyentes formados por parafinas (alcanos), alquenos y aromáticos en diversa proporción, que da lugar a compuestos con características y propiedades propias.

Estas propiedades son el sello de identidad de cada compuesto y se encuentran definidas por parámetros como solubilidad, presión de vapor, constante de Henry, viscosidad, densidad, coeficiente de difusión, coeficiente de octanol-agua, coeficiente de sorción, etc.

Existe multitud de clasificaciones de hidrocarburos, pero en medio ambiente se utilizan mayoritariamente dos: las referentes a la volatilidad del compuesto (compuestos volátiles, semivolátiles y no volátiles), y las referentes a la densidad del compuesto respecto del agua (más densos que el agua, DNAPL, y menos densos, LNAPL).

2) Propiedades que intervienen y afectan de forma directa o indirecta en la interacción contaminante-medio y en la migración de la contaminación tanto en la zona no saturada del suelo como en el acuífero. Para ello se ha estudiado los siguientes temas:

- **Interacción contaminante-suelo:**

Existen numerosos procesos que afectan en la interacción contaminante suelo, como son los fenómenos de sorción (cuyo comportamiento se ha estudiado en diversos modelos de isotermas de sorción), la saturación residual del hidrocarburo en el medio, el intercambio catiónico etc. Así mismo es necesario conocer la distribución espacial de la contaminación en el suelo, distinguiéndose cuatro fases posibles: fase absorbida, fase gaseosa, fase disuelta y fase libre.

- **Migración de los contaminante en el suelo y en las aguas subterráneas**

Una vez estudiada la distribución y presencia de la contaminación en el suelo, se ha de tener en cuenta los mecanismos de transporte de los contaminantes, que se producen por difusión, convección y dispersión mecánica e hidrodinámica, y el tipo de movimiento del agua en el suelo -ya sea en la zona saturada o en la zona no saturada- como vehículo principal de transporte de la carga contaminante.

Así mismo, la migración del hidrocarburo en el suelo y en las aguas subterráneas será diferente si se trata de un LNAPL, ya que el hidrocarburo se situará sobre el nivel freático y su movimiento irá a favor de la dirección de flujo subterráneo, o bien un DNAPL, ya que al ser más denso que el agua su migración vendrá gobernada por acción de la gravedad.

3) Los procesos de degradación de hidrocarburos que se pueden producir. Para ello se ha estudiado los siguientes temas:

Los hidrocarburos de forma espontánea pueden sufrir procesos de degradación a los largo del tiempo al estar expuestos a los condicionantes ambientales. Si se aplican técnicas de saneamiento estos procesos de degradación se van a acelerar y potenciar.

Los procesos de degradación más estudiados son la biodegradación o degradación por acción del metabolismo bacteriano de los microorganismos autóctonos del suelo, y la volatilización o conversión de los constituyentes de la fase líquida a la fase vapor.

4) El examen de las tecnologías de descontaminación "in situ" existentes más importantes. Para ello se ha estudiado los siguientes temas:

Para cada uno de las técnicas de saneamiento es necesario tener en cuenta consideraciones de diseño del sistema de tratamiento y unos determinados criterios de selección de la técnica como son características del medio a tratar (suelo y agua subterránea) y del tipo de contaminante, las viabilidades de la técnica (costes del tratamiento, necesidades de infraestructura, etc) y requisitos legales.

La investigación se ha centrado en las técnicas de tratamiento de tipo "in situ", tanto de suelos como de aguas subterráneas, que son:

- Bombeo y tratamiento (Pum&Treat)

- Extracción de vapores del suelo (Soil Vacuum Extraction)
- Inyección de aire (Bioventing)
- Inyección de aire en el agua (Air Sparging)
- Biorremediación (Biorremediation)
- Alto Vacío (High Vacuum Extracción)
- Lavado de suelos (Soil Flushing)

**Bombeo y tratamiento:** Esta técnica consiste en la captura de una pluma contaminante y su tratamiento mediante el reacondicionamiento de la capa freática por bombeo y tratamiento de la fracción bombeada, estableciendo el control hidráulico mediante conos de captación y extrayendo y descontaminando el agua subterránea y el producto en fase libre en flotación sobre el nivel freático, con lo que es posible restaurar la calidad del acuífero.

La extracción de la fase libre se realiza mediante bombeo con *bombas skimmer* o *bombas de fluidos totales* (ambas de accionamiento neumático). El hidrocarburo bombeado se conduce inicialmente hacia una "unidad de tratamiento" compuesta inicialmente por un *decantador* donde se separa por gravedad el hidrocarburo del agua, y donde el efluente obtenido posteriormente pasa a un *separador de hidrocarburos* por gravedad, aislándose la fase acuosa de la fase inmisible residual existente, antes de su vertido a la red de saneamiento. La fase hidrocarburada junto con el producto más puro recogido en el decantador y en el separador pasan a ser gestionados adecuadamente.

**Extracción de vapores del suelo:** se emplea en la eliminación de Compuestos Orgánicos Volátiles (COV's) que se encuentran retenidos en los espacios intergranulares de la zona no saturada del suelo. Para ello se hace pasar una corriente de aire a través del suelo, produciéndose la transferencia de los contaminantes desde la matriz del suelo, en fase vapor, a la corriente de aire. Esto provoca que se rompa el equilibrio líquido-vapor y se favorezca la vaporización de la fase líquida presente en el mismo

La extracción de vapores del suelo se efectúa mediante la conexión de *pozos de extracción*, situados en dos líneas paralelas, con *depresores de canal lateral* situados en unidades de descontaminación móviles. Los vapores extraídos (aire con concentraciones variables de hidrocarburo) se tratan previamente en un *separador de gotas* donde se condensa la parte líquida que acompaña al vapor extraído del suelo antes de su paso

por los *filtros de carbón activo*, con el fin de no difundir a la atmósfera compuestos orgánicos volátiles.

Inyección de aire: Este proceso consiste en la ventilación del suelo mediante la inyección de oxígeno (aire) a presión en la zona no saturada del suelo a través de pozos de inyección situados en el suelo. Los procesos de volatilización que se van a producir en los Compuestos Orgánicos Volátiles presentes en el suelo son los mismos que los que acontecen en la técnica de extracción por vapores o SVE. Debido a la inyección de aire a presión se va a estimular la volatilización de los compuestos y a producir una migración de la fase volátil de los contaminantes los cuales pueden ser recogidos acoplado un sistema combinado de extracción de dichos vapores.

El sistema de inyección de aire esta formado mediante *pozos de inyección* contruidos para tal fin y que se sitúan en el eje de los pozos de extracción para facilitar la volatilización de los hidrocarburos y el flujo de los vapores orgánicos a los pozos de extracción. La inyección de aire en los pozos se efectúa mediante un *depresor con estrangulación en el lado de la presión o inyector*.

Inyección de aire en el agua: es una modificación de la ventilación del suelo. Se van a diferenciar en la zona de actuación, ya que en el air sparging el aire que es inyectado en el suelo se va a realizar por debajo del nivel freático del suelo, es decir en la zona saturada del mismo. El sistema va a consistir en la creación de un "burbujeo" de aire en la zona saturada, de modo que las burbujas van a arrastrar los contaminantes hasta la zona no saturada para poder tratarlos posteriormente mediante técnicas de extracción de vapores (SVE). Parte del oxígeno inyectado va a disolverse en agua (oxígeno disuelto) lo que va a fomentar los procesos de biodegradación de los hidrocarburos en el acuífero

El sistema consiste en cuatro elementos básicos, formados por un sistema de inyección, con *pozos de inyección*, un *compresor de aire*, un *sistema de control* para emisiones exteriores, y un sistema de *pozos de extracción*.

Biorremediación: consisten en el uso de microorganismos naturales (levaduras, hongos o bacterias) para descomponer o degradar sustancias peligrosas en sustancias menos tóxicas o que no sea tóxicas. Los microorganismos comen y digieren sustancias

orgánicas, de las cuales obtienen nutrientes y energía. Los microorganismos van a descomponer los contaminantes orgánicos en productos inocuos, principalmente en dióxido de carbono y agua, una vez degradados los contaminantes, la población de los microorganismos se reduce porque se ha agotado se fuente de nutrientes.

Los sistemas biorremediativos se clasifican en función del tipo de metabolismo bacteriano en sistemas de tipo aerobio (en medios con presencia de oxígeno) y de tipo anaerobio (en medios con ausencia de oxígeno). Por lo general, los sistemas de tratamiento más aplicados son los de carácter aerobio, y por tanto son los que se ha estudiado en el presente trabajo.

Las *medidas biocorrectivas in situ* pueden aplicarse en condiciones aerobias y anaerobias. En general las medidas biocorrectivas in situ en condiciones aerobias son las más aplicadas y consisten en suministrar oxígeno y nutrientes a los microorganismos de autóctonos del suelo. Las técnicas aerobias in situ pueden variar en cuanto al método de la suministración de oxígeno, y se definen como bioaeración, inyección de peróxido de nitrógeno y tratamiento con peróxido de magnesio.

Alto vacío: El sistema de alto vacío tiene como función producir una presión negativa o de vacío, que será transmitida a los pozos de extracción, lo cual permite la aspiración del hidrocarburo presente en el subsuelo en fase gaseosa y fase líquida, formada por el producto libre y el agua con producto disuelto. Las fases líquida y gaseosa aspiradas por este equipo se recogen en un depósito donde se separan la una de la otra por decantación.

La planta de alto vacío está formada por una *bomba de vacío*, un *depósito de decantación* y una *bomba de trasiego*. La bomba de vacío va a actuar mediante un sistema de paletas rotativas, con una potencia aproximada de 18 KW que va a generar una succión de -1 Bar. El volumen de líquido acumulado se transfiere periódicamente a un separador de hidrocarburos mediante la bomba de trasiego. Los gases recogidos se pueden recoger y tratar en una unidad de *oxidación catalítica*, para ser tratados y emitidos después a la atmósfera o bien en mediante *filtros de carbón activo*.

Lavado de suelos: Es una técnica de tratamiento que consiste en inundar el suelo contaminado con una solución que lleva los contaminantes hasta un lugar donde pueden

extraerse. El tipo de solución que se necesita para el tratamiento depende de los contaminantes que se hallen en el suelo. Como solución de enjuague se utiliza agua solamente, o bien agua con aditivos, ya sean ácidos de pH bajo, bases de pH alto o agentes tensoactivos como detergentes. El agua se usa para disolver los contaminantes. En el caso de los metales pesados, las soluciones más eficaces son las de carácter ácido, formadas por una mezcla de agua y ácido nítrico o ácido clorhídrico.

La técnica consiste en inyectar la solución de lavado en el suelo a través de *pozos de inyección*, instalados al efecto, y mediante bombeo en los *pozos de extracción*, arrastrar los contaminantes hacia los pozos de extracción. En los pozos de extracción se recoge la solución del enjuague mezclada con los contaminantes. Este efluente extraído pasa a un *sistema de tratamiento* de aguas residuales para retirar los contaminantes. Los contaminantes son separados del agua para ser gestionados y esta puede reciclarse, ser limpiada o dejarla en la solución enjuague.

5) Procesos físico-químicos de control de la eliminación de la descontaminación. Para ello se ha estudiado los siguientes temas:

- **Bombeo y tratamiento:**

Es necesario el estudio de los parámetros hidráulicos que definen las características de acuífero, así como el tipo y concentración de la fase disuelta en el agua subterránea. Para la extracción de la fase disuelta es imprescindible el correcto funcionamiento del bombeo, con caudales y radios de influencia de bombeo adecuados.

- **Técnicas o sistemas de ventilación del suelo:**

La realización de un adecuado balance de masas de las fases contaminadas posibles: fase absorbida, gaseosa, disuelta y libre es fundamental para conocer el estado inicial de la contaminación y poder estudiar la evolución de la descontaminación.

En los sistemas de tratamiento es muy importante tener en cuenta el flujo de aire en el suelo, definido por la velocidad de Darcy y la permeabilidad al aire en el suelo, y el coeficiente de difusión del aire en el suelo, basado en las leyes de Fick.



El concepto fundamental es la tasa de renovación de aire, definido por un sistema complejo de cálculo compuesto por amplitud de parámetros, siendo los principales el caudal de aire movilizado, el radio de influencia y el tiempo requerido de actuación.

- **Sistemas de biorremediación:**

Existen una serie de condicionantes que afectan la biodegradación de tipo aerobio: factores biológicos (biodisponibilidad, presencia y concentración de la contaminación, etc) y factores químicos (tipo de hidrocarburo, solubilidad, existencia de compuestos aromáticos y halogenados, etc).

En general serán necesarios unos niveles de concentración de nutrientes C:N:P adecuada, en torno a la siguiente proporción 100:10:1, niveles de oxígeno u otros aceptores de electrones suficientes, temperatura, no presencia de sustancia tóxicas o inhibidores de los procesos de biodegradación (metales pesados, sales inorgánicas, compuestos organoclorados, etc.).

## **CAPÍTULO III**

### **OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN**

### **III. OBJETIVOS DE LA INVESTIGACIÓN**

Los objetivos de la investigación se han centrado en cinco puntos principales:

- El primero de ellos es la identificación de los procesos físico-químicos que afectan directa e indirectamente al desarrollo y migración de la contaminación, determinando los mecanismos de transporte de la carga contaminante, tanto en el suelo/subsuelo como en las aguas subterráneas.
- El segundo punto es la descripción de las ecuaciones que rigen el movimiento y el transporte de los contaminantes tanto en la zona no saturada como en la saturada.
- El tercer punto es la elaboración del modelo conceptual del comportamiento hidrogeológico y de la migración de la contaminación, así como de los procesos de descontaminación donde se evalúen los procesos físico-químicos y biodegradación acontecidos. Este modelo servirá de apoyo a los modelos elaborados mediante la utilización de programas de simulación informáticos.
- El cuarto punto se refiere al estudio de los parámetros conocidos que afectan directa o indirectamente en el rendimiento de los sistemas de descontaminación según sean las características del medio y del tipo de contaminante.
- El quinto punto se dirige hacia la elaboración de metodologías o modelos de evolución de los procesos que se ven implicados en la descontaminación, de cara al diseño futuro de este tipo de actuaciones.

El objetivo final de la tesis es la determinación, de forma cualitativa y cuantitativa, de aquellos parámetros o variables que afectan directa o indirectamente en el proceso de descontaminación de un acuífero contaminado por hidrocarburos, empleando técnicas de descontaminación "in situ", estableciendo los parámetros que definirán el rendimiento y la eficacia del sistema, optimizando en un futuro las obras de descontaminación.

## **CAPÍTULO IV**

### **ESTADO DE LA TÉCNICA**

## **IV. ESTADO DE LA TÉCNICA**

### **IV.1. PROPIEDADES DEL SUELO**

#### **IV.1.1. Definición de suelo**

Desde el punto de vista geológico el suelo se define como un agregado compuesto por partículas minerales de tamaño variable (aproximadamente el 50 % del volumen total), materia orgánica (5%) y huecos ocupados por agua o aire (45%), y que se forma como resultado de los procesos de meteorización y alteraciones físico-química que sufren las rocas que conforman la superficie terrestre.

Por tanto, el suelo puede definirse como un sistema de tres fases, formado por sólidos, líquidos y gases. En la mayor parte de los suelos la fase sólida la forman una fracción orgánica y partículas minerales que constituyen el esqueleto estructural en el que están absorbidos el humus o las partículas orgánicas.

Entre las partículas de la fase sólida existen espacios porosos. Los espacios porosos son llenados conjuntamente con las fases líquidas y con las gaseosas. La fase líquida consiste principalmente en agua procedente de las precipitaciones, permaneciendo como partículas que rodean a los espacios porosos más pequeños. Los espacios porosos más grandes, al menos que el suelo esté saturado en agua, los llenan los gases (aire, CO<sub>2</sub>, etc.). Entre el suelo y la atmósfera se va a efectuar un intercambio de gases. Las actividades biológicas, como la respiración y la descomposición de la materia orgánica, consumen oxígeno y producen dióxido de carbono. Como consecuencia de ello, hay una continua difusión de oxígeno y de dióxido de carbono desde la atmósfera del suelo a la atmósfera (Porta et al., 1994).

Un suelo va a estar compuesto por material mineral (integrado por piedras, gravas, restos de rocas en general y minerales primarios, arena, limo, arcilla, oxihidróxidos amorfos y cristalinos, sales), materia orgánica y organismos vivos, agua y gases.

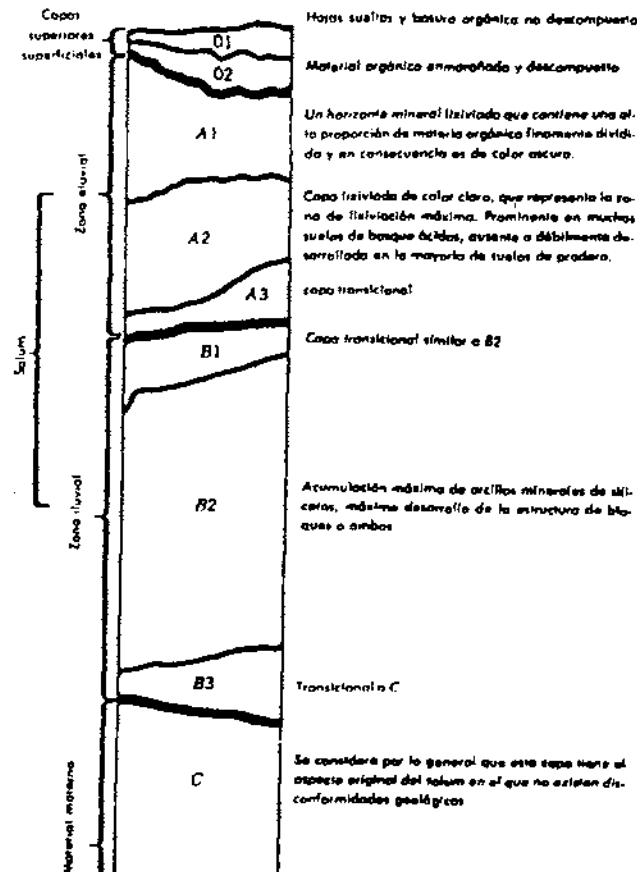
Las partículas que conforman la parte mineral del suelo se van a distribuir en diversas fracciones atendiendo al tamaño, definiendo distintas fracciones granulométricas (arcilla, limo y arena):

**Tabla IV.1: Tipo de partícula según tamaño de las mismas (Fuente: Custodio y Llamas, 1983)**

Tamaño de partícula	Tipo de partícula
> 2 mm	Arenas gruesas (Gravas)
Entre 200 µm y 50 µm	Arenas finas
Entre 50 µm y 20 µm	Limos
< 2 µm	Arcilla
< 0.2 µm	Arcilla fina

Desde el punto de vista de la Edafología el suelo es un ente vivo que va evolucionando con el tiempo, más o menos rápidamente incorporando materia orgánica. Bajo los efectos bióticos (vegetación, fauna), climáticos (fraccionamiento, hidrólisis, lavado) la formación se va profundizando, diferenciándose en ella capas, más o menos paralelas a la superficie con disposición horizontal denominadas **horizontes**, al conjunto de los distintos horizontes que forman un suelo se llama **perfil** (Porta et al., 1994).

**Fig. IV.1: Perfil Hipotético del suelo (Fuente: Porta et al., 1994)**



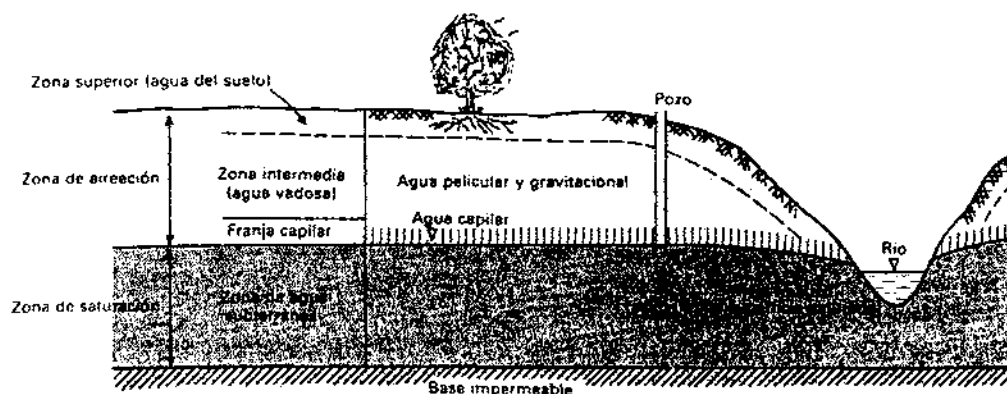


La presencia de horizontes en un suelo es el resultado de la evolución del suelo a partir de un material originario, al cual se le denomina **horizonte genético** (denominados como horizontes A, B, C, etc.). Los horizontes definidos morfométricamente con la mayor precisión precisa mediante los datos de campo y los de laboratorio es lo que forma los **horizontes de diagnóstico**. Los términos anteriores son los que utiliza la FAO y la Soil Taxonomy para la clasificación de los suelos en Edafología (Bernavé et al., 1987).

Desde el punto de vista de la Hidrogeología al concepto de suelo y su geometría se debe añadir el papel que juega el agua existente en él y su distribución vertical. Como ya se indicó anteriormente el terreno subterráneo está representado por un diagrama de fases que recurre a términos volumétricos y gravimétricos, y está compuesto de materiales sólidos (minerales), líquidos (agua) y gases (el aire que se encuentra en los espacios vacíos).

El agua procedente de las precipitaciones o por recargas artificiales se va a infiltrar y a distribuir en profundidad en dos zonas separadas por la superficie saturada o nivel freático como son la **zona no saturada (ZNS)**, zona de aireación o vadosa, y la **zona saturada del suelo (ZS)** o zona freática o de saturación.

Fig. IV.2: Distribución del agua en el subsuelo (Fuente: IGME, 1989)



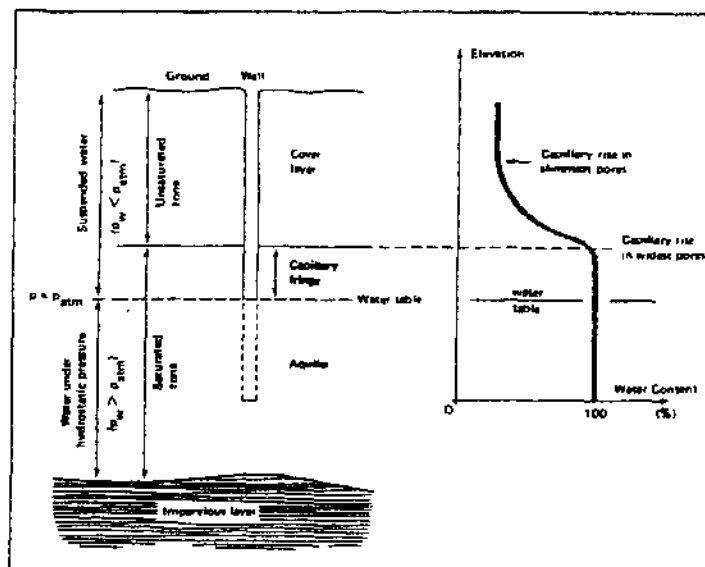
La ZNS es la zona más próxima a la superficie del terreno y se caracteriza por que en ella existen huecos entre los granos minerales que pueden contener agua y aire. En la ZNS se pueden diferenciar tres subzonas, la primera es la *subzona de evapotranspiración o edáfica*, próxima a la superficie y donde se desarrollan las raíces de las plantas sufriendo los efectos de la evapotranspiración, la segunda es la *subzona intermedia*, donde el agua está retenida por fuerzas capilares dependiendo del contenido en humedad existente y en donde

coexisten las tres fases componentes minerales y orgánicos del suelo, y el aire y el agua retenidos en los poros, y la tercera es la *subzona capilar*, próxima al nivel freático y afectada por los fenómenos de capilaridad (ascenso) y en donde el agua está retenida por fuerzas capilares y se ve influenciada por las fluctuaciones del nivel freático (Custodio y Llamas, 1983).

La ZS se sitúa por debajo del nivel freático y se caracteriza por que los poros están ocupados por agua en su totalidad, agua a la que se la denomina agua subterránea.

El límite de separación entre la ZNS y la ZS se denomina *nivel freático*, también denominado superficie saturada, nivel de saturación, superficie piezométrica o superficie potenciométrica, y que se define como la superficie donde todos los puntos se encuentran a la misma presión (presión atmosférica). Esta superficie se toma como referencia considerándose como presión igual a cero. De este modo todos los puntos situados por encima del nivel freático tendrán presiones positivas (ZNS) y aquellos puntos situados por debajo les corresponderán valores negativos (ZS) y menores que la atmosférica debido los fenómenos de retención y de succión que sufre el agua por las partículas del terreno.

Fig. IV.3: Distribución vertical del agua en el suelo (Fuente: Concawe, 1979)



El agua que queda retenida en los poros de la zona no saturada queda sometida a distintas fuerzas, distinguiéndose cuatro tipos de aguas en el suelo, el agua retenida por uniones químicas, el agua retenida por fuerzas no capilares, la retenida por fuerzas capilares y aquella que está sometida a la fuerza de la gravedad. El agua retenida por fuerzas químicas



corresponde al *agua estructural* o de cristalización, de significado nulo en términos hidrogeológicos. El agua retenida por fuerzas no capilares, *agua hidrosférica y pelicular*, es retenida por fuerzas de atracción eléctrica, no puede ser extraída por las plantas y no tiene capacidad de movimiento. Por último, el *agua capilar* queda retenida en microporos por capilaridad de manera más o menos intensa debido a la presencia de dos fases miscibles (agua-aire), que producen una atracción entre sus moléculas (tensión superficial). El *agua gravífica* está sometida a la fuerza de la gravedad pudiendo moverse libremente a lo largo de los poros por diferencias de potencial, circulando a través de la zona capilar y alcanzando la superficie saturada, esta agua es la más importante desde el punto de vista de los acuíferos (Duchaufour, 1987).

#### **IV.1.2. Componentes del suelo**

##### **IV.1.2.1. Constituyentes inorgánicos**

En la mayoría de los suelos, al estudiar la fase sólida se observa un predominio de componentes inorgánicos, que tienen su origen en los minerales que constituían la roca original a partir de la cual se ha formado el suelo. Según las modificaciones que han tenido lugar, los minerales resultantes se denominan heredadas, transformados o neoformados.

Dado que en los materiales originarios el número de especies minerales no es demasiado elevado, los suelos frecuentemente no presentan más allá de 20 a 25 minerales diferentes. Los más abundantes suelen ser los minerales de la clase de los silicatos: arcillas, feldespatos, anfíboles, piroxenos, micas y cuarzo. Además por su importancia en algunos casos, cabe citar los óxidos de hierro, carbonato cálcico, yeso, etc.

Los minerales de la arcilla ejercen una gran influencia sobre las propiedades químicas y físicas de los suelos, como consecuencia de su pequeño tamaño de partícula, alta superficie específica y sus propiedades para intercambiar cationes (Duchaufour, 1987).

La proporción y composición de las arcillas en el suelo van a influir directamente en el suelo como reservorio hídrico. El agua se va a absorber en la superficie de los cristales y en los espacios delimitados por la asociación de partículas. Los minerales expansibles (illitas, micas, caolinitas,...) poseen una superficie específica pequeña, siendo el diámetro y principalmente el espesor de las partículas lo que va a condicionar su superficie específica y

por tanto el contenido en agua. Sin embargo, los minerales expansibles (grupo de las esmectitas) se van a diferenciar por la accesibilidad del agua a las superficies internas. En estos minerales los cationes que compensan las cargas negativas de la estructura cristalina van a determinar la distribución del agua así como su energía de fijación en la superficie de los minerales. Por último, en los minerales con canales o fibrosos (natrolitas, palygorskita, sepiolita) el agua se encuentra rellenando los canales y ligada a los cationes octaédricos.

Los principales especies minerales del suelo son los siguientes:

1. *Minerales laminares*: grupo de la caolinita, arcillas micáceas (illitas), grupo de las esmectitas, vermiculitas. Cloritas, y minerales de las arcillas interestratificados
2. *Minerales fibrosos* : palygorskitas y sepiolitas
3. *Aluminio-silicatos amorfos y paracristalinos*: alofanas e imogolita
4. *Óxidos e hidróxidos del suelo*: agregados o corazas ferruginosas

#### IV.1.2.2. Constituyentes orgánicos

La materia orgánica tiene una extremada influencia en las propiedades físicas y químicas del suelo. Entre las funciones más beneficiosas pueden citarse:

- Mantenimiento de una buena estructura de poros acompañada de una mejora de retención de agua
- Retención de nutrientes (Ca, Mg, NH<sub>4</sub>, Mn, Fe, Cu) por intercambio catiónico
- Liberación de N, P, S y otros elementos traza por mineralización
- Adsorción de compuestos orgánicos tóxicos (pesticidas, hidrocarburos, etc.)

Bajo la denominación de componentes orgánicos se incluye una mezcla heterogénea de materiales orgánicos que se presentan de forma natural en los suelos, compuesta por materia orgánica no humificada y sustancias húmicas, tal y como se describe a continuación:

1. *Materia orgánica no humificada*, fácilmente biodegradables y con una vida corta en el suelo. La química de las biomoléculas de bajo peso molecular (ácidos orgánicos alifáticos, aminoácidos, etc.) tienen una fuerte influencia sobre las reacciones de complejación y ácido-base del suelo, mientras que la química de los biopolímeros va a influir en la química de

superficie y coloidal de los suelos a través de reacciones de adsorción tanto con los constituyentes de la disolución del suelo como de las fases sólidas del mismo.

La materia orgánica no humificada está compuesta por:

- Biomasa vegetal y animal
- Biomasa microbiana
- Sustancias no húmicas
  - o Materiales orgánicos sencillos: azúcares y aminoácidos
  - o Materiales orgánicos de elevado peso molecular: polisacáridos y proteínas.

2. *Sustancias Húmicas*, o *Humus* en sentido estricto. Se caracteriza por no presentar características físicas y químicas específicas, tales como una composición elemental definida, un punto de fusión concreto, etc. Generalmente estas sustancias son de color oscuro, con carga electronegativa, de carácter ácido, predominantemente aromáticas, hidrófilas, químicamente complejas y de elevado peso molecular.

El humus es indicativo de la existencia de procesos de humificación (descomposición, degradación y síntesis), componentes que han adquirido una forma relativamente estable frente a la biodegradación.

Los ácidos húmicos están formados por macromoléculas complejas de unidades aromáticas unidas a aminoácidos, azúcares etc. y constituyentes aromáticos. Los grupos radicales que forman pared de los ácidos húmicos van a intervenir en las reacciones de intercambio catiónico (Mc Bride, 1994)

### **IV.1.3. Propiedades del suelo**

#### **IV.1.3.1. Propiedades físicas**

##### **IV.1.3.1.1. Porosidad**

Se puede distinguir entre dos tipos de porosidad la **porosidad primaria** o porosidad intergranular que es la porosidad que presentan las rocas detríticas constituidas por granos, y la **porosidad secundaria**, que es la que presentan los materiales no constituidos por

granos pero que presentan huecos debidos a procesos de disolución y/o fisuración (Fetter, 1994)

El tipo de empaquetado de las partículas que componen una roca va a determinar el tipo de poro y por tanto la porosidad. Cuanto más compacto sea el empaquetado menor será la porosidad. Otros factores que van a influir en la porosidad de un suelo serán la forma, disposición y tamaño de los granos.

El suelo saturado se representa volumétricamente con un diagrama de fase formado por la suma del volumen de espacios vacíos y el volumen de los sólidos, expresado por la siguiente expresión:

$$V_t = V_h + V_s$$

$$V_t = (V_a + V_w) + V_s$$

En donde,

- $V_t$  = volumen total de poros del suelo  
 $V_h$  = volumen ocupados por los espacios vacíos  
 $V_a$ : volumen ocupado por aire  
 $V_w$ : volumen ocupado por agua  
 $V_s$  = volumen de espacios ocupados por sólidos

En el suelo saturado sin embargo se representa volumétricamente como la suma del volumen de huecos ocupados por agua y por el material sólido, según la expresión:

$$V_t = V_w + V_s$$

Por tanto, la **porosidad** ( $n$ ) se define como el volumen porcentual de espacios vacíos divididos por el volumen total, es decir (Fredlund et al., 1993):

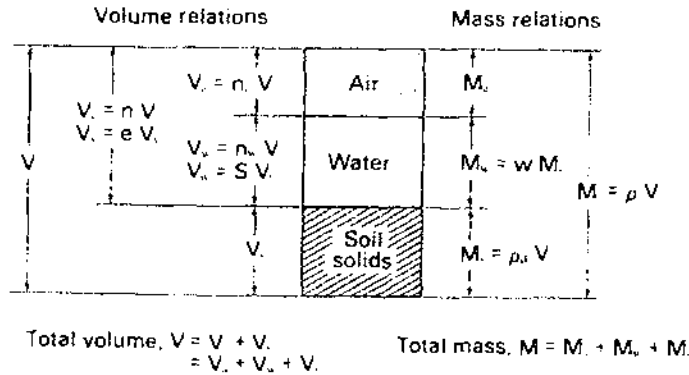
$$n = \frac{V_h}{V_t} \times 100$$

$$n = \frac{\text{Volumen de huecos}}{\text{Volumen total}} \times 100 = \frac{\text{Volumen de aire + agua}}{\text{Volumen sólido + aire + agua}} \times 100$$

Donde

- $V_h$  = Volumen de aire más volumen de agua
- $V_t$  = Volumen del sólido más volumen de aire más volumen de agua

Fig. IV.4: Diagrama de fase del suelo (Fuente: EUNSA, 1995)



Esta expresión que relaciona volumen de huecos frente al volumen total de un material nos esta expresando la **porosidad total** de un material. Es una medida adimensional que se expresa en tanto por ciento y que va a condicionar el almacenamiento del agua en el suelo, sin embargo, la expresión de la porosidad que si tiene un verdadero interés para la hidrogeología es aquella que considera sólo el volumen de huecos interconectados, es decir la **porosidad eficaz**, ya que va a condicionar el movimiento del agua y se define como la relación entre el volumen de huecos interconectados y el volumen total de la roca (Custodio y Llamas, 1983).

$$m_e = \frac{V_e}{V_T} \times 100$$

Donde:

- $m_e$  = Porosidad eficaz
- $V_e$  = Volumen de huecos interconectados
- $V_T$  = Volumen total del suelo

La porosidad eficaz representa a menudo una pequeña parte de la porosidad total, quedando condicionadas las reservas útiles de un acuífero por la porosidad eficaz.

Para la determinación de la porosidad eficaz se utiliza el método de correlación granulométrica, donde se estima la retención específica del suelo mediante la fórmula de Briggs y Shantz, 1967 (Custodio y Llamas, 1983):

*Porosidad Total = Porosidad eficaz + retención específica ( $m_r$ )*

$$m_T = m_e + m_r$$

En donde la porosidad eficaz se puede considerar como:

$$m_e = 0,03 (\% \text{ arena}) - 0,35 (\% \text{ limos}) + 1,65 (\% \text{ arcilla})$$

La porosidad total de un suelo no va a estar relacionada con las condiciones de aireación de un suelo, ya que un suelo puede presentar un elevado porcentaje de porosidad (>60%) y estar mal aireado, debido al tamaño de los poros y la conexión entre ellos.

**Tabla IV.2: Valores de porosidad (Fuente: Custodio y Llamas, 1983)**

Material	Porosidad eficaz (%)		
	máxima	mínima	media
Arcilla arenosa	12	3	7
Arena fina	28	10	21
Arena media	32	15	26
Arena gruesa	35	20	27
Arena con grava	35	20	25
Gravas finas	35	21	25
Gravas medias	26	13	23
Gravas gruesas	26	12	22

Este valor de porosidad se puede obtener conociendo el *peso específico* de la parte sólida del terreno, definido como el peso de la unidad de volumen de una partícula de terreno, mediante la expresión (EUNSA, 1995):

$$n = 1 - \frac{\gamma_d}{\lambda_g}$$

Donde:

$\gamma_d$  = peso específico del terreno seco

$\lambda_g$  = peso específico de las partículas sólidas

Considerando como valor del peso específico medio de un suelo  $2,65 \text{ g/cm}^3$  se tiene la expresión:

$$n = 1 - \frac{\gamma_d}{2,65}$$

El *coeficiente de vacío*, *Índice de huecos* o *índice de poros* ( $e$ ) es la relación entre el volumen de espacios vacíos y el volumen de materia sólida, tal y como se indica en la siguiente expresión (Fredlund et al., 1993):

$$e = \frac{V_h}{V_s} = \frac{V_h}{V_t - V_h}$$

O bien,

$$e = \frac{n}{1 - n}$$

#### IV.1.3.1.2. Humedad del suelo

Es la razón entre el peso de agua existente en el terreno (muestra) y el peso de materia sólida en el mismo. Se expresa en tanto por ciento (%).

$$\omega = \frac{V_w \times \gamma_w}{V_s \times \gamma_G}$$

Donde,

$\gamma_w$  = Peso específico de la fase líquida ( $\gamma_w$  del agua es 1 g/cm<sup>3</sup>)

$\gamma_G$  = Peso específico de la fase sólida

El **grado de humedad** de un suelo se definiría también como el porcentaje en peso del agua obtenida en una muestra ( $P_h$ ), antes de desecarla con respecto al peso de la muestra desecada ( $P_s$ ) a 105° C.(EUNSA, 1995).

$$\omega = \frac{P_h - P_s}{P_s}$$

Para un terreno saturado la humedad  $\omega_s$  será:

$$\omega_s = \frac{n \times \gamma_w}{(1 - n) \times \gamma_G} = \frac{e \times \gamma_w}{\gamma_G}$$

Donde

$\omega_s$  = Humedad de saturación, es decir  $S_r = 100$

El índice de huecos rellenos de agua se obtiene mediante la fórmula:

$$e = \frac{\omega_s \times \gamma_G}{\gamma_w}$$

La **capacidad de campo** de un suelo es el grado de humedad que tiene al perder el agua gravífica. Es una característica muy relacionada con la estructura y la textura del suelo, así como con la porosidad, y tiene los siguientes valores ( Bonneau et al.,1987):

El **punto de marchitez** es el grado de humedad de una muestra tal que la fuerza de succión que ejercen las raíces de las plantas sobre el agua ya no les permite extraer más agua. Va a depender de las propiedades físicas del suelo y en especial de su textura.

**Tabla IV.3: Valores de capacidad de campo para distintos materiales (Fuente: Bonneau et al.,1987)**

Descripción	Capacidad de Campo
Arena Gruesa	9-10%
Arena fina	15-20 %
Limo arenoso	20-25 %
Limo arcilloso	25-30 %
Arcilla	30-40 %
Humus	>100%

La diferencia entre el agua almacenada que presenta la capacidad de campo y el punto de marchitamiento constituye la **reserva útil** de agua en el suelo para las plantas.

#### IV.1.3.1.3. Saturación residual de agua

Cada terreno tiene una capacidad de retener agua, agua que se expresa como el **grado de saturación** o razón entre el volumen ocupado por el agua y el volumen de huecos(EUNSA,1995):



$$S_r = \frac{V_w}{V_h} \times 100$$

Dado que

$$e = \frac{V_w}{V_s \times S_r} \times 100 = \frac{e_w \times 1}{S_r \times 100}$$

Entonces

$$S_r = \frac{e_w}{e} \times 100$$

Donde:

$S_r$  = grado de saturación (si el terreno está saturado  $S_r = 100$ )

$e_w$  = índice de huecos ocupados por agua

El volumen de agua contenido en un suelo, y que puede ser eliminada por acción de la gravedad, denominada  $V_e$  (volumen de agua libre), estará determinado por la porosidad eficaz, es decir:

$$m_e = \frac{V_e}{V_t} \times 100$$

#### IV.1.3.1.4. Densidad del suelo

En geotecnia se considera que el *peso específico*, peso por unidad de volumen, y la *densidad*, masa por unidad de volumen, son dos conceptos similares.

El *peso específico aparente seco* ( $\gamma_d$ ) o **densidad seca**, es el peso de la unidad del terreno desprovisto de agua intersticial, es decir, todos los poros están ocupados por aire, considerando el peso del aire como despreciable. Se expresa como (EUNSA, 1995):

$$\gamma_d = V_s \times \gamma_G = \gamma_G \times (1 - n)$$

Es decir

$$\gamma_d = \frac{\gamma_G}{1 + e}$$

Donde:

$\gamma_G$  = **Peso específico relativo** ( $2,65 \text{ g/cm}^3$ )

El *peso específico aparente* del terreno natural también se le denominada **densidad húmeda** ( $\gamma$ ) es el peso por unidad de volumen del terreno, incluida el agua. Del mismo modo el peso del aire se desprecia.

$$\gamma = \gamma_G \times (1-n) + \omega \times \gamma_d$$

Es decir

$$\gamma = \gamma_d \times (1 + \omega)$$

El *peso aparente específico del terreno saturado* ( $\gamma_s$ ) es el peso por unidad de volumen del terreno con todos los poros llenos de agua.

$$\gamma_s = \gamma_G \times (1-n) + n \times \gamma_w$$

O bien

$$\gamma_s = \gamma_d + n \times \gamma_w$$

de donde se puede deducir,

$$n = 1 - \frac{\gamma_d}{\gamma_G}$$

Por tanto,

$$\gamma_s = \gamma_d + \gamma_w \times 1 - \frac{\gamma_d}{\gamma_G}$$

Y como

$$\gamma_s = \gamma_d \times \left( \frac{\gamma_G - \gamma_w}{\gamma_G} \right) + \gamma_w$$

Operando se obtiene,

$$\gamma_s = \left( \frac{\gamma}{1 + \omega} \right) + n \times \gamma_w$$

De todo el volumen de poros del suelo el aire suele ocupar los poros pequeños y medianos. La porosidad puede suponer del 30 al 60% del volumen del suelo. Si se prescindiera de los poros la densidad real del suelo suele oscilar entre 2,3 y 2,6 g/cm<sup>3</sup>, en función de la calidad de los materiales, a excepción de los suelos orgánicos y para el caso de suelos excesivamente compactos, con poco contenido en materia orgánica.

La **densidad seca** (bulk density) es la densidad más representativa del suelo ya que tiene en cuenta la porosidad y la estructura natural del suelo. La **densidad real** es la densidad de

los granos que forman el suelo sin tener en cuenta su estructura y su porosidad. La relación entre ambas nos da idea de la porosidad:

$$\% \text{ porosidad} = \frac{d_{\text{real}} - d_{\text{aparente}}}{d_{\text{real}}}$$

**Tabla IV.4: Valores típicos de porosidad, tamaño de partículas y densidad húmeda (Fuente: Fredlund, 1993)**

Soil Type	Void Ratio, $e$		Porosity, $n$ (%)		Density, $\rho$ (kg/m <sup>3</sup> )	
	maximum	minimum	maximum	minimum	maximum	minimum
<b>Granular Materials: 1) Uniform Materials</b>						
a) Equal spheres (theoretical values)	0.92	0.35	47.6	26.0	—	—
b) Standard Ottawa sand	0.80	0.50	44.0	33.0	1762	1474
c) Clean, uniform sand (fine or medium)	1.0	0.40	50.0	29.0	1890	1330
d) Uniform, inorganic silt	1.1	0.40	52.0	29.0	1890	1281
<b>Granular Materials: 2) Well-Graded Materials</b>						
a) Silty sand	0.90	0.30	47.0	23.0	2034	1394
b) Clean, fine to coarse sand	0.95	0.20	49.0	17.0	2210	1362
c) Micaceous sand	1.20	0.40	55.0	29.0	1922	1217
d) Silty sand and gravel	0.85	0.14	46.0	12.0	2239	1426
<b>Mixed Soils</b>						
a) Sandy or silty clay	1.8	0.25	64.0	20.0	2162	961
b) Skip-graded silty clay with stones or rock fragments	1.0	0.20	50.0	17.0	2243	1346
c) Well-graded gravel, sand, silt, and clay mixture	0.70	0.13	41.0	11.0	2371	1602
<b>Clay Soils</b>						
a) Clay (30-50% clay sizes)	2.4	0.50	71.0	33.0	1799	801
b) Colloidal clay (<0.002 mm $\geq$ 50%)	12.0	0.60	92.0	37.0	1698	308
<b>Organic Soils</b>						
a) Organic silt	3.0	0.55	75.0	35.0	1762	641
b) Organic clay (30-50% clay sizes)	4.4	0.70	81.0	41.0	1602	481

*General Note:* Tabulation is based on  $G_s = 2.65$  for granular soils,  $G_s = 2.70$  for clays, and  $G_s = 2.60$  for organic soils.

El peso específico del suelo se aproxima a 2,65 g/cm<sup>3</sup> en la mayoría de los casos, sin embargo este valor dependerá de la concentración de carbonatos y de materia orgánica existentes en el suelo, de forma que si el suelo es rico en carbonatos el valor será menor y si hay una alta concentración de materia orgánica (mas del 3%) se debe realizar una corrección sustractiva (Bonneau et al., 1987):

$$d = 2,65 - 0,02 \times \text{materia orgánica (\%)}$$

O bien, conocida la densidad aparente del suelo,

$$d = \gamma_d - 0,02 \times \text{materia orgánica (\%)}$$

#### IV.1.3.1.5. Tensión superficial

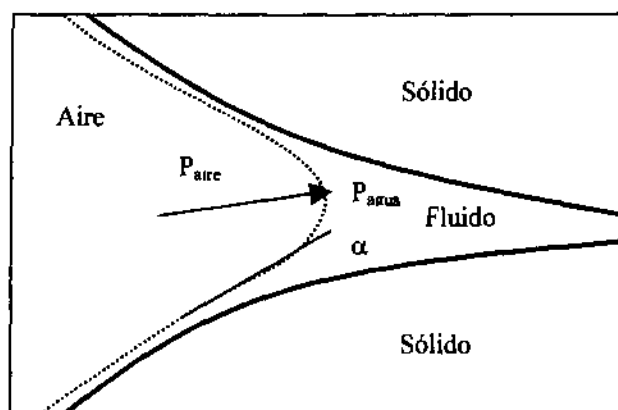
Si se considera la superficie de contacto entre dos fluidos diferentes e inmiscibles las moléculas de los fluidos sobre esa superficie están sometidos a esfuerzos particulares.

La **tensión superficial** es la interacción que una masa de un fluido en el seno de otro fluido con el que es inmisible tiende a tomar la forma de mínima superficie que es la esférica, tal y como sucede cuando cae una gota en el aire o cuando se deposita una gota de aceite en el seno del agua. También se define como la energía de las moléculas por una unidad de superficie (Custodio y Llamas, 1983). La tensión superficial del agua en contacto con el aire es de 73,6 dinas /cm.

Entre la superficie de contacto entre un sólido y un líquido se tiene un fenómeno similar que se manifiesta en una adherencia (“moja”) o en una no adherencia (“no moja”) del fluido al sólido. El concepto de mojabilidad o **humectabilidad** (wettability) o la adherencia del agua hacia los sólidos (granos del suelo) va a depender sobre todo de que las superficies se encuentren limpias y desengrasadas. El fluido más humectante es el agua. (Fetter, 1994)

La tensión interfacial (superficial) y la humectabilidad (wettability) se debe al desequilibrio entre las fuerzas de atracción molecular en un líquido en su superficie de contacto con otra fase (líquido inmisible, gas o sólido).

**Fig. IV.5: Esquema de la interfase fluido-sólido (Fuente: Fetter, 1994)**



El agua va a tender a destruir las uniones estructurales del suelo, debido a la expansión que produce sobre los cementos coloidales y debido a que al penetrar en los poros capilares va a ejercer una presión ( $p$ ) sobre el aire que estos contiene:

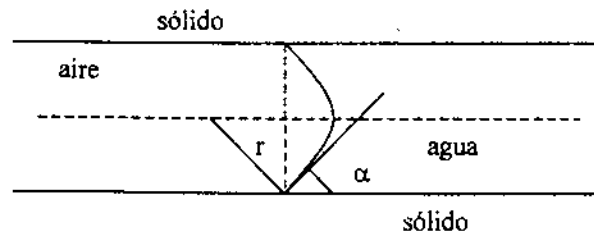
$$p = 2 A \frac{\cos \alpha}{r}$$

En donde,

- A = Tensión superficial en el agua  
 $\alpha$  = Ángulo de contacto suelo-agua  
 r = Radio de los capilares mayores que el suelo

El  $\cos \alpha$ , y por consiguiente  $p$ , es tanto más elevado cuanto más "mojable" es el suelo. Así un factor de resistencia a la degradación de la estructura del suelo sería la baja "mojabilidad" del suelo, que va a depender directamente de la materia orgánica.

Fig. IV.6: Esquema del potencial capilar (Fuente: Bonneau et al., 1987)



#### IV.1.3.1.6. Capilaridad

El **potencial capilar o matricial** se define como la diferencia de presión del aire y el agua en los conductos capilares, se representa por el valor de la altura alcanzada por el agua capilar en metros. Al tratarse de una succión es un valor negativo y se expresa por la siguiente expresión:

$$pF = P_a - P_w$$

Donde,

- $P_a$  = Presión de aire en el conducto capilar  
 $P_w$  = Presión del agua en el conducto capilar

La energía de enlace del agua en los poros crece en valor absoluto cuando su diámetro disminuye y está sometida a la *ley de Jurin* que define la altura máxima de ascensión capilar:

$$p = 2 A \cos \alpha / \gamma g r$$

donde:

- $\gamma$  = densidad del líquido  
 $g$  = aceleración de la gravedad

Un medio poroso puede suponerse que está formado por una serie de canales de sección variable, y cada uno de ellos actuará como un tubo capilar de forma irregular. Como la superficie saturada de un medio poroso es una superficie muy irregular, pero la granulometría del medio es más o menos regular, puede establecerse un nivel medio en el que la presión es menor que la atmosférica. La altura de este nivel medio será la elevación capilar media y la porción de medio poroso en la zona de elevación capilar es la franja capilar.

Una propuesta para calcular la elevación capilar media de un medio poroso teniendo en cuenta el tamaño de los granos es la que se expresa a continuación (Custodio y Llamas, 1983):

$$H_c = \frac{c}{e d_{10}}$$

Siendo

- $c$  = Constante que varía entre 0.1 y 0.5 cm<sup>2</sup>  
 $e$  = Índice de huecos  
 $d_{10}$  = Diámetro de grano eficaz o diámetro tal que sólo el 10% en peso del material tiene diámetro menor

Si un terreno se pone en contacto con agua esta va ascender pero la velocidad es tanto menor cuanto menor es la permeabilidad, de modo que en terrenos poco porosos muy poco permeables serán los que tendrán un mayor ascenso capilar. Así una arcilla puede tardar en alcanzar su ascenso capilar máximo en varios años, sin embargo una arena fina lo consigue aproximadamente en 100 días y un limo en unos 300 días. (Custodio y Llamas, 1983).

### IV.1.3.2. Propiedades químicas

#### IV.1.3.2.1. pH del suelo

La medida del grado de acidez o basicidad de un suelo se expresa por medio del valor del pH<sup>a</sup>. Un pH es igual a 7 cuando la reacción de la solución es neutra, inferior a 7 cuando es ácida y superior a 7 cuando es alcalina. Sin embargo, en el suelo es necesario distinguir entre acidez actual, acidez de cambio y acidez potencial o total.

Por *acidez total* se entiende la cantidad de iones de  $H_3O^+$  presentes en la solución del suelo en un instante dado, en equilibrio con los radicales de los ligandos que los han liberado con los iones de la solución del suelo. La *acidez de cambio* se refiere a la cantidad total de protones adsorbidos en los componentes coloidales del suelo, encontrándose en equilibrio con la solución del suelo. Finalmente la *acidez potencial* se refiere a la cantidad de protones existentes en el suelo y que son susceptibles de ser neutralizados por una base.

La acidez de un suelo está condicionada por la presencia de iones de hidrógeno. Cuantitativamente la acidez puede expresarse en meq de hidrógeno por 100 g de suelo y por valor del pH. La acidez de un suelo tiene una explicación inmediata si este se ha formado sobre suelos ácidos, sin embargo los  $H^+$  pueden tener un origen múltiple, desde la formación de ácido carbónico al reaccionar  $CO_2$  con agua, reacciones debidas a la incorporación de abonos nitrificantes, hasta el intercambio que se produce entre las raíces de las plantas y los iones del suelo, absorbiendo cationes y eliminando  $H^+$  (Mc Bride, 1994).

Por otro lado, la alcalinidad puede ser constitucional si el material es básico o con abundantes carbonatos o bien puede provenir del acúmulo de sales alcalinas y el empleo continuado de abonos.

La presencia de  $H_3O^+$  en la solución del suelo es debida a componentes tales como materia orgánica, aluminosilicatos, sales solubles,  $CO_2$ , reacciones redox, etc.

La acidez y basicidad del suelo va a afectar a las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo, así como a su comportamiento y al crecimiento de las plantas. También va a

---

<sup>a</sup> pH: se define como el logaritmo decimal de la concentración de  $H_3O^+$  (o iones de  $H^+$ )  
$$pH = -\log (H_3O^+)$$

afectar en la movilidad de los elementos en el suelo según se trate de suelos orgánicos o de suelos minerales.

#### IV.1.3.2.2. Capacidad de intercambio catiónico

Los materiales porosos que están compuestos por un porcentaje apreciable de partículas de tamaño coloidal tienen la capacidad de intercambiar constituyentes iónicos adsorbidos en la superficie de esas partículas. La mayoría de los minerales de la arcilla son de tamaño coloidal e intervienen de forma importante en estos procesos (Mc Bride, 1994).

Los iones de cambio asociados con estos componentes del suelo son los cationes de calcio, magnesio, potasio, sodio, amonio, protones y aluminio, aniones de sulfato, cloruro, fosfato y nitrato. El intercambio iónico afecta fundamentalmente a los cationes, adsorbiéndose con más fuerza los divalentes ( $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , mayor carga y menor radio) y se liberan cationes monovalentes ( $\text{Na}^+$  y  $\text{K}^+$ ) y por lo tanto puede aumentar la solubilidad.

La *capacidad de cambio* puede definirse como la carga iónica total del complejo activo de adsorción del suelo empleada en la adsorción de iones. Por lo general, su determinación se realiza a pH 7, expresando los resultados en meq /100 g de suelo.

La capacidad de cambio de los suelos es de dos tipos: *Capacidad de intercambio aniónico (AEC)* y *capacidad de cambio catiónico (CEC)* o *de intercambio catiónico (CIC)*.

La **capacidad de cambio catiónico**, es más importante que la AEC, y se puede definir como la suma de los cationes de cambio que el complejo coloidal del suelo puede absorber a un determinado pH. Las cargas negativas del complejo de cambio, presentadas por los minerales de las arcillas pueden derivar de las sustituciones isomórficas de los minerales de la arcilla, de la rotura de borde y superficies externas y de la disociación de grupos  $\text{OH}^-$  estructurales. Así, la CEC de un mineral dependerá de la densidad de carga superficial y de su superficie específica y dependerá del contenido y tipo de arcilla y de los componentes orgánicos que estén presentes. La CEC es función del pH, del potencial redox, del tiempo de contacto con el agua, de la naturaleza de los iones hábiles, concentración, etc.



#### IV.1.3.2.3. Procesos redox

Los fenómenos de oxidación –reducción pueden modificar la composición del agua, dado que la variación de un estado de valencia en un determinado elemento puede provocar su movilización (disolución) o retención (precipitación). Además el aumento de acidez en los procesos de oxidación puede influir en la solubilidad de otros minerales, de esta forma los procesos de reducción conllevan un aumento de pH, lo cual puede provocar la precipitación de carbonatos, etc.

Las reacciones redox están influidas directamente por la circulación y consumo de oxígeno en la descomposición bacteriana de la materia orgánica. Los factores que van a afectar de forma directa al estado redox de las aguas y suelos son el contenido en oxígeno del agua de recarga, la distribución de la materia orgánica en el acuífero, la distribución de la capacidad redox potencial del acuífero y el tipo de circulación del agua subterránea (Freeze, et al., 1979).

El *potencial redox* (Eh ó pE) es una medida del carácter oxidante o reductor de una solución, se mide en voltios o en minivoltios. Indistintamente se habla de Eh y de pE . El pE es la medida adimensional que se define como:

$$pE = -\log (\text{electrones})$$

$$pE = (nF / 2,3 ) \times Eh$$

donde

F	=	Constante de Faraday
R	=	Constante de los gases
T	=	Temperatura absoluta (°K)
n	=	Número de electrones

#### IV.1.4. Propiedades hidrogeológicas

##### IV.1.4.1. Conductividad hidráulica

La **permeabilidad o conductividad hidráulica** (k) es una medida de la capacidad de los materiales para el transporte de agua, siendo un parámetro de “orden de magnitud”. Se

define como el caudal que atraviesa la unidad de un área de un medio poroso bajo un gradiente hidráulico unitario a una temperatura fija o determinada. Depende de las propiedades del medio y de las del fluido. La permeabilidad o conductividad hidráulica no es una velocidad a pesar de tener las mismas unidades (LT<sup>-1</sup>) (Custodio y Llamas, 1983).

$$Q = k A \frac{h}{l} \quad (\text{Ley de Darcy})$$

En donde,

- k = Coeficiente de permeabilidad o conductividad hidráulica  
 A = Área de la sección a través de la cual se produce el flujo del agua  
 h = Diferencia de carga entre la entrada y la salida de agua  
 l = Recorrido que realiza el agua

Si tenemos en cuenta que

$$\frac{Q}{A} = v$$

Entonces,

$$v = k \frac{h}{l}$$

Considerando que la relación  $h/l$  es el **gradiente hidráulico** ( $i$ ), resulta:

$$v = k i$$

$$K = \frac{v}{i}$$

Los factores que determinan la permeabilidad de un material pueden ser intrínsecos o extrínsecos. Los factores extrínsecos van a depender del fluido, es decir de su viscosidad y de su peso específico, y por tanto de la temperatura. Los factores intrínsecos son los propios del acuífero y dependen del tamaño de los poros, de forma que a mayor diámetro de partícula mayor será la permeabilidad:

$$k = k_0 \gamma / \mu$$

en donde,

- $k_0$  = permeabilidad intrínseca.  
 $\gamma / \mu$  = relación entre el peso específico y la viscosidad dinámica del fluido

A su vez, la permeabilidad intrínseca se puede establecer como

$$k_0 = c d^2 \quad (\text{fórmula de Hazen})$$

siendo

$c$  = Factor de forma que incluye los efectos de la estratificación, empaquetamiento, textura, estructura y porosidad (adimensional). Se tiene que  $c = 45.8$  para arenas arcillosas, y  $c = 142$  para arenas limpias

$d^2$  = Diámetro medio de las partículas ( $d_{10}$ ) de la curva granulométrica.

El valor de permeabilidad a un material va a ser variable ya que se va a ver afectada por las desviaciones de composición y la orientación de los granos minerales que presente, este efecto será mayor. Para materiales relativamente homogéneos se tiene los siguientes valores:

**Tabla IV. 5: Valores de permeabilidad (Fuente: Custodio y Llamas, 1983)**

Material	K (cm/s)	K (m/día)
Grava limpia	> 1	> 1000
Arena gruesa limpia	1 a $10^{-2}$	1000 a 10
Mezcla de arena	$10^{-2}$ a $5 \cdot 10^{-3}$	10 a 5
Arena fina	$5 \cdot 10^{-3}$ a $10^{-3}$	5 a 1
Arena limosa	$2 \cdot 10^{-4}$ a $10^{-4}$	2 a 0.1
Limo	$5 \cdot 10^{-4}$ a $10^{-5}$	0.5 a 0.001
Arcilla	< $10^{-6}$	< 0.001

La permeabilidad está controlada por la fracción fina, de tal modo que si la fracción fina es muy importante puede reducir notablemente la permeabilidad. La permeabilidad de los materiales consolidados homogéneos es menor que la del correspondiente material suelto debido a la presencia del cemento de unión, el cual no sólo se reduce el tamaño de los poros, sino que también dificulta su conexión, llegando incluso a anular la permeabilidad aunque se mantenga una porosidad importante. De este modo los materiales que aún siendo muy porosos no tienen los poros interconectados entre sí presentan permeabilidades muy bajas.

Tanto la conductividad hidráulica o permeabilidad como la porosidad van a definir el medio que define al acuífero:

- *Homogéneo e isótropo*: todos los puntos tienen la misma permeabilidad y esta permanece invariable en cualquier dirección que se considere.
- *Homogéneo y anisótropo*: cuando todos sus puntos tienen la misma permeabilidad, pero esta varía con la dirección que se considere.
- *Heterogéneo e isótropo*: cuando las características de permeabilidad varían de un punto a otro y además en cada punto dado que el valor de la permeabilidad no varía con la dirección
- *Heterogéneo y anisótropo*: cuando la permeabilidad varía de un punto a otro y además en cada punto el valor varía con la dirección.

Por norma general la *permeabilidad vertical* ( $K_z$ ) y la *permeabilidad horizontal* ( $K_x$  y  $K_y$ ) son distintas, considerándose que la permeabilidad horizontal en suelos sedimentáneos es habitualmente dos órdenes de magnitud mayor que la vertical.

#### IV.1.4.2. Transmisividad

En hidrogeología se utiliza el término **transmisividad** para indicar la capacidad de un acuífero para pasar el agua a su través, no por unidad de área, sino por una porción de unidad de anchura y altura de espesor saturado, es decir da una idea de la capacidad del acuífero para ceder agua.

La transmisividad ( $T$ ) se define como el caudal que se filtra a través de una franja vertical del terreno, de ancho unidad y de altura igual a la del manto permeable saturado bajo un gradiente de unidad a una temperatura fija determinada (Theis, 1935). Sus dimensiones son de velocidad por longitud, es decir  $L^2.T^{-1}$  (Custodio y Llamas, 1983) Por tanto la transmisividad es la conductividad hidráulica ( $k$ ) por el espesor saturado ( $b$ ):

$$T = k b$$

Tabla IV.6: Valores de transmisividad para distintos materiales (Fuente: Villanueva et al., 1984)

T (m <sup>2</sup> /día)	Calificación estimativa	Posibilidades del acuífero
T < 10	Muy baja	Pozos de menos de 1 l/s con 10 m depresión teórica
10 < T < 100	Baja	Pozos entre 1 y 10 l/s con 10 m depresión teórica
100 < T < 500	Media a alta	Pozos entre 10 y 50 l/s con 10 m depresión teórica
500 < T < 1000	Alta	Pozos entre 50 y 100 l/s con 10 m depresión teórica
T > 1000	Muy alta	Pozos superiores a 100 l/s con 10 m depresión teórica

#### IV.1.4.3. Coeficiente de almacenamiento

Se define el **coeficiente de almacenamiento (S)** como el volumen de agua que puede ser liberado por un prisma vertical del acuífero saturado si se produce un descenso unidad del nivel piezométrico o de carga hidráulica. Es un parámetro adimensional. Por tanto es el parámetro que indica la capacidad de un acuífero para almacenar agua (Custodio y Llamas, 1983.)

En un acuífero libre<sup>b</sup> el agua que se puede extraer o almacenar corresponde con el agua que se puede extraer o almacenar mediante drenaje o vaciado de los poros del mismo (*coeficiente de almacenamiento específico* o *specific yield*), es decir, el agua que procede del vaciado físico del agua gravífica contenida en el acuífero. Así, el volumen de agua obtenido por unidad de volumen coincidirá con la porosidad eficaz de la zona saturada, es decir, el volumen de huecos interconectados entre sí (Fetter, 1994):

$$S = m_e \quad \text{acuíferos libres}$$

En acuíferos confinados<sup>c</sup> y semiconfinados<sup>d</sup> el agua puede extraerse debido a la existencia de fenómenos elásticos que se producen en el conjunto del acuífero como consecuencia de los cambios de presión o de la propia elasticidad del agua. Para calcular el coeficiente de almacenamiento hay que tener en cuenta el coeficiente de almacenamiento específico o volumen de agua extraída o almacenada de un cubo unitario al variar su potencial una

<sup>b</sup> Acuífero libre: Situado próximo a la superficie y sometido exclusivamente a la presión atmosférica

<sup>c</sup> Acuífero confinado: Se encuentra confinado entre dos capas impermeables y está sometido a presiones mayores que la atmosférica

<sup>d</sup> Acuífero semiconfinado: Intermedio entre acuífero libre y confinado

unidad. Por tanto, el coeficiente de almacenamiento será el coeficiente de almacenamiento específico por el espesor saturado del acuífero:

$$S = S' b$$

$$S = \gamma (m\beta + \alpha) \times b \quad (\text{Acuíferos confinados o semiconfinados})$$

$$S = \gamma b m\beta + \gamma \alpha b$$

Donde,

$S'$  = Coeficiente de almacenamiento específico ( $\gamma (m\beta + \alpha)$ )

$B$  = Espesor del acuífero

$\gamma$  = Peso específico del agua

$\beta$  = Módulo de compresibilidad del agua ( $4.7 \times 10^{-9} \text{ m}^2 / \text{kg}$ )

$\alpha$  = Módulo de compresibilidad del acuífero

$\gamma b m\beta$  = volumen extraíble por fenómenos elásticos en el agua

$\gamma \alpha b$  = volumen extraíble por fenómenos elásticos en el acuífero

**Tabla IV.7: Valores de coeficiente de almacenamiento en función del tipo de acuífero (Fuente: Villanueva et al., 1984 )**

Tipo de material permeable	Forma de funcionamiento del acuífero	Valores de S (medio)
Kárstico	Libre	$2 \times 10^{-2}$
	Semiconfinado	$5 \times 10^{-2}$
	Confinado	$5 \times 10^{-1}$
Calizas y dolomías jurásicas	Libre	$2 \times 10^{-2} - 6 \times 10^{-2}$
	Semiconfinado	$10^{-2} - 5 \times 10^{-4}$
	Confinado	$10^{-4} - 5 \times 10^{-1}$
Calizas y dolomías cretácicas y terciarias	Libre	$2 \times 10^{-2} - 6 \times 10^{-2}$
	Semiconfinado	$10^{-2} - 5 \times 10^{-4}$
	Confinado	$10^{-4} - 5 \times 10^{-1}$
Poroso intergranular	Libre	$5 \times 10^{-2} - 15 \times 10^{-2}$
	Semiconfinado	$10^{-2}$
	Confinado	$10^{-4}$
Kársticos y porosos	Libre	$15 \times 10^{-2} - 18 \times 10^{-2}$
	Confinado	$10^{-4}$
Calcareníferas marinas terciarias	Libre	$15 \times 10^{-2} - 18 \times 10^{-2}$

#### IV.1.4.5. Características biológicas

El suelo está constituido por diversos organismos vivos que van a pertenecer a todos los grupos conocidos de microorganismos (bacterias, hongos, algas, protozoarios y virus) y algunos grupos de animales (nematópodos, anélidos y artrópodos). Se ha estudiado que 10 g de suelo fértil puede contener una población de bacterias igual a la población humana en

el mundo, así 1 kg de suelo puede contener 500 billones de bacterias, 10 millones de aminocetos, casi 1 billón de hongos e incluso una población faunística de unos 500 millones.

El papel y la actividad de los microorganismos en el suelo se centra en la transferencia de energía y transformaciones de los elementos: ciclos biogeoquímicos (ciclos del C, N y el S).

Los factores que controlan la actividad microbiana en los suelos son la humedad, temperatura, pH , Eh, fuentes de energía, etc. Y las interaccionan entre microorganismos. Otro factor a tener en cuenta es la acción de las enzimas intracelulares fuera de los microorganismos vivos (Fuente: Bonneau et al, 1987).

Dentro del grupo de los microorganismos los principales grupos son los que se indican a continuación:

1. *Bacterias y actinomicetes*, que se dividen a su vez en tres grupos:
  - Las eubacterias unicelulares (órdenes de las *Pseudomonas* y las *Eubacterias*). Presentan formas diversas y sus dimensiones pueden variar entre 0.25 x 0.12  $\mu\text{m}$  y 10 x 2 $\mu\text{m}$ . Son los principales géneros que viven en el suelo.
  - Las actinomicetes o eubacterias ramificadas (géneros *Streptomyces* y *Nocardia*). Son bacterias heterótrofas que son aptas para degradar sustancias orgánicas de difícil descomposición.
  - Las mixobacterias (género *Cytophaga*). Se caracterizan por la flexibilidad de su célula y su modo de locomoción.
2. *Hongos*, pueden ser colonizadores primarios del suelo junto con las bacterias, son organismos heterótrofos eucariotas (*levaduras*).
3. *Algas*, se encontrarán algas procariontas (Cianoficéas) y algas eucariotas . Su importancia en los suelos es mal conocida.

## **IV.2. PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS DE LOS HIDROCARBUROS**

Las propiedades físico-químicas son las que determinan en qué modo influye y cómo se va a mover en el medio ambiente una sustancia química concreta, y con qué grado de eficacia es posible eliminarla según los diversos métodos existentes.

Las características físico-químicas con mayor influencia en la interacción contaminante-suelo y en el grado de migración de los contaminantes en el suelo son los que se exponen a continuación.

En el Anejo I, se encuentran con más detalle las propiedades físico-químicas definidas en este apartado.

### **IV.2.1. Propiedades físico-químicas**

#### **IV.2.1.1. Solubilidad**

La solubilidad es el grado en que una sustancia, soluto, se disuelve en otra, el solvente. En nuestro caso, en contaminación ambiental el soluto sería el hidrocarburo y el solvente el agua subterránea.

Toda sustancia tiende a disolverse en disolventes químicamente análogos a ella. Así por ejemplo una naftalina (un hidrocarburo) se disuelve muy bien en gasolina (otro hidrocarburo), peor en alcohol etílico (en su molécula hay un grupo carbono-hidrógeno) y es prácticamente insoluble en el agua (Morcillo, 1989). No obstante, aunque existen múltiples ejemplos de la efectividad de esto, esta regla no debe aceptarse ni como ley química ni como criterio muy generalizado.

La solubilidad de las sustancias químicas en agua está en función de dos parámetros, la temperatura y el tipo de sustancia química. La solubilidad en agua se mide habitualmente en unidades de mg/l o en ppm. Cada una de las sustancias poseen un grado de solubilidad.

La solubilidad tiene un gran impacto en la movilidad del contaminante vertido en el suelo. Los productos más solubles acaban pasando a la fase acuosa, arrastrados por el agua de precipitación o bien debido a las fluctuaciones del nivel piezométrico.



La EPA establece el siguiente criterio de clasificación de las sustancias según su solubilidad:

inmiscibles	=	< 2.000 mg/l
solubles	=	entre 2.000 y 4.000 mg/l
miscibles	=	> 20.000 mg/l

Además se establece como criterio de movilidad:

baja	=	100 mg/l
media	=	entre 100 y 1.000 mg/l
alta	=	> 1.000 mg/l

Las sustancias con movilidad alta acabarán en el acuífero, mientras que los compuestos de bajas movilidades quedarán fijadas en el suelo. Por tanto, la solubilidad tiene gran impacto en la movilidad del contaminante vertido en el suelo. Los productos más solubles acaban pasando a la fase acuosa, arrastrados por el agua de precipitación o bien debido a las fluctuaciones de nivel piezométrico.

#### IV.2.1.2. Presión de vapor

Cuando se evapora un líquido puro algunas de las moléculas existentes en su superficie adquieren la energía necesaria para abandonar la masa líquida y pasan a la fase gaseosa, mientras que otras, ya en estado gaseoso, vuelven a ser retenidas por el líquido y retornan a la fase primitiva (Fernández, 1998).

Al inicio de la evaporación son más las moléculas que pasan al estado gaseoso que las que retornan a la fase líquida; pero poco a poco se consigue un estado de equilibrio, en el cual, por unidad de tiempo, el número de moléculas que abandonan el líquido es igual al de las que retornan a él. Cuando se alcanza este equilibrio entre el líquido y su vapor (fenómeno que está condicionado por el valor de la temperatura) éste ejerce una determinada presión, denominada presión de vapor, cuyo valor va a depender en gran medida según la temperatura a la que se haya efectuado el proceso.

Según esto se define como *temperatura de ebullición* de un líquido a aquella temperatura a la cual su presión de vapor iguala a la presión exterior. Por tanto, la presión de vapor

afectará a la división del contaminante entre la fase vapor y la fase libre, de forma que si la presión de vapor es alta mayor será la concentración de volátiles.

Si admitimos que la presión de vapor depende de la velocidad con que escapan las moléculas en la superficie del líquido, la presencia del soluto obliga a que algunas de sus moléculas reemplacen a las del disolvente, a la vez que ejercen fuerzas atractivas sobre ellas, y en consecuencia, la velocidad de evaporación del disolvente tiende a disminuir.

Se considera el siguiente criterio de clasificación de las sustancias en función de la presión de vapor:

Sustancia	no volátil	≈	< 5 mm Hg
Sustancia	poco volátil	≈	entre 5 y 25 mm Hg
Sustancia	volátil	=	> 25 mm Hg

La *Ley de Raoult* enuncia que la disminución relativa de la presión de vapor de un disolvente puro, cuando se le agrega un soluto no iónico ni volátil, coincide con el valor de la fracción molar del soluto (Wilson, 1995). La expresión matemática de la ley experimental es:

$$\frac{P_{vp} - P}{P_{vp}} = \xi_a$$

Donde

$P_{vp}$	=	presión de vapor del componente en estado puro (atm)
$P$	=	presión de vapor de la solución
$\xi_a$	=	fracción molar del soluto

Operando llegamos a la siguiente expresión en la cual la presión de vapor de la disolución es igual a la presión de vapor del disolvente puro, a esa temperatura, por la fracción del disolvente:

$$P_a = p_{vp} x_a$$

Donde

$P_a$	=	Presión parcial de la sustancia contaminante a (atm)
$p_{vp}$	=	Presión de vapor del componente en estado puro (atm)
$x_a$	=	Fracción molar de la sustancia contaminante "a"

En soluciones ideales se tiene que  $x_a$  :

$$x_a = (\text{mol}_a) / (\text{mol}_a + \text{mol}_{\text{de agua}})$$

En soluciones diluidas que son las que aparecen habitualmente en la experimentación medioambiental  $x_a$  :

$$x_a = (\text{mol}_a) / (\text{mol}_{\text{de agua}})$$

La Ley de Rault por tanto, describe la situación de equilibrio para una mezcla líquida binaria ideal. En general, cuando se mezclan dos líquidos volátiles totalmente miscibles la composición del vapor que se encuentra en equilibrio con la disolución es diferente de la de la mezcla líquida, siendo aquel más rico relativamente en el componente más volátil.

La Ley de Rault solamente es válida para soluciones ideales, en el caso de soluciones diluidas (como es el caso de la contaminación ambiental) predomina la Ley de Henry.

#### IV.2.1.3. Constante de Henry

La *ley de Henry* se emplea para describir el grado de solubilidad de un gas en un líquido. Al disolver una sustancia química en agua existe una pequeña porción de esa sustancia en estado gaseoso en el aire inmediatamente superior a la superficie del agua. En una situación de equilibrio, a medida que las moléculas del gas son incorporadas al agua, un número equivalente de moléculas de la sustancia química abandonan del estado líquido para transformarse en vapor (Morcillo, 1989). Cuando un gas burbujea a través de un líquido puede disolverse en él, dependiendo este proceso de los siguientes factores:

- volumen de líquido
- naturaleza del líquido
- naturaleza del gas
- temperatura a que se realiza el proceso
- presión

Está demostrado que la solubilidad de un gas en un líquido disminuye al aumentar la temperatura. La ley de Henry afirma que en condiciones de equilibrio la presión parcial del

gas (sustancia química volátil) inmediatamente superior a un líquido es proporcional a la concentración de esa sustancia química en el líquido (Wilson, 1995):

$$P_g = K_H C_L$$

Donde

- $P_g$  = Presión parcial del gas ( atm)  
 $K_H$  = Constante de Henry (atm·m<sup>3</sup> /mol)  
 $C_L$  = Concentración de la sustancia química en el líquido mol/m<sup>3</sup>

Por tanto, la solubilidad de un gas en un líquido es directamente proporcional a la presión del gas:

$$S = k P$$

Donde

- $S$  = Solubilidad del gas en el líquido  
 $P$  = Presión parcial del gas  
 $K$  = Constante proporcional

Partiendo de la definición de presión parcial, la constante de Henry también representa la proporción entre la concentración en el gas y la concentración en el líquido.

$$H = C_g / C_L$$

Donde

- $C_g$  = Concentración de una sustancia química específica en la fase gaseosa (aire)  
 $C_L$  = Concentración de una sustancia química específica en la fase líquida (agua)

La constante de Henry o constante de la ley de Henry, puede ser expresada en diversas unidades. Pero se puede tener una forma no dimensional de la constante por medio de la siguiente fórmula:

$$H' = H / R T$$

Donde

- $H'$  = Constante de Henry (adimensional)  
 $H$  = Constante de Henry (atm·m<sup>3</sup>/mol)  
 $R$  = Constante universal para gases (8,25 x 10<sup>-5</sup> atm·m<sup>3</sup>/mol K)  
 $T$  = Temperatura (K)

La constante de Henry depende, sobre todo, de la temperatura y de la composición química del agua como, por ejemplo, en el caso de los hidrocarburos volátiles, que aumentan aproximadamente el triple cuando se produce una subida de temperatura de 10 °C.

Los valores representados definen la constante de Henry en función de la temperatura:

$$H' = e^{(A-B/T)}$$

Donde.

$H$  = Constante de Henry (atm-m<sup>3</sup>/mol)

$A, B$  = Coeficientes de regresión

$T$  = Temperatura (k)

Para los casos en los que se proporcionan los valores, se puede establecer la constante de Henry como la presión de vapor por el grado de solubilidad, a condición de que ambos sean medidos en la misma temperatura:

$$H = p_{vp} / S$$

#### IV.2.1.4. Densidad o peso específico

La densidad de una sustancia es la relación entre la masa de la sustancia y el volumen de ésta. La densidad del hidrocarburo dará lugar al concepto de **NAPL** (*NonAqueous Phase Liquids* o *compuestos líquidos no miscibles*) (Testa y Winerdgarner, 1991).

Este término es utilizado para poner de manifiesto las diferencias fisico-químicas existentes entre los hidrocarburos líquidos y el agua, que se traducen en la formación de un interfaz físico entre una mezcla de ambas sustancias. Los NAPL se subdividen habitualmente en **LNAPL** (*Light NonAqueous Phase Liquids*) es decir compuestos con una densidad menor que la del agua y **DNAPL** (*Dense NonAqueous Phase Liquids*) compuestos que tienen una densidad mayor que la del agua.

La densidad, al igual que la viscosidad, de la fase no acuosa del NAPL pueden tener influencia en la movilidad y en la ubicación de la fase líquida final no acuosa. De este modo se tiene:

Densidad = > 2 g/cm<sup>3</sup>      Movilidad Alta ( sentido descendente)

Densidad = < 1 g/cm<sup>3</sup>      Movilidad Baja

#### IV.2.1.5. Viscosidad

La viscosidad se define como la propiedad de los fluidos debida al frotamiento de sus moléculas, que se gradúa por la velocidad de salida a través de tubos capilares de medida. Va a afectar a la velocidad de percolación en líquidos y a su grado de oclusión o retención física en el suelo. Por tanto, a mayor viscosidad menor penetración y mayor retención en el suelo. (Testa y Winerdgarner, 1991)

Viscosidad ALTA = MAYOR retención en el suelo

#### IV.2.1.6. Coeficiente de difusión

Las sustancias contaminantes presentes en la atmósfera y en el agua tienden a trasladarse desde áreas de mayor concentración a áreas de menor densidad. La difusión podría definirse como el movimiento de una sustancia contaminante bajo la influencia de un gradiente de concentración.

El volumen de sustancia contaminante que se traslada a través de una unidad de tiempo dada puede calcularse por la *Ley de Fick* (Daniel, 1993):

$$J = -D \frac{dC}{dx}$$

Donde

- $J$  = Flujo (mol/cm<sup>2</sup>/seg)
- $D$  = Coeficiente de difusión (cm<sup>2</sup>/seg)
- $C$  = Concentración (mol/cm<sup>3</sup>)
- $x$  = Longitud en el sentido del movimiento (cm)

El coeficiente de difusión en agua puede calcularse utilizando la siguiente fórmula:

$$D = \frac{5,06 \cdot 10^{-7} T}{\mu V^{0,6}}$$

Donde

- $D$  = Coeficiente de difusión (cm<sup>2</sup>/seg)

$T$	=	Temperatura (K)
$\mu$	=	Grado de viscosidad del agua (cP)
$V$	=	Volumen molar de la sustancia contaminante (cm <sup>3</sup> /mol)

#### IV.2.1.7. Coeficiente de repartición octanol-agua

EL coeficiente octanol-agua es una constante no dimensional definida por la fórmula:

$$K_{ow} = \frac{C_o}{C}$$

Donde

$C_o$  = Concentración en octanol (mg/l o  $\mu$ g/l)

$C$  = Concentración en agua (mg/l o  $\mu$ g/l)

Con este coeficiente se mide el grado de repartición de un compuesto orgánico entre la fase orgánica y el agua. (Testa y Winerdgarner, 1991). Se utiliza para medir la adsorción de un contaminante en el suelo así como para calcular el destino y traslado de las sustancias químicas, y está en relación con los coeficientes de adsorción del suelo, el factor de bioconcentración y la solubilidad.

Las sustancias químicas con valores de  $K_{ow}$  menores 10 tienden a ser hidrófilas, así como a poseer una baja adsorción en el suelo y un reducido factor de bioconcentración (ver Apdo. II.2.1.9.)

#### IV.2.1.8. Coeficiente de sorción

La sorción es el proceso por medio del cual un componente (la sustancia contaminante absorbida) se traslada de una fase a otra atravesando una barrera.

La sorción es debida a la interacción de tres diferentes moléculas como son las moléculas sorbentes (como el carbono activado), las sustancias absorbidas (el hidrocarburo o sustancia contaminante) y las moléculas disolventes (como es el agua). Es decir, la sorción consiste en la división de la sustancia sorbida (de sus componentes químicos) en fases (el movimiento de sustancias disueltas de un estado solvente a uno sorbente).

En el proceso de absorción la sustancia absorbida es captada por la sustancia sorbente o fase absorbente y puede ser reflejado en términos de coeficiente de actividad (Lagrega et al, 1996):

$$K = \frac{V_1 f_1}{V_2 f_2}$$

Donde

- $K$  = Fase del coeficiente de repartición de un cuerpo disuelto específico  
 $V_1, V_2$  = Volumen molar de las fases disolvente y sorbente respectivamente  
 $f_1, f_2$  = Coeficiente de actividad de las fases disolvente y sorbente respectivamente

La división de sustancias disueltas en fases está condicionada por la afinidad relativa de dichas sustancias respecto al solvente y al sorbente, afinidad que es fundamentalmente un fenómeno molecular y se encuentra en función de una gran variedad de mecanismos químicos, físicos y electroestáticos. La mayor parte de estos mecanismos atraen a la sustancia sorbida, aunque otros la repelen.

Entre los mecanismos de atracción más representativos están las fuerzas de enlace de hidrógeno (de tipo químico), las fuerzas de Van der Waals (de tipo físico) o las de atracción coulombianas (de tipo electroestático). Entre los mecanismos de repulsión están los que se producen entre las aguas subterráneas y las sustancias orgánicas hidrófobas no polares, conocido como sorción hidrófoba, y que constituye una división real, mientras que los mecanismos de atracción pueden ser considerados mas bien como adsorciones superficiales

Cualquiera de estos mecanismos actúa según la naturaleza de la sustancia química orgánica y las propiedades del suelo, y de hecho se producen de modo simultáneo.

Los equilibrios de sorción serán los responsables de la distribución de los productos vertidos, entre los sólidos y las restantes fases, controlando la movilidad de la sustancia en el suelo. Gran parte de las sustancias químicas orgánicas de relevancia medioambiental son hidrófobas. En el caso de los compuestos orgánicos hidrófobos, se ha observado la correlación entre la capacidad de sorción del suelo con su contenido en materia orgánica, así como por las arcillas debido a su carga neta negativa (Riser-Robers, 1996).



#### IV.2.1.9. Factor de bioconcentración

El factor de bioconcentración (FBC) muestra cuanta sustancia química es susceptible de acumularse en los organismos acuáticos (Lagrega et al, 1996). Queda reflejada matemáticamente en la siguiente fórmula:

$$FBC = \frac{C_{org}}{C}$$

Donde

$C_{org}$  = Concentración equilibrada en un organismo (mg/kg o ppm)

$C$  = Concentración existente

El FBC es fundamental en la asesoría de riesgos, mientras que el contenido lípido del tejido animal es un factor muy importante a la hora de determinar la capacidad de bioconcentración de una sustancia química.

El FBC está relacionado con la solubilidad, el coeficiente de carbono orgánico y el coeficiente octanol-agua, mediante las siguientes expresiones:

$$\text{Log FBC} = c_1 - c_2 \log S$$

$$\text{Log FBC} = c_1 \log K_{oc} - c_2$$

$$\text{Log FBC} = c_1 + c_2 \log K_{ow}$$

#### IV.2.1.10. Calores específicos

La capacidad calorífica consiste en la cantidad de calor que una sustancia es capaz de absorber antes de que se produzca una subida de temperatura determinada (Fernández, 1998):

Calor de reacción: Se define como el cambio entálpico resultante de la reacción producida bajo presión constante en un sistema abierto con situación estable en el que no se produce trabajo, las energías cinéticas y potenciales son insignificativas, y los reactantes y los productos se encuentran a la misma temperatura.

Calor de formación: El calor de formación de una sustancia se define como el cambio entálpico resultante de la reacción que crea tal sustancia a partir de sus elementos constitutivos.

Conociendo las entalpías de formación de las sustancias que intervienen en una reacción química, es posible calcular la variación de entalpía que tiene lugar en ella, o lo que es lo mismo, el calor de reacción correspondiente:

$$\Delta H^{\circ}_r = \sum \Delta H^{\circ}_f(\text{productos}) - \sum \Delta H^{\circ}_f(\text{reactivos})$$

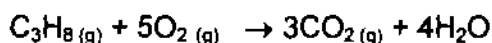
Donde

$\Delta H^{\circ}_r$	=	Calor o entalpía de la reacción
$\sum \Delta H^{\circ}_f(\text{productos})$	=	Entalpía de formación de los productos
$\sum \Delta H^{\circ}_f(\text{reactivos})$	=	Entalpía de formación de los reactivos

Si la suma de las entalpías de los productos es mayor que la de los reactivos ( $\Delta H$  positivo), habrá que comunicar energía para formar los productos, por tanto la reacción será *endotérmica*. Por el contrario, si la suma de las entalpías de los productos es menor que la de los reactivos ( $\Delta H$  negativo), la energía sobrante se desprenderá, y por tanto la reacción será *exotérmica*.

Calor de combustión: El calor de combustión de una sustancia consiste en el cambio entálpico resultante de la combustión de tal sustancia. La combustión es la reacción de una sustancia frente al oxígeno que tiene como resultado la producción de las siguientes sustancias específicas:  $\text{CO}_2$  en estado gaseoso y  $\text{H}_2\text{O}$  en estado líquido o gaseoso

Así por ejemplo, al verificarse la combustión de propano ( $\text{C}_3\text{H}_8$ ) a la presión constante de 1 atm. Y a la temperatura de  $25^{\circ}\text{C}$ , se obtendrá la siguiente reacción:



Donde  $\Delta H^{\circ} = -2220 \text{ KJ / mol}$ , es decir:  $\Delta H < 0$  reacción exotérmica

#### IV.2.1.11 . Calor latente

Calor latente de fusión y ebullición: La disminución de la presión de vapor por efecto del soluto va a repercutir de modo directo en el punto de fusión y en el de ebullición, de forma que:

alta presión vapor	=	disminuye el punto de fusión
baja presión de vapor	=	aumenta el punto de ebullición

Según esto, se obtendrá un ensanchamiento en el intervalo de temperaturas en el que el líquido puede existir, aumentando por arriba el punto de ebullición y disminuyendo por abajo el punto de fusión. El descenso del punto de fusión (o congelación), y el descenso del punto de ebullición (o evaporación), dependerá de la concentración del soluto y de la naturaleza del disolvente.

Calor latente de condensación: Los calores latentes del proceso inverso se definen como las cantidades negativas de los calores relacionados con el calor de evaporación o ebullición.

#### IV.2.2. Tipos de hidrocarburos

Los compuestos del carbono son un grupo de compuestos químicos formados principalmente por carbono e hidrógeno. Al unirse los átomos de carbono pueden formar cadenas abiertas ya sean lineales o ramificadas (como sucede con los compuestos alifáticos), o cadenas cerradas (como ocurre en los compuestos cíclicos).

##### IV.2.2.1. Clasificación de los hidrocarburos.

Teniendo en cuenta lo anteriormente expuesto tenemos que los compuestos del carbono se pueden clasificar de la forma siguiente (Morcillo, 1996):

##### ➤ ALIFÁTICOS (cadenas abiertas)

- SATURADOS → Alcanos o parafinas (enlaces sencillos)
- NO SATURADOS {
  - Alquenos o etilenos (doble enlace)
  - Alquinos o acetilénicos (triple enlace)

➤ **CÍCLICOS** (cadenas cerradas)

- **CARBOCÍCLICOS**
  - |   |   |   |                                |
|---|---|---|--------------------------------|
| { | Aromáticos o arenos (derivados del benceno)   |   |                                |
|   | <table border="0" style="display: inline-table; vertical-align: middle;"> <tr> <td rowspan="2" style="font-size: 3em; vertical-align: middle;">{</td> <td style="padding-left: 10px;">Cicloalcanos (enlaces simples)</td> </tr> <tr> <td style="padding-left: 10px;">Cicloalquenos (enlaces dobles)</td> </tr> </table> | { | Cicloalcanos (enlaces simples) |
| { | Cicloalcanos (enlaces simples)  |   |                                |
|   | Cicloalquenos (enlaces dobles)  |   |                                |
  - **HETEROCÍCLICOS**

#### IV.2.2.2. Características generales de los hidrocarburos

Las características principales entre los diferentes tipos de hidrocarburos se pueden resumir en las siguientes (En el Anejo I se encuentran ampliadas dichas propiedades):

Los **hidrocarburos alifáticos** están formados por cadenas abiertas y tienen como fórmula general  $C_nH_{2n+2}$ . Estos compuestos de cadena abierta, pueden ser saturados o no saturados.

Los **hidrocarburos cíclicos** están formados por cadenas cerradas, de enlaces simples o dobles.

##### IV.2.2.2.1 Hidrocarburos saturados de cadena abierta (alcanos)

Los hidrocarburos saturados están formados por el grupo de los **alcanos**, los cuales poseen enlaces individuales ( $C_nH_{2n+2}$ ). Pueden considerarse derivados del metano ( $CH_4$ ) por sustitución sucesiva de un átomo de hidrógeno por un radical metilo ( $-CH_3$ ). Se les conoce también con el nombre de *parafinas*.

##### IV.2.2.2.2. Hidrocarburos no saturados de doble enlace o alquenos

Los **alquenos** son hidrocarburos de cadena abierta que contienen, por lo menos, un enlace doble de átomos de carbono. Los que poseen solamente un doble enlace tienen de fórmula ( $C_nH_{2n}$ ). Se les conoce con el nombre habitual de *etilenos*.

Mientras que en los alcanos existen solamente isómeros de cadena, en los alquenos aparece la posibilidad de existencia de isomerías de posición y geométrica. Por ello, el número de isómeros de un alqueno es mayor que el que corresponde al alcano de mismo número de átomos de carbono.

#### IV.2.2.2.3. Hidrocarburos no saturados de triple enlace o alquinos

Los **alquinos** son hidrocarburos de cadena abierta que contienen, por lo menos, un enlace triple de átomos de carbono. Los que poseen un solo triple enlace tienen de fórmula general ( $C_nH_{2n-2}$ ). El nombre de *acetilénicos* proviene del primer término de la serie, el etino ( $CH \equiv CH$ ), llamado corrientemente acetileno.

#### IV.2.2.2.4. Hidrocarburos de cadenas cerradas aromáticos o arenos

A estos hidrocarburos se les asignó inicialmente el nombre de **aromáticos** a causa de los olores intensos y agradables que presentan la mayoría de ellos. Se pueden considerar como derivados del *benceno*<sup>a</sup>. Poseen estructuras de anillo simple o múltiple que contienen enlaces alternativos individuales o dobles.

##### IV.2.3.2.4.1. Hidrocarburos graso-aromáticos

Son los que poseen en su molécula un núcleo bencénico y un grupo o grupos alquilo. Su fórmula general, en caso de que estos grupos alquilo sean saturados, es  $C_nH_{2n-6}$ .

##### IV.2.3.2.4.2. Hidrocarburos con núcleos bencénicos condensados

Son aquellos que presentan varios núcleos aromáticos con algunos átomos de carbono comunes a dos anillos. Tanto el *naftaleno* o naftalina, como el *antraceno* y el *fenantreno* se encuentran en el alquitrán de la hulla, del que se extraen por destilación fraccionada.

##### IV.2.3.2.4.3. Hidrocarburos con núcleos bencénicos conjugados

---

<sup>a</sup> Estructura del benceno: constituida al menos por un anillo de 6 átomos de carbono con tres dobles enlaces alternos

En este tipo de hidrocarburos no hay átomos de carbono comunes. Pueden considerarse como derivados del benceno por sustitución de un átomo de hidrógeno por un radical fenilo. Para mantener la tetravalencia del carbono los dobles enlaces deben mantener en los anillos una distribución “conjugada” o alternante.

#### IV.2.2.2.5. Hidrocarburos de cadena cerrada o alicíclicos

Los hidrocarburos alicíclicos son de cadena cerrada. Cuando todos los enlaces entre carbonos son sencillos reciben el nombre de **cicloalcanos** mientras que cuando existe algún doble enlace se conocen como **cicloalquenos**. Están constituidos por uno o varios anillos (ciclos) con un número variable de carbonos. Pueden ser saturados e insaturados.

#### IV.2.2.2. Clasificación de los hidrocarburos en medioambiente

Desde el punto de vista medioambiental existen básicamente tres categorías diversas de sustancias químicas orgánicas de acuerdo al grado de volatilidad:

- Sustancias volátiles
- Sustancias semivolátiles
- Sustancias no volátiles

Es importante señalar que es difícil trazar una línea definitoria entre lo que puede considerarse volátil o semivolátil, o semivolátil y no volátil. En química medioambiental se suelen establecer combinaciones de estas categorías según el método analítico más adecuado para la identificación de dicha combinación.

#### IV.2.2.2.1. Sustancias orgánicas volátiles

Los compuestos orgánicos volátiles (COV's) poseen las siguientes características:

- Poseen una alta presión de vapor que les permite una alta evaporación
- Por lo general son compuestos relativamente pequeños
- Son muy solubles en el agua
- Elevada constante de Henry
- Un bajo coeficiente de división de carbono orgánico ( $K_{oc}$ )
- Un elevado coeficiente de repartición de agua-octanol ( $k_{ow}$ )

- Un reducido factor de bioconcentración (FBC)

La detección y medida de la concentración de estos compuestos orgánicos volátiles "in situ" se lleva a cabo utilizando un aparato denominado detector de partículas por fotoionización (PID).

#### IV.2.2.2.2. Sustancias orgánicas semivolátiles

Entre las sustancias semivolátiles se incluyen muchas clases de compuestos con distintas propiedades físicas y químicas. Debido a sus diversas propiedades, las sustancias orgánicas semivolátiles se suelen dividir en dos categorías:

- **Sustancias extraíbles básicas neutrales**
  - Hidrocarburos poliaromáticos (PHA's)
  - Nitrasaminas
  - Eteres
  - Esteres alifáticos
  - Algunas sustancias aromáticas carentes de grupos hidroxilos (OH) o carboxilos (COOH)
- **Sustancias extraíbles ácidas**
  - Alcoholes aromáticos o fenoles

Las propiedades fisico-químicas de estos compuestos semivolátiles se indican a continuación:

##### a) Sustancias básicas neutrales:

- Tienen escasa solubilidad
- Una baja constante de Henry
- Una baja presión de vapor
- Un elevado coeficiente de carbono orgánico ( $k_{oc}$ )
- Un bajo coeficiente de octanol-agua ( $K_{ow}$ )
- Un elevado factor de bioconcentración (FBC)

**b). Sustancias extraíbles ácidas**

- Tienen una diversa solubilidad en el agua
- Una presión de vapor moderada
- Una baja constante de Henry
- Un coeficiente de división de carbono orgánico variable
- Un factor de bioconcentración también variable.

**IV.2.3.2.3. Sustancias orgánicas no volátiles**

Se caracterizan por ser compuestos con escasa o nula capacidad de volatilidad e incluso a elevadas temperaturas. Por tanto, las características principales son las siguientes:

- Tienen una presión de vapor muy baja
- Poseen una constante de Henry también muy baja

**IV.2.3. Caracterización físico-química de los hidrocarburos derivados del petróleo****IV.2.3.1. Características de hidrocarburos derivados del petróleo**

En general los problemas de contaminación se suelen producir por derrames o vertidos de productos derivados del petróleo. Estos productos van a estar formados por multitud de constituyentes (compuestos volátiles, semivolátiles, y no volátiles) en diversas concentraciones, por lo que su estudio detallado es muy complejo.

La composición del petróleo es muy variada, tanto en los elementos presentes, como en los compuestos químicos que lo forman. Generalmente, el petróleo crudo contiene alrededor de un 85 por 100 de carbono y un 12 por 100 de hidrógeno. El 3 por 100 restante está formado por pequeñas cantidades de oxígeno, nitrógeno y azufre, y metales pesados. El petróleo crudo se refina mediante una destilación fraccionada para separar los diversos hidrocarburos, por la aplicación de calor y presión (con o sin catálisis) para alterar la estructura molecular de algunos de los productos de destilación y mediante el tratamiento químico y mecánico de diversos productos o fracciones para quitar las impurezas (Ramos Carpio, 1997).

Los constituyentes más abundantes en las fracciones ligeras que destila un crudo son hidrocarburos saturados, de cadena abierta (alcanos o parafinas) y cíclicos (cicloalcanos o



naftalenos). Las olefinas (alquenos) y los alquinos sólo están presentes excepcionalmente en los crudos, pero aparecen en sus fracciones, como consecuencia de los tratamientos térmicos o catalíticos a que se les somete en las refinerías; concretamente son el resultado del craqueo de otros compuestos saturados de mayor peso molecular.

Las **parafinas** de cadena recta (n-parafinas) tienen un efecto importante sobre la viscosidad, especialmente las de alto peso molecular. Cristalizan con facilidad, incluso a temperaturas superiores a la del medio ambiente, formando suspensiones que fluyen con dificultad. Se les denomina habitualmente *ceras*. Las isoparafinas del mismo número de átomos de carbono tienen un punto de solidificación inferior.

Los **naftenos**, cuyos miembros más sencillos son el ciclopentano y el ciclohexano, pueden tener varios anillos en la misma molécula y algún doble enlace insaturado y cuentan, casi siempre con ramificaciones alquídicas (sobre todo metilénicas).

Los **aromáticos** empiezan a aparecer en las fracciones ligeras, primeramente BTEX (benceno, tolueno, etilbenceno y xileno), y después de otros compuestos más complejos. En los destilados más pesados abundan las moléculas mixtas de alto peso molecular con uno o varios anillos aromáticos, cadenas laterales parafínicas, largas o cortas, e incluso varios anillos naftalénicos en los que aparecen dobles enlaces.

Algunos de los productos y subproductos que se obtienen como consecuencia del refinado del petróleo son **gasolina, queroseno, lubricantes, gasoil y fuel-oil, parafinas y ceras, asfalto, coque de petróleo** y otros materiales diversos, tales como **plaguicidas**.

**Tabla IV.8: Composición de los hidrocarburos derivados de petróleo (en %) (Fuente: Bruya, 1995)**

Producto	Alcanos	Alquenos	Aromáticos
Gasolinas	36 a 71	5 a 13	22 a 54
Jet fuels	78 a 85	< 0.1 a 4	16 a 25
Fuel nº2	48 a 57	No	33 a 38
Aceites lubricantes	68 a 90	No	10 a 32

Compuestos como la gasolina, diesel fuel, queroseno, etc. van a contener cientos de constituyentes individuales entre los que se incluyen parafinas, olefinas, aromáticos, aromáticos complejos, e hidrocarburos polares con contenidos en oxígeno, nitrógeno y

azufre. Cada una de las clases de constituyentes se caracteriza por tener varias series homólogas y distintos tipos de isomerismo, de ahí la complejidad de su estudio. Otro factor a tener en cuenta a la hora de estudiar un determinado compuesto presente en el suelo o en las aguas es la degradación que se va a producir en dicho producto por factores medioambientales y que van a producir un cambio en las propiedades del mismo (Riser-Robers, 1996)

**Tabla IV.9: Constituyentes de algunos hidrocarburos derivados del petróleo (Fuente: Bruya, 1995)**

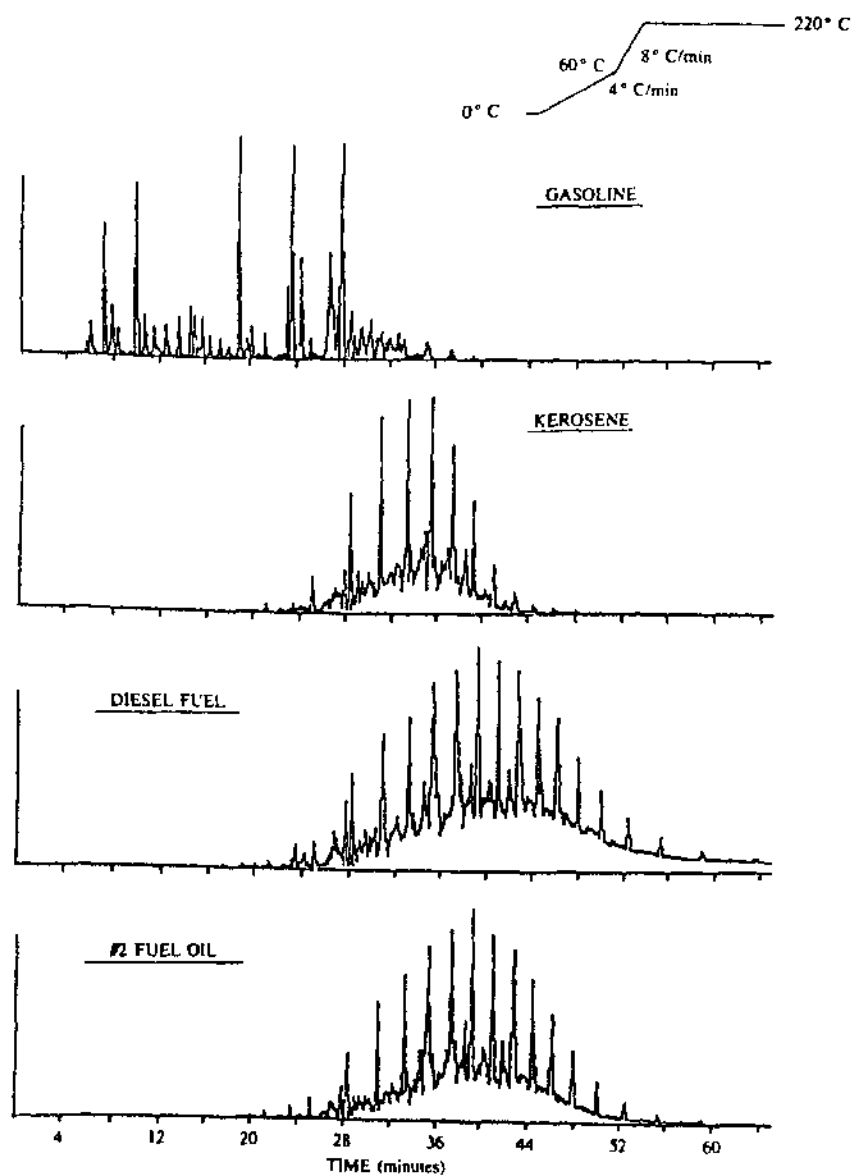
Producto	Alcanos	Alquenos	Aromáticos	Metales	Aditivos
Gasolinas	C <sub>14</sub> -C <sub>12</sub> alcanos	C <sub>4</sub> -C <sub>7</sub> alquenos	Benceno a C <sub>4</sub> bencenos	Br, Cd, Cl, Na, S, Va	MTBE (Tri-metil butil eter)  TAMA (Tri-amil butil eter) ETBE (Tri-etil butil eter) etanol
Queroseno, diesel fuel, jet fuel	C <sub>10</sub> -C <sub>14</sub> alcanos	Poco conocidos	C <sub>3</sub> -C <sub>5</sub> benceno C <sub>0</sub> -C <sub>8</sub> naftalenos C <sub>0</sub> -C <sub>5</sub> antracenos C <sub>0</sub> -C <sub>3</sub> fenantrenos C <sub>0</sub> -C <sub>4</sub> tretalenos C <sub>0</sub> -C <sub>7</sub> bifenilos C <sub>0</sub> -C <sub>4</sub> carbozoles	Al, Sb, As, Cd, Cl	Ocasionales
Diesel n° 4, Diesel n° 6 y aceites lubrificantes	C <sub>20</sub> -C <sub>78</sub> alcanos	Poco conocidos	Fenantrenos Benzopirenos Hidrocarburos pilinucleares aromáticos	Ni, Va Ba, Zn	Ocasionales

**Tabla IV.10: Números de carbono según la fracción de hidrocarburo (Fuente: Testa y Winergardner, 1991)**

Fracción de hidrocarburo	Nº de carbonos
Gases	C <sub>1</sub> -C <sub>5</sub>
Gasolinas	C <sub>5</sub> -C <sub>14</sub>
Naftas	C <sub>8</sub> -C <sub>7</sub>
Querosenos	C <sub>7</sub> -C <sub>18</sub>
Gasóleos	C <sub>14</sub> -C <sub>25</sub>

En función de los constituyentes que conforman cada uno de los compuestos el análisis cromatográfico de cada uno de ellos será distinto, de formas que será representativo de cada uno de los compuestos. Los primeros constituyentes en aparecer en un cromatograma serán aquellos compuestos de carácter más volátil ( es decir con menor numero de volátiles) y por tanto tendrán menor tiempo de retención<sup>b</sup>. Con este método de análisis se puede caracterizar y conocer el tipo de producto o contaminante existente en un emplazamiento contaminado (Calabrese et al., 1993)

**Fig. IV.7: Cromatogramas tipo para diversos compuestos o derivados del petróleo (Fuente: Calabrese et al., 1993)**



<sup>b</sup> Tiempo de retención: Tiempo que tarda un compuesto en atravesar la columna de cromatografía de gases.

Las características físico-químicas de los productos derivados del petróleo se engloban en las recogidas en el Anejo I.

#### **IV.2.3.2. Características generales de los hidrocarburos clorados**

Los compuestos halogenados, tanto alifáticos (de cadena sencilla) como aromáticos (Cíclicos), son generalmente clorados, es decir están formados por enlaces estables de carbono-cloro.

Dentro de estos compuestos clorados se encuentran los disolventes clorados y algunos pesticidas. Los disolventes clorados empleados más ampliamente en la industrial mundial son:

- Tetracloruro de carbono (CT)
- Percloroetileno o tetracloroetileno (PCE)
- Tricloroetileno (TCE)
- Tricloroetano (TCA)
- Etc.

Con respecto a los pesticidas se encuentran compuestos cloroaromáticos del tipo de clorobenzenos, clorofenoles, clorobenzoatos y clorotoluenos como:

- Cloruro de Vinilo (VC)
- Clorobenceno
- Diclorobenceno
- Tetraclorobenceno
- Pentaclorofenos (PCP)
- Diclorodifeniltricloroetano (DDT)
- 2,4,6-triclorofenol
- 2,3,4,6-tetraclorofenol
- etc.

Otro grupo de compuestos que se pueden incluir en esta categoría son los bifenilos y los trifenilos:

- Policlorobifenilo (PCB)
- Policlorotrifenilo (PCT)
- Etc.

Estos compuestos clorados son generalmente poco volátiles y poco solubles en agua, aunque si van a ser solubles en disolventes orgánicos. Por lo general, poseen densidades mayores que las del agua, alta viscosidad y presentan una menor degradabilidad a medida que aumenta el contenido en cloro, también suelen presentar una alta adsorción en las arcillas, características que va a influir de forma decisiva en el comportamiento en el suelo y en las aguas subterráneas.

#### IV.2.4. Caracterización de los NAPL

El término **NAPL** (*NonAqueous Phase Liquids*) engloba a los compuestos líquidos no miscibles en agua y es una expresión que se utiliza para poner de manifiesto las diferencias fisico-químicas entre los hidrocarburos líquidos y el agua, y que se traducen en la formación de un interfaz físico entre una mezcla de ambas sustancias (Testa y Winerdgarner, 1991)

Los NAPL se subdividen habitualmente en **LNAPL** (*Light NonAqueous Phase Liquids*), compuestos con una densidad menor que la del agua, y de **DNAPL** (*Dense NonAqueous Phase Liquids*), compuestos con una mayor densidad que la del agua.

Tabla IV.11: Densidades de algunos hidrocarburos (Fuente: Manual del programa HSSM,1997)

NAPL	Densidad (g / cm <sup>3</sup> a 20°C)
Clorometileno	1,33
TCE	1,47
Aroclor 1254	1,51
PCE	1,60
Agua	1,00
Gasolina	0,75
Queroseno	0,85
Fuel Oil nº 2	0,87

Los parámetros mínimos necesarios en la caracterización de un NAPL son:

- Solubilidad
- Viscosidad
- Densidad
- Presión de Vapor

La densidad de estos compuestos va a aumentar con el número de carbonos que integran la molécula del hidrocarburo, obteniéndose densidades desde  $0,65 \text{ g/cm}^3$  para las parafinas (o hidrocarburos saturados de cadena abierta) hasta  $0,85 \text{ g/cm}^3$  para los monocíclicos aromáticos (o hidrocarburos de cadenas cerradas derivados del benceno). La solubilidad también va a ser muy variable, teniendo valores desde  $5 \text{ mg/l}$  para algunas parafinas de cadena ramificada hasta  $515 \text{ mg/l}$  de monocíclicos aromáticos como el tolueno y  $1.780 \text{ mg/l}$  del benceno (Daniel, 1993).

### IV.3. INTERACCIÓN CONTAMINANTE-SUELO

#### IV.3.1. Procesos físico-químicos

##### IV.3.1.1. Fenómenos de sorción

La **sorción** consiste en la división de la sustancia sorbida, es decir de sus componentes químicos, en diferentes fases, produciéndose un movimiento de las sustancias disueltas de un estado solvente a uno sorbente. No es necesario que el material sorbente se encuentre en estado sólido, así por ejemplo, un tipo de sorción es la disolución de un líquido inmiscible como el petróleo en una fase acuosa (Lagrega et al., 1996).

Sin embargo, para el caso específico del destino de los contaminantes en el suelo, la sorción es primordialmente una acumulación de materiales orgánicos en la superficie del suelo. Más específicamente es la partición de contaminantes disueltos orgánicos (sustancias solubles) del agua subterránea, en materiales edáficos (sorbentes). Este es el caso típico de la adherencia de moléculas orgánicas a la materia húmica natural del suelo.

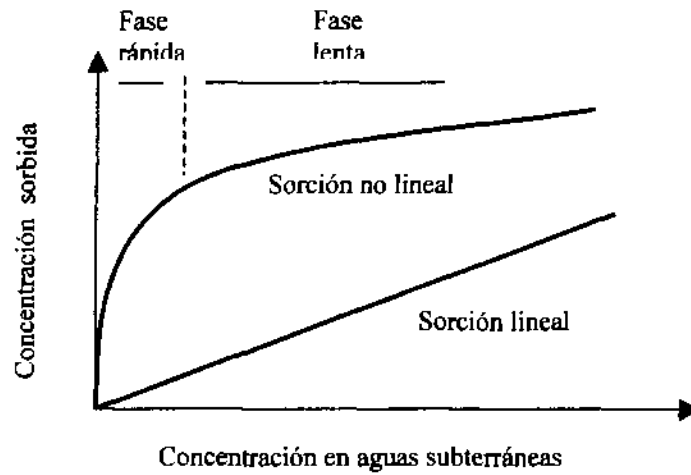
La partición de solutos o división de sustancias disueltas en fases dependerá de la afinidad relativa del soluto por el solvente y el sorbente. Dicha afinidad es primordialmente un fenómeno molecular y será función de múltiples mecanismos químicos, físicos y electrostáticos. La mayor parte de estos mecanismos van a atraer a la sustancia sorbida, mientras que otros la van a repeler.

Como mecanismos de atracción se encuentran los enlaces de hidrógeno (de tipo químico), las fuerzas de Van der Waals (de tipo físico) y las fuerzas de atracción de Coulomb (de tipo electrostático). Como mecanismos de repulsión aparece el que existe entre aguas subterráneas y compuestos orgánicos no polares hidrófilos, denominado sorción hidrófoba.

Cualquiera de estos mecanismos pueden operar conjuntamente según la naturaleza del compuesto orgánico y las propiedades del suelo, de forma que la sorción va a comprender la suma de todos estos mecanismos de atracción y repulsión, y todas las superficies activas de las partículas del suelo, que puede o no ser una relación lineal entre concentración de soluto y sorbente.

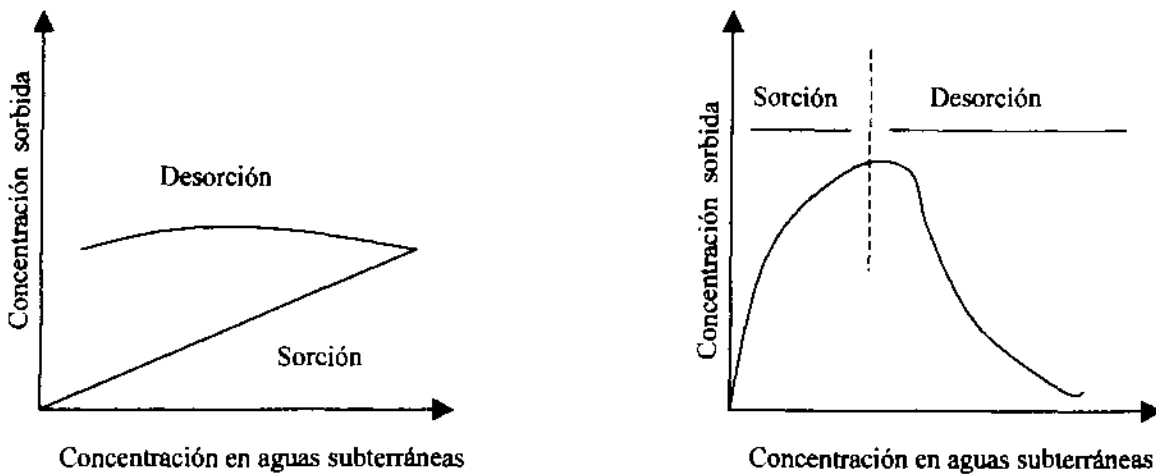
En la figura 8 se puede observar como el mayor volumen sorbido se produce en un primer momento y en un intervalo corto de tiempo (generalmente no superior a 48 horas), en la denominada fase rápida o *sorción no lineal*, sin embargo, los procesos de *sorción lineal* se van a producir en la fase posterior más lenta, hasta llegar a un punto próximo al equilibrio.

Fig. IV.8: División entre la sustancia sorbida en solvente y sorbente (Fuente: Lagrega et al., 1996)



Es importante destacar que la sorción es un fenómeno reversible gracias a un proceso denominado **desorción**. Los fenómenos de desorción se van a producir cuando la concentración de las sustancias disueltas disminuya y las cantidad de las sustancias sorbidas se incrementa. Este proceso va a depender del equilibrio de concentración de soluto/cantidad de contaminante sorbido.

Fig. IV.9: Desorción de un sustancia disuelta (Fuente: Lagrega et al., 1996)





Muchos de los contaminantes son *hidrofóbicos*<sup>a</sup>. En estos casos se ha visto que el mecanismo de sorción dominante es la afinidad de los contaminantes por la materia orgánica (Lagrega et al., 1996). Por otro lado, algunos compuestos orgánicos hidrofóbicos se pueden adsorber a superficies minerales, especialmente arcillas, teniendo la montmorillonita mayor capacidad de adsorción que la caolinita (Riser-Roberts, 1996). Esto puede ser importante en suelos arcillosos con poca materia orgánica. También van a ser posibles los intercambios catiónicos o las acumulaciones de las sustancias hidrófobas en las superficies arcillosas, sobre todo en suelos con un contenido en materia orgánica superior al 1 por ciento.

La sorción de compuestos orgánicos se puede ver influenciada además de por la materia orgánica y la presencia de minerales de la arcilla, por la concentración de solutos, el pH, la temperatura y las características fisico-químicas del hidrocarburo. Además, la sorción de los constituyentes orgánicos en el suelo va a afectar en el grado de volatilización, difusión, migración y degradación tanto química como biológica del mismo (Riser-Roberts, 1996).

Dependiendo de las condiciones y de la naturaleza del soluto, sorbente y solvente, el grado de sorción puede ser elevado, siempre que la fase sorbida sea mayor que la concentración en el agua, con una proporción de 5 o 10:1, aunque también puede ser o ser menor de 1 (Lagrega et al., 1996).

Las propiedades del sorbente son también muy importantes. Algunos de los factores que inciden son:

- Tamaño molecular: cuanto mayor es el tamaño de partícula más facilidad de adsorción.
- Hidrofobidad: se correlaciona en sentido inverso con la solubilidad en agua.
- Carga molecular: algunos orgánicos pueden ser moléculas polares no cargadas a un pH y aniones a otro.
- Estructura: un isómero puede adsorberse mejor que otros.

Las interrelaciones de transferencias de masa y las tasas de reacción de las diversas fuerzas involucradas son muy difíciles de formular. Además en el campo, los materiales edáficos exhiben un alto grado de complejidad y heterogeneidad. La sorción debe ser

---

<sup>a</sup> Compuestos hidrofóbicos: compuestos solubles en disolventes no polares e insolubles o poco solubles en agua

determinada por pruebas específicas y el efecto neto expresado usando modelos sencillos y empíricos.

El **coeficiente de carbono orgánico** ( $K_{oc}$ ) de los compuestos orgánicos es un parámetro que refleja la distribución de los compuestos orgánicos entre la fase orgánica y el suelo, estableciéndose del siguiente modo:

$$K_{oc} = \frac{C_c}{C}$$

Donde,

- $C_c$  = Concentración adsorbida ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ )  
 $C$  = Carbono orgánico (ppb)

Otra forma de obtener el  $K_{oc}$  es a partir del **coeficiente de repartición del agua en el suelo**<sup>b</sup> ( $K_p$ ), de forma que:

$$K_{oc} = \frac{k_p}{f_{oc}}$$

Donde,

- $f_{oc}$  = Fracción de carbono orgánico del suelo (adimensional); también se puede obtener a través de la *fracción de materia orgánica*<sup>c</sup> ( $f_{mo}$ ) con la siguiente expresión:

$$f_{mo} = 172,4 \times f_{oc}$$

Tanto  $K_p$  como  $K_{oc}$  son función del contenido de carbono orgánico, y son relativamente independientes del suelo o sedimentos específicos. Los cálculos estimados de  $K_p$  y de  $K_{oc}$  pueden ser muy variables, ya que es posible su cálculo atendiendo a diferentes parámetros, tales como  $S$ , solubilidad, y coeficiente octanol-agua,  $K_{ow}$ , como se indica en la siguiente tabla:

<sup>b</sup> Coeficiente de repartición del agua en el suelo: es la capacidad de una sustancia para ser adsorbida por el suelo o por los sedimentos, y que se expresa como:

$$K_p = \text{Concentración en el suelo} / \text{concentración en el agua}$$

**Tabla IV.12: Correlación entre el  $K_{oc}$  y las propiedades químicas (Fuente: Lagrega et al, 1996)**

Tipo de sustancia química	Número de componentes químicos	Ecuación	Indicaciones
Pesticidas	45	$\log K_{oc} = 0,544 \log K_{ow} + 1,377$	
Aromáticos	10	$\log K_{oc} = 1,00 \log K_{ow} - 0,21$	
Hidrocarburos clorados	15	$\log K_{oc} = -0,557 \log S + 4,277$	$S$ por $\mu\text{mol/l}$
Aromáticos	10	$\log K_{oc} = -0,54 \log S + 0,44$	$S$ por fracción de mol
Pesticidas	106	$\log K_{oc} = -0,55 \log S + 3,64$	$S$ en $\text{mg/l}$
No determinados	...	$\log K_{oc} = 0,681 \log \text{FBC} + 1,963$	FBC = factor de bioconcentración

Si se conoce el contenido de carbono orgánico en el suelo, la *constante de adsorción* ( $K$ ) puede ser calculada a través del coeficiente de carbono orgánico, mediante la siguiente expresión:

$$K = \frac{\% \text{ carbono orgánico}}{100} \times K_{oc}$$

$$K = \frac{\text{gr absorbidos / gr de suelo}}{\text{solución en g / ml}}$$

De este modo, el coeficiente de adsorción se puede utilizar para estimar la fracción de un compuesto podrá ser adsorbida por un suelo y que fracción será disuelta en el agua en el momento en que el suelo y el agua se encuentren en equilibrio (Riser-Roberts, 1996).

**Tabla IV.13: Constante de adsorción para compuestos orgánicos hidrófobos (Fuente: Riser-Roberts, 1996)**

Substance	Soil Adsorption Constant $K$	EPA Water Quality Criteria (ppm)
Anthracene	700	—
Benz(a)anthracene	60,000	$2.8 \times 10^{-6}$ <sup>a</sup>
Benzo(a)pyrene	40,000	$2.8 \times 10^{-6}$ <sup>a</sup>
Pyrene	2,000	$2.8 \times 10^{-6}$ <sup>a</sup>
Naphthalene	600	—
Oil	(30,000) <sup>b</sup>	—
Grease	(5,000,000) <sup>c</sup>	—
Ethyl benzene	50	1.4
Cyclohexane	70	—
Benzo(h)pyrene	40,000	$2.8 \times 10^{-6}$ <sup>a</sup>

<sup>a</sup> Corresponds to an incremental increase in cancer risk of  $10^{-6}$   
<sup>b</sup> Estimated based on  $n\text{-C}_{15}$   
<sup>c</sup> Estimated based on  $n\text{-C}_{24}$

<sup>c</sup> Fracción de materia orgánica: porcentaje de carbono orgánico presente en una muestra de suelo.

Los compuestos con baja solubilidad en el agua presentarán un mayor coeficiente de carbono orgánico (Riser-Roberts, 1996). En función de las características hidrofóbicas o *hidrofilicas*<sup>d</sup> de los compuestos orgánicos, presentarán diferentes valores de coeficientes de adsorción.

**Tabla IV.14: Constante de adsorción para compuestos orgánicos hidrófilos (Fuente: Riser-Roberts, 1996)**

Substance	Soil Adsorption Constant <i>K</i>	EPA Water Quality Criteria (ppm)
Xylene	30	—
Phenol	20	3.5
Toluene	30	14.3
Methylene chloride	5	—
Methyl isobutyl ketone	5	—
Benzene	10	$6.6 \times 10^{-6}$ *
Tetrahydropyran	4	—

\* Corresponds to an incremental increase in cancer risk of  $10^{-6}$

La adsorción y desorción de compuestos orgánicos en suelos va a depender de diversas propiedades químicas de las moléculas así como de las propiedades de superficie del suelo (McBride, 1994). Las principales propiedades relativas al sorbente orgánico son:

- Naturaleza de los grupos funcionales de la molécula orgánica.
- Acidez o basicidad de los grupos funcionales orgánicos.
- Tamaño molecular y forma.
- Polaridad y carga de la molécula.
- Polarizabilidad de la molécula.

**Tabla IV.15: Características físicas y químicas de los fenómenos de adsorción (Fuente McBride, 1994)**

Property	Physical	Chemical
Heat of adsorption	< 10 kcal/mole	> 20 kcal/mole
Temperature range of adsorption	Only below boiling point of adsorbate	Both low and high temperature
Slope of adsorption isotherm	Greater at higher adsorbate concentration	Less at higher adsorbate concentration
Dependence on properties of adsorbent	Relatively little	Great
Dependence on properties of adsorbate	Great	Great
Activation energy for adsorption	Low or none	May be high
Number of layers of adsorbed molecules	Multiple (at most)	Single (at most)

<sup>d</sup> Compuestos hidrofílicos: compuestos solubles en agua como los alcoholes, fenoles, cresoles y ácidos carboxílicos.

#### IV.3.1.1.1. Fenómenos de sorción en compuestos hidrofílicos e hidrofóbicos

El conjunto de esas propiedades determinan la solubilidad en agua de la molécula, y por tanto la tendencia de las mismas a su adsorción sobre las superficies del suelo. La mayor parte de los compuestos orgánicos considerados contaminantes ambientales son hidrofóbicos, sin embargo, los compuestos más hidrofílicos (solubles en agua) son más móviles y más biodegradables, presentando por tanto un menor potencial de acumulación en el suelo (Mc Bride, 1994).

#### Sorción de compuestos orgánicos polares (hidrofílicos)

Entre los compuestos orgánicos polares pueden distinguirse los compuestos orgánicos catiónicos y los aniónicos. Su comportamiento de adsorción se asemeja en cierto modo al mostrado por los cationes y aniones inorgánicos en el suelo.

#### **Cationes Orgánicos**

Este grupo se corresponde con herbicidas como el diaquat y el paraquat, muy solubles en agua a causa de su naturaleza orgánica. Las moléculas de este tipo de compuestos se adsorben fuertemente en las esmectitas por intercambio catiónico de cationes mayoritarios, mostrando isothermas de sorción no lineales, lo que revela una fuerte selectividad de la arcilla y una muy baja tasa de desorción, sobre todo en aquellas de mayor peso molecular.

La afinidad y fuerza de adsorción de estos compuestos en los coloides del suelo explican su pérdida inmediata y de actividad herbicida una vez que entran en contacto con el suelo. Por ello en suelos con contenidos razonables en filosilicatos (especialmente esmectitas) y materia orgánica, el potencial de movilidad y contaminación de aguas subterráneas de esta clase de compuestos puede considerarse extremadamente bajo.

#### **Moléculas Orgánicas Básicas**

Dentro de este grupo se encuentran las moléculas orgánicas que se cargan positivamente cuando acepta un protón, a valores bajos de pH, es decir se encontrará en la mayor parte de los herbicidas utilizados en la agricultura, como por ejemplo la antrazina.

Al igual que los cationes orgánicos anteriores, la especie protonada (ácido conjugado de la atrazina) se adsorbe fuertemente sobre las superficies de filosilicatos con carga permanente negativa, así como sobre las superficies orgánicas del suelo. Sin embargo, la base (antrazina) sólo experimenta una adsorción débil por fuerzas de atracción físicas. Por tanto la adsorción de estos compuestos está directamente relacionada con la proporción entre las concentraciones del ácido conjugado respecto a la base.

Se ha comprobado experimentalmente que la sorción óptima de una base orgánica sobre los coloides del suelo cargados electronegativamente ocurrirá a pH cercanos al  $pK_a$  del ácido orgánico conjugado.

### **Moléculas Orgánicas Ácidas**

Estas moléculas poseen grupos funcionales ácidos (carboxílico, fenólico), que se disocian para formar aniones:



En general las formas aniónicas de estos compuestos ácidos se adsorben muy poco, o nada, sobre las superficies de filosilicatos y materia orgánica de los suelos, a causa de la repulsión electrostática entre estas moléculas y las cargas negativas de estos componentes coloidales del suelo. Sin embargo, la forma neutra no disociada, puede ser débilmente retenida por adsorción física principalmente por la materia orgánica del suelo. Por tanto este grupo de compuestos suele considerarse altamente móviles y susceptibles de lixiviación en los suelos, con la salvedad de aquellos suelos ácidos ricos en compuestos de carga variable (óxidos de Fe, Al, Mn, alofanos etc.) en los que existe evidencia de procesos de adsorción química (cambio de ligandos) entre el compuesto orgánico y la superficie del óxido.

El pH óptimo de adsorción de los compuestos orgánicos ácidos sobre los coloides de carga variable del suelo es aproximadamente igual al valor del  $pK_a$  del compuesto orgánico.

### **Sorción de compuestos orgánicos no iónicos y no polares (hidrofóbicos)**

Gran parte de los compuestos químicos presentes en suelos contaminados son compuestos orgánicos no polares ó con muy baja polaridad. La solubilidad en agua de estos

compuestos decrece con el decrecimiento de su polaridad y el aumento de su tamaño molecular.

A pesar de su limitada solubilidad en algunos casos llegan a alcanzar concentraciones tóxicas en agua. Por ello resulta conveniente distinguir aquellos compuestos orgánicos no iónicos polares, en las que los centros de carga positiva y negativa no coincide, de los compuestos no iónicos y polares, cuyas moléculas con momento dipolar prácticamente nulo.

### **Compuestos orgánicos no iónicos polares**

Estas moléculas poseen grupos funcionales polares que pueden ser atraídos mediante fuerzas de atracción ión-dipolo ó puentes de hidrógeno a las superficies cargadas del suelo. Este es el caso de las aminas y alcoholes que pueden adsorberse sobre las superficies de los minerales de la arcilla mediante coordinación con los cationes hidratados de superficie ó mediante puentes de hidrógeno con las moléculas de agua de hidratación de dichos cationes.

Sin embargo estos procesos de retención no son efectivos ya que un incremento de agua en disolución puede provocar el fácil desplazamiento de estos compuestos de las superficies siendo movilizados con el agua a través del perfil del suelo.

### **Compuestos Orgánicos No Iónicos y No Polares**

Los compuestos orgánicos no iónicos y no polares, como DDT, TCE, PCE, PAH's y pesticidas organoclorados, a causa de su apolaridad, no pueden establecer siquiera enlaces débiles con las superficies del suelo como los compuestos no iónicos polares. En moléculas apolares los enlaces de puente de hidrógeno e interacciones ión-dipolo no son significativas.

Sin embargo estos compuestos interaccionan con la materia orgánica del suelo mediante un proceso conocido como "sorción hidrofóbica", que puede ser explicada como la afinidad de los compuestos orgánicos por fases distintas que el agua.

**Tabla IV.16: Principales grupos de contaminantes orgánicos con indicación de compuestos representativos de cada grupo y algunas propiedades físico-químicas representativas (Fuente: Mc Bride, 1994)**

Grupo	Compuestos representativos	Solubilidad en agua a 25°C (mg/l)	log K <sub>ow</sub>
Aromáticos monocíclicos	Benceno	1800	2.13
	Tolueno	535	2.69
Alifáticos halogenados volátiles	Tricloroetano (TRI)	1100	2.29
	Tetracloroetano (PER)	720	2.17
Aromáticos halogenados	1,4-Diclorobenceno	145	3.38
	Hexaclorobenceno (HCB)	6.10 <sup>-3</sup>	6.06
	Pentaclorofenol (PCP)	14	5.05
Hidrocarburos aromáticos policíclicos (PAHs)	Naftaleno	32	3.30
	Benzopireno	4.10 <sup>-3</sup>	6.06
Hidrocarburos alifáticos	n-Octano	0.66	4.00
	n-Heptadecano	5.10 <sup>-3</sup>	8.50
Hidrocarburos clorados no Volátiles	Hexaclorociclohexano o HCH	1.5	3.81
	Bifenilos policlorados o PCB's	1.10 <sup>-3</sup>	6.90
	Tetracloro-dibenzo-p-dioxinas o TCDD's	2.10 <sup>-3</sup>	3.52
	DDT	3.10 <sup>-3</sup>	6.19



A mayor tamaño molecular, y menor polaridad y por tanto, menor solubilidad en agua, estos compuestos exhiben una creciente hidrofobicidad, propiedad que puede ser cuantificada por el coeficiente de reparto octanol-agua ( $K_{ow}$ )

La sorción de compuestos orgánicos no polares en los suelos depende de su hidrofobicidad ( $K_{ow}$ ) y el contenido en carbono orgánico del suelo.

#### IV.3.1.1.2. Modelos de isotermas de sorción

##### IV.3.1.1.2.1. Isoterma lineal

En condiciones de saturación la sorción de los compuestos orgánicos polares (hidrófobos) de la fase acuosa al medio poroso subterráneo puede ser considerada como un proceso de división y equilibrio, y cuando la concentración de las sustancias sorbidas sea menor de un 10% de la solubilidad máxima en el agua puede definirse esta división gracias a una isoterma<sup>6</sup> lineal (Lagrega et al., 1996).

Los procesos de sorción-desorción son relativamente rápidos y se suelen ajustar a isotermas de sorción con un tramo rectilíneo amplio. El modelo de **isoterma lineal** se describe con la siguiente expresión (Testa y Winergardner, 1991):

$$C_s = K_d C_d$$

Donde,

$C_s$	=	Concentración adsorbida en el suelo
$C_d$	=	Concentración disuelta en el agua
$K_d$	=	Coficiente de distribución o coeficiente de reparto

La pendiente de la isoterma de sorción lineal va a corresponder con el valor del **coeficiente de reparto o de distribución** ( $K_d$ ), es decir será la proporción existente entre la concentración de masa de una sustancia contaminante sorbida en el suelo y su

<sup>6</sup> Isoterma: relación existente entre la concentración de sustancias orgánicas en aguas subterráneas y el sorbente a temperatura constante.

concentración en las agua subterráneas circundantes, proporción que puede variar en función de las sustancias químicas específicas y el material del subsuelo, sobre todo si existe una elevada proporción de contenido orgánico.

La sorción va aumentar con el peso molecular del producto fijado y disminuye con el incremento de su solubilidad (Testa y Winergardner, 1991). En situaciones reales el  $K_d$  va a ser difícil de determinar aunque se puede estimar a partir del contenido en carbono orgánico y el **coeficiente de partición octanol-agua<sup>f</sup>** del producto derramado, tal y como se expresa con la siguiente expresión:

$$K_d = 0,6 f_{oc} \times K_{ow}$$

Donde,

$f_{oc}$  = Fracción de carbono orgánico total en el terreno

$K_{ow}$  = Coeficiente octanol-agua (adimensional)

El valor de  $K_d$  suele ser mayor cuanto mayor es la hidrofobicidad de la sustancia en cuestión. Los valores de  $K_{ow}$  van a ser muy variables en función del compuesto que se trate, por ejemplo de 1300 para el ortoxileno a 490 para el tolueno.

Otra forma de obtener el  $K_d$  es a partir del **coeficiente de partición de carbono orgánico** y la **fracción de carbono orgánico** de la matriz porosa lineal (EPA, 2001), tal y como se indica:

$$K_d = K_{oc} \times f_{oc}$$

Donde

$K_{oc}$  = Coeficiente de partición entre agua y carbono orgánico

Este método permite una estimación real de la sorción solamente para materiales subterráneos con un contenido orgánico entre el 0.1% y el 20%.

<sup>f</sup> Coeficiente octanol-agua ( $K_{ow}$ ): mediada que da relación existente entre las concentraciones de un determinado compuesto en octanol y agua.

El valor de  $K_{oc}$  puede hallarse estableciendo una correlación entre un a propiedad que indique el grado de hidrofobia de una sustancia química o coeficiente de repartición octanol-agua, mediante la expresión:

$$K_{oc} = 0,63 K_{ow}$$

Sin embargo el valor resultante puede ser muy diferente al real, pudiéndose cometer errores de gran magnitud al intentar abarcar una gran variedad de especies químicas. El valor de  $K_{oc}$  se puede estimar también utilizando diversas ecuaciones de regresión, tal y como se puede ver en la tabla 6.

Dentro del modelo de isoterma lineal, se puede calcular el *factor de retardo*<sup>9</sup> ( $R$ ) existente en el medio a partir del coeficiente de distribución mediante la siguiente expresión (Daniel, 1993)

$$R = 1 + \frac{\gamma_d}{m_e} \times k_d$$

Considerando la velocidad media del flujo del agua y la velocidad del hidrocarburo en el medio (Fetter, 1994):

$$V_c = \frac{v_x}{R}$$

Por tanto,

$$V_c = \frac{V_x}{\left(1 + \frac{\gamma_d}{m_e}\right) \times k_d}$$

Donde

$V_c$  = Velocidad media lineal

$V_x$  = Velocidad del soluto desde donde la concentración del mismo es la mitad del valor original, es decir  $C/C_0 = 0,5$ .

$R$  = Factor de retardo

$\gamma_d$  = Densidad seca

$m_e$  = Porosidad eficaz

<sup>9</sup> Factor de retardo: fenómenos que se produce debido a los procesos de sorción y que producen una disminución de la velocidad de migración del contaminante respecto al movimiento del agua subterránea.

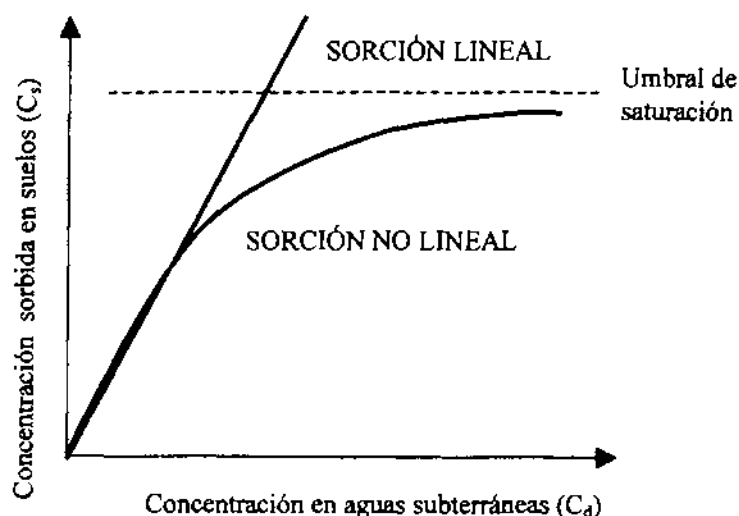
#### IV.3.1.1.2.2. Isotermas no lineales

Sin embargo, en la mayoría de los casos los fenómenos de sorción no van a obedecer a procesos de equilibrio lineales, sino que va a resultar modelos de **isotermas no lineales** (Lagrega et al., 1996), tal y como va a suceder en los siguientes casos:

- Cuando la velocidad de las aguas subterráneas sea mayor que la velocidad relativamente lenta de sorción, lo cual producirá limitaciones en las condiciones de equilibrio.
- Cuando la sorción obedece a reacciones de segundo orden que requieren un modelo no lineal, en particular si existen concentraciones elevadas de sustancias disueltas.
- Cuando las sustancias químicas pueden absorberse a la materia orgánica que se encuentra suspendida en las aguas subterráneas, provocando una sorción menor a la prevista inicialmente.
- Cuando en las aguas subterráneas existe multitud de sustancias orgánicas, por lo que se va a producir una menor sorción de las mismas que cuando existe una sola sustancia en el medio.

La sorción no lineal suele ser más frecuente, ya que realmente el modelo lineal se va a producir en la fase rápida o inicial de equilibrio, sin embargo a medida que se incrementa el tiempo, y nos situemos en la fase lenta del equilibrio, llegará un momento que no se producirán más fenómenos de sorción, momento en el cual se llega al *umbral de saturación*.

**Fig. IV.10: Modelos de sorción lineales y no lineales (Fuente: Daniel, 1993)**



Dentro de los modelos no lineales se han estudiado el modelo o **isoterma de Freundlich** (Wilson, 1995), el cual está definido por la siguiente ecuación:

$$C_s = K_f C_d^a$$

Donde

$K_f$  = Constante de Freundlich

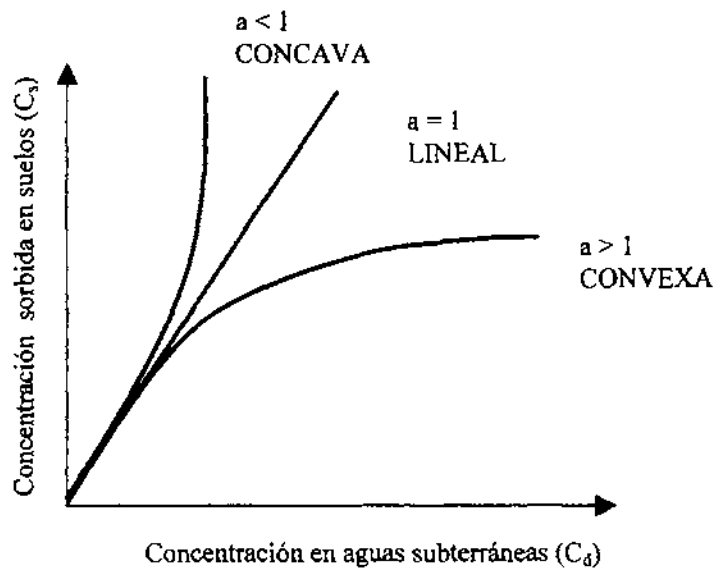
$a$  = Exponente de Freundlich ; donde  $a = 1/n$ , siendo  $n$  una constante empírica.

Si  $a = 1$  coincidirá con el modelo de isoterma lineal.

Si  $a > 1$  se considera como isoterma convexa

Si  $a < 1$  se considera como isoterma cóncava

**Fig. IV.11: Isoterma de Freundlich (Fuente: Daniel, 1993)**



La *constante de distribución* ,  $K_f$ , para isotermas no lineales se define como (Daniel, 1993):

$$K_f = \left. \frac{\Delta S}{\Delta C} \right|_{C_0}$$

Del mismo modo, el *factor de retardo* se calcula mediante la expresión:

$$R = 1 + \frac{\gamma_d}{m_e} \times a k_f C_d^{a-1}$$

Otro tipo de isoterma no lineal es la expresada mediante el modelo de **isoterma de Langmuir** (EPA, 2001):

$$C_s = \frac{K_l S C_d}{1 + K_l C_d}$$

Donde

$K_l$  = Constante de Langmuir

$S$  = Concentración total en puntos de adsorción

El factor de retardo se estimaría con la expresión siguiente (Daniel, 1993):

$$R = 1 + \frac{\gamma_d}{m_e} \times \frac{k_l S}{(1 + K_l C_d)^2}$$

#### IV.3.1.2. Saturación residual

Cuando se produce un vertido, una parte va a migrar a través del medio y otra parte, sin embargo, se va a quedar retenido entre los granos del suelo. La fracción que es retenida en el medio poroso debido a las fuerzas capilares se conoce como saturación residual.

La **saturación residual** ( $S_r$ ) o **capacidad de retención** de un hidrocarburo en el suelo es el tanto por ciento del hidrocarburo que queda en fase residual debido a que no se puede drenar por gravedad, es decir es el volumen de hidrocarburos atrapados en los poros en relación al volumen total de poros (Testa y Winerdgarner, 1991). Por tanto, la saturación residual va a depender de la porosidad del suelo y de las propiedades fisico-químicas del producto derramado (tensión superficial).

La *saturación residual de hidrocarburo en fase libre* no es posible calcularla con exactitud, pero se puede evaluar de forma aproximativa teniendo en cuenta la saturación en hidrocarburo ( $S_0$ ) y la saturación residual de hidrocarburo ( $S_r$ ) en el suelo (EPA, 1999), en donde la saturación de la fase libre se evaluaría como:

$$S_L = S_0 - S_r$$

La saturación de hidrocarburo se estima mediante la expresión siguiente:

$$S_o = TPH \times \frac{(1 - \phi) \gamma_s}{\phi d_{HC}}$$

Donde:

- TPH = Concentración de Hidrocarburos totales del petróleo  
 $\phi$  = Porosidad  
 $\gamma_s$  = Densidad del suelo  
 $d_{HC}$  = Densidad del hidrocarburo

La saturación residual ha sido definida también como la saturación a la cual los NAPL se convierten en discontinuos y son inmovilizados por las fuerzas capilares. Este valor puede variar entre el 0,75% y el 1,25% para hidrocarburos ligeros (LNAPL) en medios permeables y hasta un 20% o más para aceites pesados (DNAPL). En general, la capacidad de saturación residual de los hidrocarburos suele ser inferior a la *capacidad de retención del agua*, con una proporción aproximada de 1/3 (Concawe, 1979).

El volumen necesario para que un terreno pueda retener una cierta cantidad de hidrocarburos se puede estimar mediante la siguiente fórmula (Testa y Winegardner, 1991):

$$V_s = \frac{0,2 \times V_{HC}}{m_e \times S_r}$$

Donde,

- $V_s$  = Volumen de suelo o terreno para retener los hidrocarburos  
 $V_{HC}$  = Volumen de hidrocarburos a retener  
 $m_e$  = Porosidad eficaz  
 $S_r$  = Saturación residual o capacidad de retención del suelo

**Tabla IV.17: Capacidad de retención de hidrocarburos (Fuente: Concawe, 1979)**

Tipo de suelo	Capacidad de retención (l/m <sup>3</sup> )
Cantos y gravas	5,0
Gravas y arenas	8,0
Arenas gruesas	15,0
Arenas medias-finas	25,0
Arenas finas	40,0

Los valores de saturación residual van a depender de la porosidad y de la humedad del suelo, aumentando la capacidad de retención cuanto menor es la humedad del suelo. Otro factor que aumenta la capacidad de retención de los hidrocarburos es la heterogeneidad del suelo y la distribución de los poros en el suelo, ya que cuanto más irregulares sean las vías de movimiento y la dificultad a su paso, mayor será la retención. Del mismo modo, los materiales que posean una menor permeabilidad tendrán una mayor capacidad de retención.

La capacidad de retención también va a depender de las propiedades físico-químicas del propio hidrocarburo, sobre todo de la solubilidad y de la densidad, de forma que cuando la presión del gas menos la presión del agua en el suelo es mayor que la presión capilar no va a ser posible el movimiento del hidrocarburo en el suelo, de forma que se va a quedar retenido en el suelo (Riser-Roberts, 1996).

La capacidad de retención potencial de un suelo, así como la capacidad de sorción, puede ser calculada por medio de la saturación de muestras inalteradas de suelo con la sustancia contaminante (en estado líquido), para posteriormente dejarla drenar por gravedad (Lagrega et al., 1996).

**Tabla IV.18: Capacidad retentiva de combustibles en varios tipos de suelos en ppm. (Fuente: Lagrega et al., 1996)**

Combustible	Grava	Arena gruesa	Arena media	Arena fina
Gasolina	1000	1600	3200	5000
Combustible diesel	2000	3200	6400	10000
Fueloil (nº 6)	400	6400	12800	20000

#### IV.3.1.3. Intercambio iónico

El intercambio de iones consta de un proceso por el cual los iones son absorbidos en soluciones que se acumulan sobre las áreas superficiales con cargas opuestas de las que presentan las partículas del suelo (Lagrega et al., 1996).

Va a incluir la *sorción* de iones disueltos a ligares concretos, cargados inversamente en la superficie de la partícula del suelo y va a depender de la fuerza atractiva para mantener la



neutralidad electrostática. Las cargas eléctricas de la superficie del suelo se equilibran por iones libres equivalente de carga opuesta, de este modo un ión adsorbido previamente con afinidad débil es intercambiado en el suelo por otro ión en solución. Por ejemplo, los iones de calcio en el agua subterránea pueden ser intercambiados en la superficie de la arcilla, reemplazando los iones de Na existentes.

El intercambio iónico se puede considerar una categoría de la sorción, incluyendo interacciones electrostáticas. Sin embargo, la diferencia fundamental es que el intercambio iónico se refiere a metales mientras que la sorción también incluye orgánicos.

En el intercambio iónico tanto la fase mineral como la fase orgánica del suelo es importante. La capacidad de intercambio catiónico es un carácter específico de cada tipo de material.

La arcilla tiene una capacidad de intercambio catiónico mayor que otras partículas minerales como limo o arena, debido a la relación superficie/masa. La superficie expuesta de una unidad de masa de arcilla coloidal es al menos 1000 veces mayor que la misma masa de arena gruesa. También es función de los minerales de la arcilla.

**Tabla IV.19: Capacidad de intercambio de cationes por los materiales arcillosos (Fuente: Lagrega et al., 1996)**

Mineral arcilloso	Capacidad de intercambio de cationes
	(meq / 100 g)
Caolinita	3-15
Illita	10-40
Esmectita o monmorillonita	80-150
Atapulgita	20-30

La capacidad de reemplazar o ser reemplazados de los cationes depende de la carga eléctrica, radio hidratado y configuración molecular. Generalmente, los cationes divalentes se adsorben más que los monovalentes, y los más pequeños tienden a reemplazar a los de mayor tamaño. Todo esto va a depender de la concentración de cationes en disolución y del pH.

Un punto importante es que el intercambio iónico de iones metálicos en el suelo es parcialmente reversible, puntos de intercambio saturados pueden liberar cationes si la

concentración de los mismos disminuye en solución y en respuesta al pH. Por lo tanto el intercambio iónico representa más un mecanismo de retardo que de atenuación.

#### **IV.3.1.4. Precipitación**

La *precipitación* es el proceso contrario a la disolución y sucede cuando la concentración de un soluto excede la solubilidad del compuesto en partículas, y todo el exceso de soluto cambia a sólido y precipita. La parte que se separa de la solución se llama precipitado. El proceso de precipitación es un proceso reversible, de este modo, si la concentración del soluto cae por debajo de la solubilidad, puede darse la redisolución del precipitado. Este fenómeno es aplicable a metales pesados como níquel, mercurio, cromo y plomo (Lagrega et al., 1996).

Se puede dar la precipitación cuando hay una reacción química que transforma un soluto a una forma menos soluble (ej.: mezclando una solución de plomo con aguas muy carbonatadas se puede producir una forma insoluble de  $\text{CO}_3 \text{Pb}$ ). También cambios en el estado de óxido-reducción pueden promover la precipitación (oxidación de compuestos ferrosos solubles a férricos insolubles).

Asimismo, la precipitación va a depender del pH. La mayoría de los metales precipitan a altos valores de pH como hidróxido. Sin embargo, si el pH se eleva aún más, algunos de los metales anfóteros como el níquel se hacen más solubles.

#### **IV.3.1.4. 5. Filtración**

Es una forma física de retardo, que resulta del taponamiento de los espacios entre los poros, pudiendo ser el origen partículas sólidas atrapadas entre los poros o por precipitación y acumulación de materia disuelta.

### **IV.3.2. Distribución de la contaminación en el suelo**

#### **IV.3.2.1. Partición en fases inmiscibles y Fase Líquida no Acuosa (NAPL)**

Como ya se explicó en el apartado de propiedades del suelo (Apdo. II.1.3), el suelo está formado por un conjunto de tres fases, sólidos, líquidos y gases. En la zona no saturada los poros del suelo se caracterizan por estar ocupados por agua y aire, sin embargo, la zona saturada del suelo, situada debajo del nivel freático, se va a caracterizar por que los poros están ocupados por agua en su totalidad.

Sin embargo, cuando se produce la contaminación de un terreno por una sustancia orgánica o NAPL<sup>h</sup>, la distribución del volumen existente entre los poros del suelo va a variar, ya que habrá que tener en cuenta la manifestación de la contaminación en el suelo. La forma de exposición de la contaminación producida por los NAPL está íntimamente relacionada con la partición de la fase vapor entre las fases sólida y acuosa, pudiendo observarse cuatro fases tal y como se indica en la siguiente tabla:

**Tabla IV.20: Tipos de fases presentes y forma de exposición (Fuente: Testa y Winerdgarner, 1991)**

<b>Tipo de Fase</b>	<b>Exposición</b>
Fase Gaseosa	El contaminante se presenta en forma de vapor
Fase Líquida	El contaminante se presenta disuelto en el agua de acuerdo con su solubilidad
Fase Sólida	El contaminante aparece absorbido a la matriz sólida del suelo
Fase Inmiscible	El contaminante aparece como líquido en forma libre

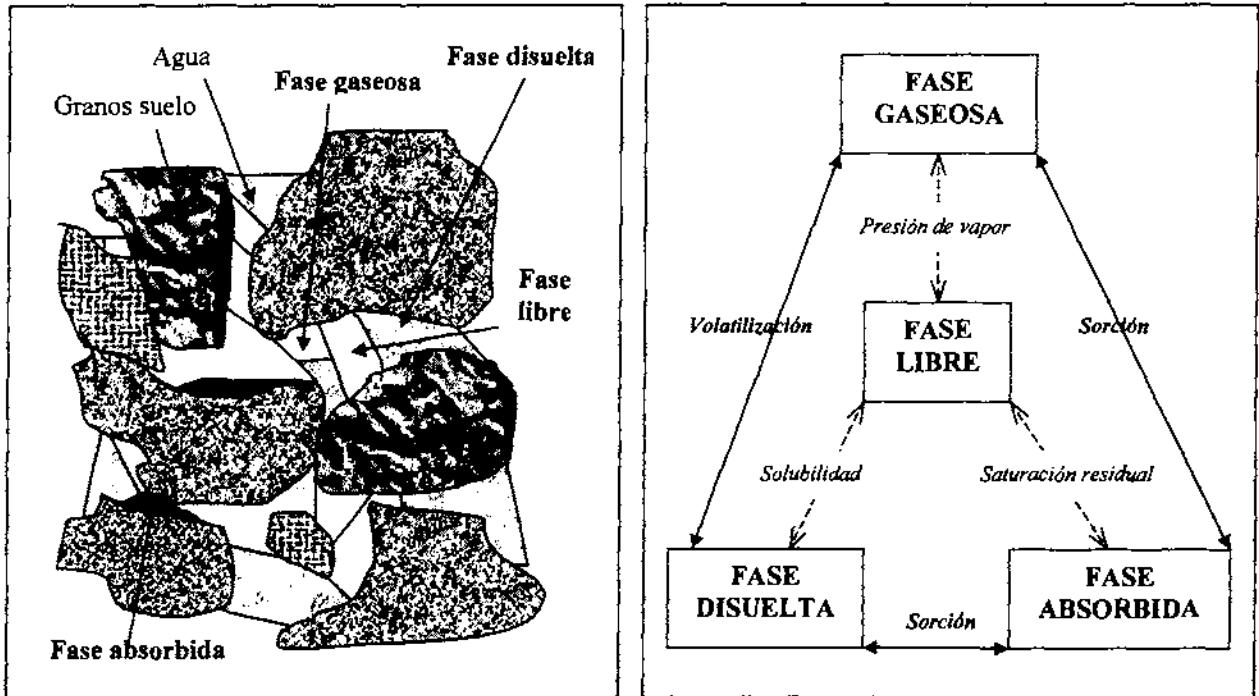
La cantidad de cada fase depende de las propiedades de la subsuperficie y la sustancia inmisible. En la mayor parte de los casos la masa en la fase disuelta es pequeña en comparación con la masa en la fase sorbida o producto libre. Los dos últimos representan una fuente extensa y continua de contaminantes al agua subterránea. La fase de producto libre se llama Fase Líquida No Acuosa (NAPL).

Los poros de la zona no saturada del suelo van a poder estar ocupados por cualquier combinación de las cuatro fases (sólida, inmisible, acuosa o gas), sin embargo en la zona

<sup>h</sup> NAPL: "NonAqueous Phase Liquids", compuestos líquidos no miscibles en agua. (LNAPL: compuestos menos densos que el agua y DNAPL: compuestos más densos que el agua)

saturada los poros del suelo estarán ocupados por dos fases únicamente, la fase líquida y la fase inmisible.

Fig. IV.12: Esquema de la disposición de las distintas fases en la zona no saturada (Fuente: EPA, 1998)

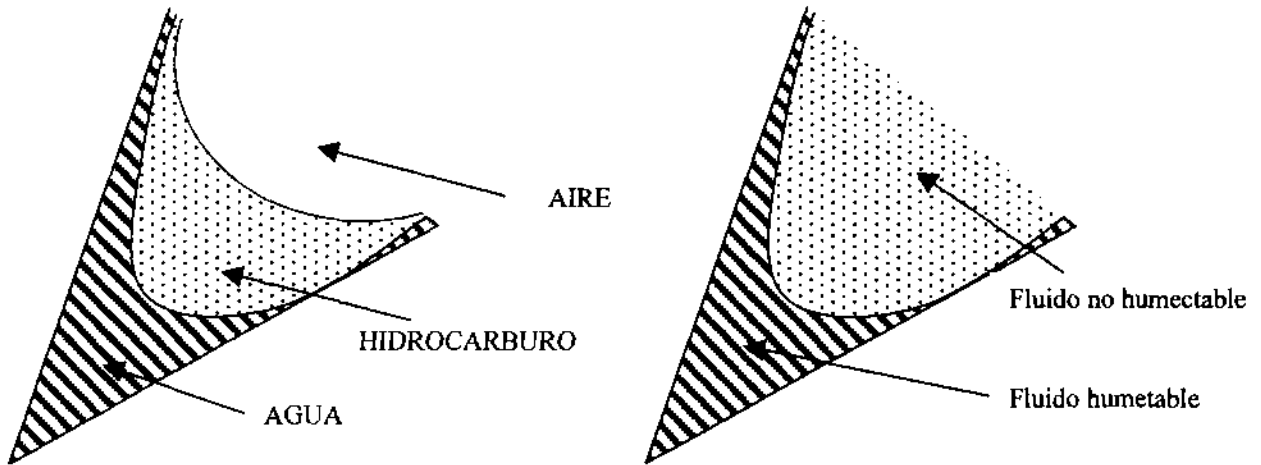


Este escenario de cuatro fases es el más complejo puesto que el contaminante puede fraccionarse entre cualquiera de ellas en un momento dado. La distribución del contaminante entre estas fases representa empíricamente a través de los que se conoce como **coeficientes de partición**. Los coeficientes de partición van a ser altamente dependientes del emplazamiento, de las características del acuífero y del suelo, y de las características del propio hidrocarburo y pueden variar a lo largo del tiempo

Cuando dos fluidos coexisten en medios de porosidad media, uno de los fluidos generalmente va a presentar un mayor grado de **humectabilidad**<sup>1</sup> (wettability) por la fase sólida, y ocupará los huecos más pequeños mientras que el fluido de menor humectabilidad se establecerá en los huecos de mayor tamaño (Parker, 1989).

<sup>1</sup> Humectabilidad: grado de adherencia del agua o de los fluidos hacia los sólidos.

**Fig. IV.13: Esquema de la sección de un poro y la distribución de los dos fluidos. (Fuente: Parker, 1989)**



A nivel de poro, la interfaz fluido-fluido se producirá por diferencias de presión, y el grado de curvatura dependerá del gradiente de presión existente entre ambas. La diferencia de presión va a estar relacionada con la presión capilar o capilaridad, tal y como se muestra en las siguientes expresiones:

$$P_{nw} = P_n - P_w$$

Donde

- $P_{nw}$  = Presión capilar
- $P_n$  = Presión de la fase no humectante (NAPL)
- $P_w$  = Presión de la fase humectante (agua)

De forma análoga,

$$H_{nw} = h_n - h_w$$

Siendo

- $H_{nw}$  = Presión capilar
- $h_n$  = Presión en el poro
- $h_w$  = Presión del agua

La mayor parte de los NAPL poseen una humectabilidad intermedia en los materiales típicos de los acuíferos, es decir no son humectantes en relación con el agua pero si lo son en relación con el gas, mostrando por tanto diferente comportamiento en función de las circunstancias (Parker, 1989).

Algunos LNAPL, como la gasolina, poseen además una cohesión interna baja y se extienden a través de la interfaz agua-gas, formando entre ellos una película que debido a la preferencia de las fuerzas capilares ocupa los poros menores, mientras que el gas va a ocupar los poros mayores. En la zona no saturada del suelo, esta película interconecta las bolsas de NAPL que incluso a la saturación residual<sup>1</sup> pueden dar lugar a extensas formaciones continuas. Los NAPL más densos que el agua o DNAPL, sin embargo, muestran una cohesión interna mayor y no se van a extender formando películas, sino que van a tender a formar lenticulas sobre el interfaz agua-gas.

Un aspecto importante que hay que considerar es la volatilidad de los compuestos orgánicos, que suelen ser tratados mediante la Ley de Henry y el coeficiente de partición vapor/agua para cada compuesto orgánico. La gasolina, por ejemplo, con tiene unos 200 diferentes compuestos orgánicos. Algunos tienden a evaporarse pero otros como el benceno tienden a disolverse, así algunos compuestos (BTEX) pueden alcanzar la zona saturada mientras otros se evaporan (Fetter, 1994).

Para estimar la profundidad de penetración (D) en la zona no saturada o vadosa del suelo de los NAPL hay varias aproximaciones propuestas por varios autores:

$$D = \frac{V_s}{A} \quad (\text{Dietz, 1970, recogida en Testa y Winergardner, 1991})$$

Donde

- D = Penetración máxima de los hidrocarburos en la zona vadosa (m)  
 V<sub>s</sub> = Volumen necesario para alcanzar la saturación residual (m<sup>3</sup>)  
 A = Area de infiltración (m<sup>2</sup>)

$$D = K \times \frac{V_{HC}}{A} \quad (\text{Concawe, 1974,} \\ \text{recogida en Testa y Winergardner, 1991})$$

<sup>1</sup> Saturación residual: fracción de hidrocarburos que es retenida en el medio poroso debido a las fuerzas capilares.

Donde

$K$  = Constante dependiente de la capacidad de retención y de la viscosidad del vertido:

$V_{HC}$  = Volumen de hidrocarburos vertidos ( $m^3$ )

$$D = 1000 \times \frac{V_{HC}}{A} \times R \times k \quad (\text{Concawe, 1979})$$

Donde

$R$  = Capacidad de retención del suelo o saturación residual ( $l/m^3$ ). (Ver tablas 17 y 18).

$k$  = Factor de corrección dependiente de la viscosidad del producto vertido (adimensional):

$k = 0,5$  para hidrocarburos de baja viscosidad, como gasolinas

$k = 1,0$  para hidrocarburos de viscosidad media, como queroseno y gasoil.

$k = 2,0$  para viscosidades altas, como fuel oil.

#### IV.3.2.2. Distribución de los NAPL en el subsuelo

Los compuestos que constituyen los NAPL no están exentos de solubilizarse en mayor o menor medida en el agua. La limitada solubilidad de los compuestos que constituyen los NAPL implica que incluso en pequeños volúmenes den lugar a penachos contaminantes en las aguas subterráneas de proporciones importantes. La localización de este penacho y sus concentraciones dependen de la distribución espacial de su fuente, lo que complica el estudio de la zona no saturada debido a la presencia de una tercera fase, el aire, y la tendencia de los NAPL a extenderse a través del interfaz aire-agua y a volatilizarse (Testa y Winerdgarner, 1991).

Los vapores producidos por los NAPL y la relativa facilidad para su migración lateral en el subsuelo exponen a la contaminación extensiones mayores y pueden ser causantes de una gran parte de los fenómenos de contaminación observados en las aguas subterráneas.

En algunos casos tras un vertido de hidrocarburos la saturación residual en la zona no saturada puede agotar el volumen de hidrocarburos vertido impidiendo que alcance el nivel freático y por tanto la contaminación de los acuíferos subyacentes, no llegando a formarse

tampoco el penacho contaminante a través del nivel freático. La percolación de agua a través de la zona no saturada puede producir un lixiviado (solubilización) de parte de los NAPL existentes en forma de saturación residual. Los compuestos solubles de los NAPL pueden por tanto acabar contaminando los acuíferos subyacentes tras este proceso. Además, la saturación residual en las proximidades del nivel freático puede dar lugar a fenómenos similares de solubilización debido a las fluctuaciones del nivel freático.

El grosor de la fase de hidrocarburos en flotación sobre el nivel freático que se puede observar en los pozos de control va a estar condicionada por diversos factores, que muy a menudo va a producir un espesor observado en el piezómetro o *espesor aparente*, mucho mayor del existente en el la realidad, es decir del *espesor real* (Concawe, 1979).

Esta diferencia de espesor es debida a las diferencias de presión capilar existentes en la franja capilar y el piezómetro, de forma que:

$$\frac{H}{h} \approx \frac{H - a}{h - a} = \frac{P_c^{WO}}{P_c^{OA}} \times \frac{(\rho O - \rho A) g}{(\rho W - \rho O) g} \approx 4 \frac{P_c^{WO}}{P_c^{OA}}$$

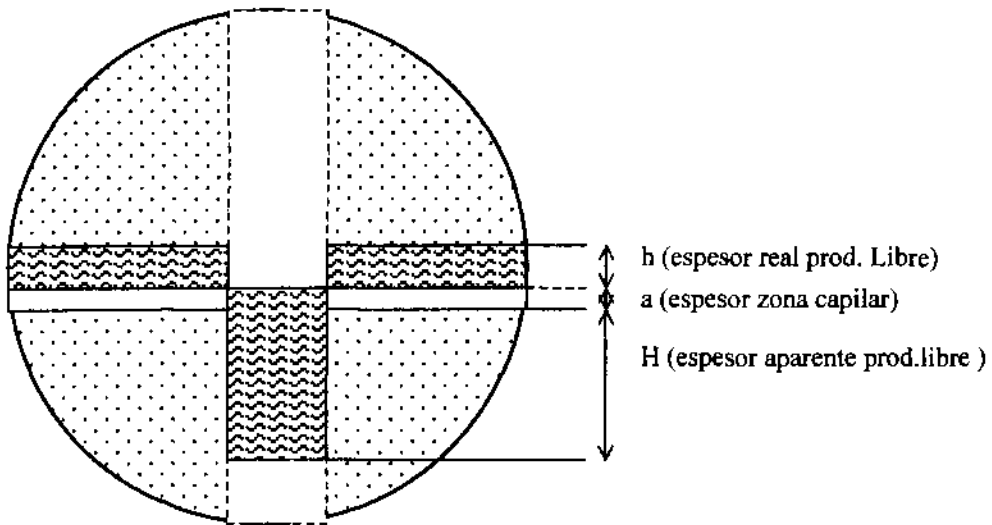
Donde

- H = Espesor aparente
- h = Espesor real
- a = Espesor zona capilar
- $P_c^{WO}$  = Diferencias de presión capilar entre el agua y el hidrocarburo
- $P_c^{OA}$  = Diferencias de presión capilar entre el hidrocarburo y el aire
- $\rho W$  = Densidad del agua
- $\rho O$  = Densidad del hidrocarburo
- $\rho A$  = Densidad del aire
- g = Gravedad

Se puede generalizar que cuando los valores de  $P_c^{WO}$  y  $P_c^{OA}$  son similares el espesor aparente de los hidrocarburos es cuatro veces el espesor real existente sobre el nivel freático, es decir, el espesor real de producto libre en flotación se corresponderá con ¼ del espesor aparente existente en el pozo en condiciones estables. Este espesor real es un espesor estimativo, y se utiliza para realizar una primera aproximación del volumen de producto libre existente.

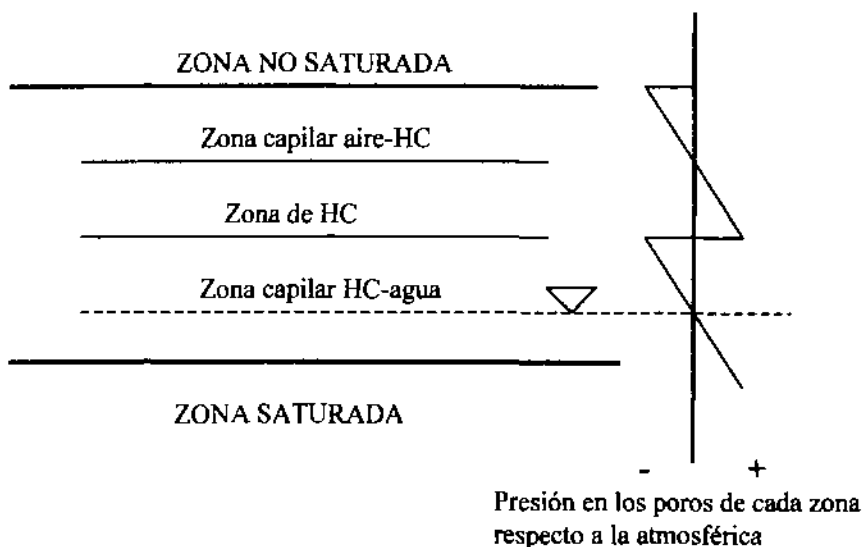


Fig. IV.14: Espesor de hidrocarburo flotante en el pozo de control (Fuente Concawe, 1979)



Por consiguiente, la presencia del producto libre y de los espesores que presenta depende de la distribución de los fluidos (agua y producto) y de su presión respecto a la presión atmosférica. La distribución del hidrocarburo en flotación sobre el nivel freático, comienza por una pequeña zona capilar entre el agua y el hidrocarburo en flotación sobre la misma, seguida de la zona de hidrocarburo, de espesor variable y correspondiente con el espesor real de producto, y por último una tercera zona capilar entre el hidrocarburo y el aire, de transición a la zona no saturada. De este modo se tiene una distribución en la que la zona capilar agua-producto se encuentra a presiones negativas, y la zona con hidrocarburo a presiones positivas, y la zona capilar hidrocarburo –aire a presiones nuevamente negativas.

Fig. IV.15: Esquema de distribución de las zonas capilares de agua e hidrocarburo sobre el nivel freático.(Fuente: Palmer, 1996)



La zona de hidrocarburo se encuentra por tanto encerrada entre la zona capilar superior HC-aire y la zona capilar inferior HC-agua, siendo la presión del hidrocarburo sobre ambas y respecto a la presión atmosférica positiva, por lo que en el pozo se va a producir una “descompresión” de la misma, y por lo que, en el pozo se va a encontrar un espesor de producto muy superior al existente en el subsuelo. Este espesor aparente, va a ejercer a su vez una presión negativa sobre el agua del pozo debido a su peso, deprimiendo el nivel freático observado en el pozo, y siendo necesario por tanto su corrección.

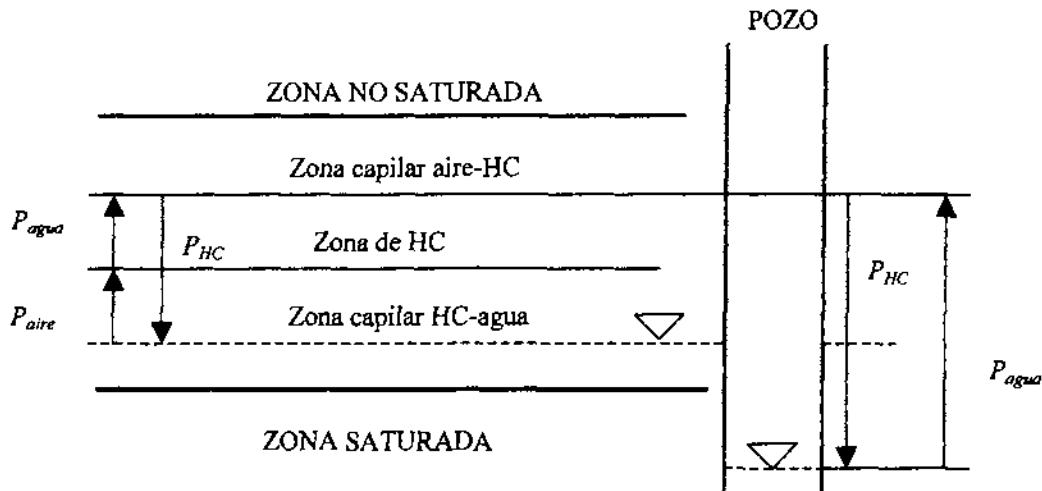
$$N. \text{ freático }_{\text{ corregido }} = N. \text{ freático }_{\text{ medido }} - ( E_{\text{ap}} \times \delta_{\text{HC}} )$$

Donde

$E_{\text{ap}}$  = Espesor aparente del hidrocarburo

$\delta_{\text{HC}}$  = Densidad del hidrocarburo

**Fig. IV.16: Esquma del balance de fuerzas que influyen en la presencia de producto libre sobre el nivel freático y en el espesor observado en el piezómetro (Fuente: Palmer, 1996)**



Para calcular el espesor real de producto libre es necesario realizar un ensayo in situ en el pozo o piezómetro; dicho ensayo se denomina test de **bail-down**, y se basa en el ensayo de permeabilidad in situ (la metodología de dicho ensayo se encuentra descrita en capítulo V, en el Apdo. V.3.5. Metodología de la Investigación).

Para estimar el volumen de hidrocarburos existente en sobre el nivel freático será necesario introducir la variable porosidad, ya que el hidrocarburo ocupará los huecos vacíos en el suelo, de forma siguiente:

$$V_{HC \text{ en fase libre}} = \text{Superficie contaminada} \times \text{Espesor real de producto libre} \times \text{porosidad eficaz}$$

Existen numerosos factores que van a condicionar el espesor de los hidrocarburos en flotación sobre el nivel freático, entre los que se citan (Lagrega et al, 1996).

- El tamaño de grano. Cuanto más grueso es el tamaño de grano mayor en la franja capilar menor va a ser el espesor aparente que se va a observar en el piezómetro de control, siendo el espesor aparente aproximadamente equivalente al espesor real.
- Las intercalaciones de materiales poco permeables. Puede dar lugar a la formación de niveles colgados a través del piezómetro, actuando como colector del producto existente en los niveles superiores.
- Las fluctuaciones del nivel freático. Van a afectar al espesor aparente observado en los pozos en la misma medida que el grosor de la propia fase libre, así en épocas donde el nivel está alto el espesor de producto va a disminuir, volviendo a descender cuando disminuyen los niveles freáticos.
- La densidad del producto contaminante. Cuanto mayor es su densidad mayor es el espesor aparente de los pozos de observación. Es necesario hacer la corrección del nivel freático cuando hay presencia de producto libre.

Se han realizado estudios sobre la influencia de los compuestos solventes en el agua de los DNAPL y su relación con las arcillas (caolinitas y bentonitas), mostrando que los compuestos hidrofílicos no van a producir ningún cambio en las propiedades físicas de las arcillas, sin embargo los compuestos hidrofóbicos van a producir una contracción de las mismas produciendo una rotura de su estructura (Palmer, 1996)

# **DOCUMENTACIÓN**



**XVII Sectorial Nacional de Alumnos de Caminos**

**I Sectorial Conjunta Caminos - ITOP**

**Madrid, marzo 2003**

## IV.4. MIGRACIÓN DE LOS CONTAMINANTES EN EL SUELO Y EN LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS

### IV.4.1. Mecanismos de transporte de los contaminantes

Son muy numerosos los factores que controlan la propagación de los contaminantes en el subsuelo: características del propio contaminante (solubilidad, viscosidad, densidad, etc.), características del suelo (porosidad, permeabilidad, homogeneidad-heterogeneidad, composición mineralógica, etc.), forma de producirse la contaminación, características hidrodinámicas del acuífero, etc.

El flujo del agua no sólo va a moverse debido a el gradiente de potencial hidráulico, sino que también van a ser responsables los gradientes de composición química (osmosis-química), de electricidad (electroósmosis), y de temperatura (osmosis térmica o difusión térmica) (Daniel,1993)

Una vez que los contaminantes se ponen en solución y alcanzan la zona saturada los principales procesos que rigen su movimiento son la difusión y la convección. Otros factores que intervienen son la dispersión y la retardación. Este conjunto de procesos dan lugar a la migración de los contaminantes en el acuífero.

A continuación se pasa revista a las principales características de los mecanismos que van a afectar al transporte de los solutos en los acuíferos.

#### IV.4.1.1. Difusión

Los fenómenos de difusión se van a producir por causa de la actividad cinetoquímicas las sustancias contaminantes disueltas en el agua subterránea se van a trasladar de zonas de mayor concentración a zonas de menor concentración Da lugar a la dispersión de los contaminantes a través del medio poroso incluso en ausencia de flujo subterráneo. La difusión también se denomina como *difusión molecular*, *difusión iónica* y *autodifusión*.

La difusión de los solutos en el agua está regida, en sistemas unidimensionales, por las **leyes de Fick**. La *Primera Ley de Fick* describe el flujo en régimen estacionario es decir,

cuando no hay cambios en la cantidad total de masa disuelta, y viene dada por la ecuación: (Fetter, 1994):

$$F = -D \frac{dC}{dx}$$

Donde:

- F = Flujo de masa de soluto por unidad de superficie y por unidad de tiempo  
 D = Coeficiente de difusión, superficie/tiempo ( $L^2/T$ )  
 C = Concentración del soluto, ( $M/L^3$ )  
 $dC/dx$  = Gradiente de concentración, masa/volumen/distancia ( $M/L^3/L$ )

El signo negativo indica que el movimiento va a producirse de zonas de mayor concentración a zonas de menor concentración.

Para sistemas donde existen variaciones en las concentraciones a lo largo del tiempo, es decir en regímenes no permanentes, se aplicará la *Segunda Ley de Fick*, que se expresa como:

$$\frac{dC}{dt} = D \frac{d^2C}{dx^2}$$

Donde:

- $dC / dx$  = Variación de concentración con el tiempo ( $M/L^3/T$ )

En medios de porosidad media los procesos de difusión no podrán presentar la misma rapidez que el flujo del agua, debido a que los solutos deben recorrer trayectos más largos alrededor de los granos minerales. Por este motivo, la difusión únicamente tiene lugar a través del espacio abierto de los poros. Así es necesario corregir el *coeficiente de difusión*:

$$D^* = w \times D$$

Donde:

- $D^*$  = Coeficiente de difusión en medios porosos  
 w = Coeficiente empírico calculado en laboratorio

El coeficiente de difusión está tabulado para los principales electrolitos en agua. Suele variar entre  $1 \times 10^{-9}$  y  $2 \times 10^{-12}$   $m^2/s$ . Se expresa con signo negativo para indicar que el flujo se produce desde las zonas de mayor concentración hacia las de menor concentración.

El valor de  $w$  es siempre inferior a 1, siendo la difusión siempre menor en un medio poroso que en el agua libre. Está en función de la **tortuosidad** del medio (el camino que deben recorrer las especies que se difunden) que depende de la forma de los poros y granos que constituyen el medio poroso. Para especies no adsorbidas por las partículas minerales en medios geológicos varía entre 0,5 y 0,01. En experimentos de laboratorio se ha obtenido valores de hasta 0,7 en arenas bien clasificadas (Fetter, 1994).

Para estimar el valor de la difusión en un medio poroso saturado se utiliza una modificación de la Primera Ley de Fick, tal que (Daniel, 1993):

$$J_d = - \tau D_o n \frac{dC}{dx}$$

O bien

$$J_d = - D^* n \frac{dC}{dx}$$

Donde

$J_d$	=	Difusión
$D_o$	=	Coefficiente de difusión de la solución libre
$n$	=	Porosidad eficaz
$D^*$	=	Coefficiente de difusión en medios porosos
$(dc/dx)$	=	Variación de concentración en el tiempo
$\tau$	=	Valor de la tortuosidad

La tortuosidad viene expresada con la siguiente expresión:

$$\tau = \left( \frac{L}{L_e} \right)^2$$

Donde

$L$	=	Distancia macroscópica entre dos puntos siguiendo el camino del flujo.
$L_e$	=	Distancia microscópica o efectiva del transporte entre los dos mismos puntos

Para valores de  $L_e$  mayores de  $L$ , entonces  $\tau$  será menor que 0,1 y  $D^*$  será mayor que la  $D_o$ .

Durante los procesos de difusión se debe mantener la neutralidad eléctrica del electrolito lo que los hace más complejos. Así el movimiento de un ión con carga negativa está condicionado no solo por su concentración sino también por el movimiento y concentración de los iones de carga positiva.

#### IV.4.1.2. Convección

Se entiende por **convección** el proceso por el cual el agua subterránea en movimiento transporta las especies en solución. La cantidad de masa transportada es función de la concentración de los solutos y del flujo total. La *velocidad media de migración por transporte* es función de la concentración de los solutos y del flujo total. La velocidad media de migración por transporte convectivo de las especies es igual a la velocidad media del agua que las transporta (Fetter, 1994).

De acuerdo con la ley de Darcy la velocidad media del agua en un medio poroso es:

$$V_x = \frac{k}{n_e} \frac{dh}{dl}$$

Donde:

$V_x$	=	Velocidad media (L/T)
$K$	=	Conductividad hidráulica (L/T)
$n_e$	=	Porosidad eficaz ( $L^3/L^3$ )
$dh/dl$	=	Gradiente hidráulico (L/L)

La *ecuación del transporte convectivo de masa unidimensional* indica que la variación de la concentración es función de la velocidad del agua y del gradiente de concentraciones, y se define por:

$$\frac{dC}{dt} = -V_x \frac{dC}{dx}$$

Donde

$dC / dt$	=	variación de concentración en el tiempo
$V_x$	=	Gradiente de concentración
$dC/ dx$	=	Velocidad media

La convección da lugar a un frente de transporte muy bien definido, con una interfase muy marcada, a un lado y otro del cual las concentraciones pueden ser muy diferentes. Todo el fluido dentro de los poros es desplazado al avanzar el frente, dando lugar al denominado flujo de pistón, sin que se produzca mezcla de agua. La heterogeneidad del medio poroso puede dar lugar a la formación de diferentes frentes de transporte convectivo, con distintas

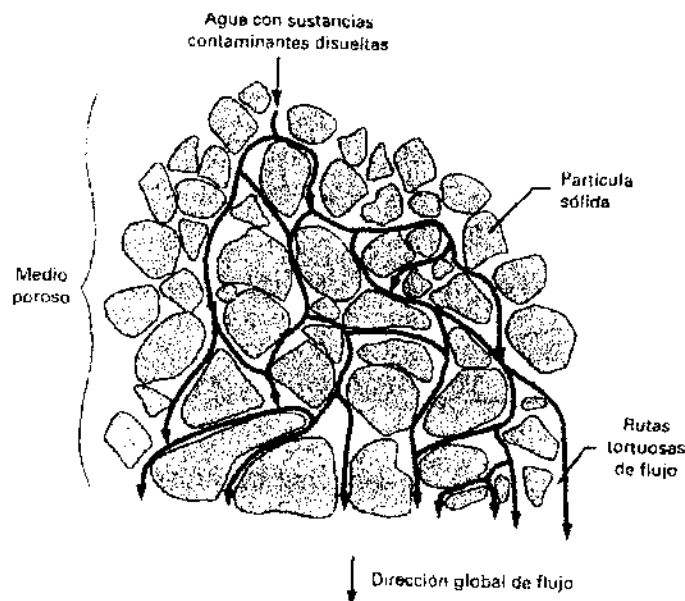


velocidades, de acuerdo con sus características hidrodinámicas, haciendo muy complejo el movimiento de los contaminantes.

#### IV.4.1.3. Dispersión mecánica

Se denomina **dispersión mecánica** al proceso por el cual se produce, en el medio poroso, una mezcla de aguas. Está causada por variaciones locales de la velocidad de flujo y, por tanto, directamente relacionada con el transporte convectivo. La consecuencia más importante de la dispersión es el reparto de sustancias contaminantes hacia zonas que no ocuparían normalmente si no fuese por el fenómeno de dispersión (Lagrega et al., 1996).

**Fig. IV.17: Esquema de la dispersión mecánica a pequeña escala (Fuente: Lagrega et al., 1996)**

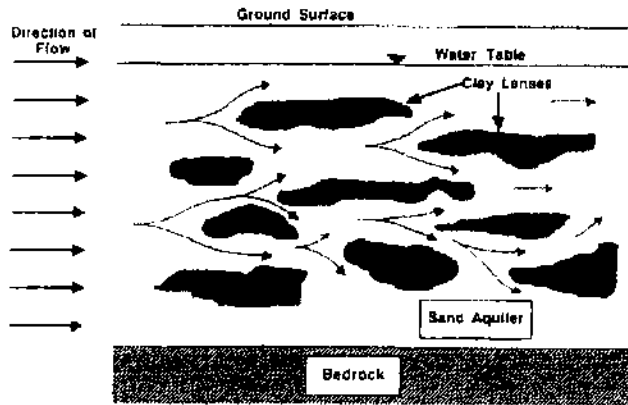


El agua fluye a distintas velocidades en función del tamaño de los poros y de los conductos que los comunican. Por otra parte los trayectos recorridos por cada molécula transportada no tienen la misma longitud sino que pueden ser muy tortuosos bifurcándose y uniéndose, lo que da lugar a recorridos de diferentes longitudes para alejarse una misma distancia del foco de contaminación. Este proceso hace que los solutos sean transportados a distintas velocidades.

Se pueden definir dos tipos de dispersión mecánica a pequeña escala, es decir, la que se va a producir entre los poros del suelo, y a gran escala o a nivel regional, como resultado de

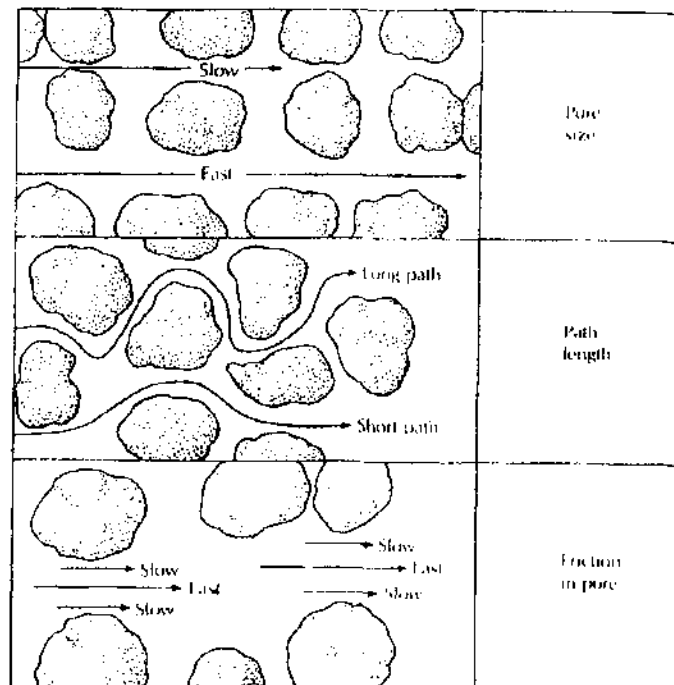
heterogeneidades en el terreno como cambios de facies, lentejones arcillosos, etc.. (Daniel, 1993).

**Fig. IV.18: Dispersión mecánica a gran escala (Fuente: Daniel, 1993)**



El principal efecto de la dispersión es la extensión de los contaminantes en un área mayor que la que cabría esperar si sólo actuase la convección. La dispersión da lugar a una zona de mezcla, en las proximidades del frente de avance convectivo, entre el agua que se desplaza y el agua que está siendo desplazada. La zona de mezcla va aumentando a medida que el frente convectivo avanza alejándose de la foco, dando lugar a una dilución.

**Fig. IV.19: Procesos que causan la dispersión longitudinal (Fuente: Fetter, 1994)**



La dispersión longitudinal estará influenciada por el tamaño y distribución de los poros del suelo, la longitud a recorrer por las partículas, y la fricción de las mismas con los poros (Fetter, 1984).

La dispersión que se produce a lo largo de un tubo de flujo se conoce como **dispersión longitudinal** y está originada fundamentalmente por las distintas velocidades dentro del propio tubo de flujo. La tortuosidad, que provoca la bifurcación y unión de los recorridos, da lugar a la **dispersión transversal** (Testa y Winerdgarner, 1991). Otro tipo de dispersión es la **dispersión vertical**, que se considera prácticamente nula.

La dispersión mecánica longitudinal se expresa mediante la siguiente ecuación:

$$D_{ML} = \alpha_L \times v_i$$

Donde:

- $D_{ML}$  = Coeficiente de dispersión mecánica longitudinal ( $L^2/T$ )
- $\alpha_L$  = Coeficiente de dispersividad en la dirección del flujo (L)
- $v_i$  = Velocidad en la dirección del flujo (L/T)

La dispersión mecánica transversal se expresa mediante la siguiente ecuación

$$D_{MT} = \alpha_T \times v_j$$

- $D_{MT}$  = Coeficiente de dispersión mecánica transversal ( $L^2/T$ )
- $\alpha_T$  = Coeficiente de dispersividad en la dirección perpendicular al flujo (L)
- $v_j$  = Velocidad en la dirección perpendicular al flujo (L/T)

El coeficiente de dispersividad se define como:  $\alpha_T = 0,83 (\log_{10} Lp)^{2,414}$  (EPA, 2001)

La dispersividad es una propiedad del medio en el que se produce el flujo relacionada con la escala de observación: cuanto mayor es el área sobre la que se mide, mayor parece ser su valor. Es muy variable habiéndose registrado en ensayos de laboratorio valores comprendidos entre 0,01 m y 5.500 m dependiendo de la escala de experimentación. La dispersividad longitudinal de sedimentos aluviales suele variar entre unos 12 m y 60 m, mientras que la dispersividad transversal del suelo oscila entre unos 4 m y unos 30 m. En la

práctica la dispersividad longitudinal se estima del orden de una décima parte de la longitud del tubo de flujo recorrido.

Existen otras expresiones para estimar los valores de dispersión longitudinal y transversal en función de la longitud de la pluma contaminante desde el punto de vertido ( $L_p$ ):

$$D_L = 3.23 \times 0.83 \left[ \log_{10} \left( \frac{L_p}{3.28} \right) \right]^{2.414}$$

$$D_T = 0.10 \times D_L \quad (\text{de Xu y Eckstein, 1995})$$

Otras acepciones comúnmente usadas son:

$$D_L = 0.1 \times D_L \quad (\text{de Pickens y Girsak, 1981})$$

$$D_T = 0.33 \times D_L \quad (\text{de ASTM, 1995})$$

$$D_V = 0.05 \times D_L \quad (\text{de ASTM, 1995})$$

$$D_V = 0.025 \times D_V \quad (\text{EPA, 1986})$$

#### IV.4.1.4. Dispersión hidrodinámica:

Se denomina **dispersión hidrodinámica** a la combinación de la dispersión mecánica y a difusión. En general, la difusión es mucho menor que la dispersión. El coeficiente de dispersión hidrodinámica longitudinal está regido por las siguiente expresión:

$$D_{ML} = \alpha_L \times v_i + D^*$$

Donde:

$D_L$  = Coeficiente de dispersión hidrodinámica paralela a la dirección principal del flujo ( $L^2/T$ )

$\alpha_L$  = Coeficiente de dispersividad en la dirección del flujo (L)

$v_i$  = Velocidad en la dirección del flujo (L/T)

El coeficiente de dispersión hidrodinámica transversal se estima a partir de la siguiente expresión:

$$D_{MT} = \alpha_T \times v_j + D^*$$

- $D_T$  = Coeficiente de dispersión hidrodinámica perpendicular a la dirección principal del flujo ( $L^2/T$ )  
 $\alpha_T$  = Coeficiente de dispersividad en la dirección perpendicular al flujo (L)  
 $v_j$  = Velocidad en la dirección perpendicular al flujo (L/T)  
 $D^*$  = Coeficiente de difusión efectivo ( $L^2/T$ )

En la práctica la dispersividad se estima mediante ensayos de trazadores o modelización inversa. La ecuación de la dispersión hidrodinámica en medios homogéneos con una velocidad de flujo uniforme, bidimensionales, es:

$$\frac{dC}{dt} = D_L \frac{d^2C}{dx^2} + D_T \frac{d^2C}{dy^2} + V_x \frac{d^2C}{dx^2}$$

donde:

- $C$  = Concentración del soluto  
 $t$  = Tiempo  
 $D_L$  = Coeficiente de dispersión hidrodinámica paralela a la dirección principal del flujo  
 $D_T$  = Coeficiente de dispersión hidrodinámica perpendicular a la dirección principal del flujo  
 $v_x$  = Velocidad media del flujo en la dirección  $x$

Cuando existen condiciones de equilibrio entre las reacciones, como puede ser una reacción de sorción reversible, en un medio de porosidad media y asumiendo que el transporte sólo se va a realizar en una dirección, es decir en la vertical, se tiene la siguiente ecuación unidimensional de la dispersión-convención (Freeze y Cherry, 1979):

$$\frac{dC}{dt} = \frac{D_L}{R_d} \frac{d^2C}{dx^2} - \frac{V_s}{R_d} \frac{dC}{dx}$$

Donde

- $R_d$  = Factor de retardo

El **factor de retardo** representa la relación entre el flujo del fluido y el transporte del soluto. Es un valor que típicamente se calcula en el laboratorio mediante las isotermas de sorción, pero también se puede expresar como:

$$R_d = \frac{V_s}{V_r}$$

Donde

$V_s$  = Velocidad de transporte para el soluto

$V_r$  = Velocidad de transporte para el agua

Como consecuencia de la dispersión hidrodinámica la concentración de soluto disminuye a medida que aumenta la distancia a la fuente. El contaminante se expandirá más en la dirección del flujo que en sentido transversal a éste, ya que en general la dispersividad transversal es menor que la longitudinal.

**Tabla IV.21: Resumen de los procesos que van a afectar al transporte de contaminantes**  
(Fuente: Palmer, 1996)

<b>Hidráulicas</b>		
<b>Foco contaminación</b>	<b>Del pozo</b>	<b>Características hidrogeológicas</b>
Localización	Localización	Existencia de acuífero o acuitardo
Volumen	Cantidad	Características del acuífero
Tasa de liberación	Profundidad	Gradiente hidráulico
	Ratio de bombeo	Velocidad flujo subterráneo
<b>Sorción</b>		
<b>Coefficientes de distribución</b>	<b>Características materiales acuífero</b>	<b>Características contaminante</b>
Características concentración	Contenido en carbono orgánico Contenido en arcillas	Coef. Partición octanol-agua Solubilidad
<b>Químicas</b>		
<b>Características agua subterránea</b>	<b>Características acuífero</b>	<b>Características contaminante</b>
Iones pH Nitratos, sulfatos, oxígeno	Potencial catalítico: metales y arcillas	Concentración

Biológicas		
<i>Características agua subterránea</i>	<i>Características acuífero</i>	<i>Características contaminante</i>
iones	Distribución de granos	Productos tóxicos potenciales
pH	Numero de bacterias activas	Concentración
Temperatura	Tasa de crecimiento de Monod	
Nutrientes (O, S, N)		
Concentración, tipo y distribución de microorganismos		

#### IV.4.2. Movimiento del agua en el suelo

Debido a que el medio poroso es extremadamente complejo se han establecido leyes para tratar el medio. Estas leyes se basan en tres parámetros fundamentales del suelo como son la permeabilidad, la porosidad y el coeficiente de almacenamiento.

La Ley fundamental del flujo subterráneo mediante la cual se puede expresar el flujo a través de ecuaciones diferenciales es la **Ley de Darcy**.

En el terreno existen poros de muy diversas categorías pudiendo encontrarse poros interconectados entre sí, de forma que el agua puede circular libremente por ellos, o bien poros semicerrados a través de los cuales el agua circula con cierta dificultad y lentitud y en los cuales los intercambios de materia con el exterior se realizan principalmente por fenómenos de difusión.

En el movimiento de agua subterránea sólo se tendrán en cuenta los poros interconectados entre sí (porosidad eficaz), aunque en algunos casos será necesario prestar atención a los poros no interconectados. Cuando el medio se encuentra saturado los poros interconectados estarán ocupados por agua por lo que el valor de porosidad eficaz real en ese medio será el correspondiente al volumen de los huecos una vez "secado" totalmente el suelo. Sin embargo, cuando hablamos de un terreno no saturado, solamente interesará el valor el volumen de huecos existentes para una libre circulación del agua.

#### IV.4.2.1. Movimiento del agua en medios saturados

En cada punto de un medio poroso saturado existe una determinada presión en el agua, de modo que la altura del agua medida en un piezómetro ( $h$ ) corresponderá a la relación entre la presión del agua ( $p$ ) en ese punto y el peso específico ( $\gamma$ ) respecto a una altura horizontal de referencia ( $z$ ), de forma que se mantenga el equilibrio de presiones.

Los fluidos se van a poner en movimiento cuando existan variaciones de  $h$  de forma que las partículas van a ir de los puntos de mayor  $h$  a menor  $h$ . Por tanto el agua en un acuífero se moverá siempre y cuando tenga energía para hacerlo. Para poder cuantificar la energía que dispone el agua para poder circular es necesario referir la energía de la que se dispone a la unidad de masa, peso o volumen de agua, que se define como el **potencial hidráulico** del acuífero.

Por tanto, en el interior de los acuíferos el agua circulará siempre que exista un gradiente de potencial y los hará desde las zonas de mayor potencial hidráulico (mayor energía) a las zonas de menor potencial hidráulico (menor energía), tendiendo siempre a buscar los estados de menor energía.

A la pérdida de energía por unidad de longitud recorrida se le va a denominar **gradiente hidráulico**:

$$i = -\lim_{\Delta s \rightarrow 0} \frac{\Delta h}{\Delta s} = -\frac{dh}{ds} = -\text{grad } h$$

Cuando el agua está en movimiento, además de la energía debida a la posición del punto considerado en el espacio y la originada por la presión a la que el agua se encuentra sometida en ese punto, existe la energía originada por la velocidad del agua subterránea.

El movimiento de una partícula desde un punto a otro implica una pérdida de energía. El flujo del agua en medios porosos se halla controlado por una ley empírica, la Ley de Darcy, siempre y cuando el flujo en el interior del acuífero no sea turbulento y por el principio de conservación de la masa o *ecuación de la continuidad*.



La **ley de Darcy** define el flujo subterráneo a través de un medio poroso en el acuífero o zona saturada del suelo como:

$$Q = k A \frac{\Delta h}{i}$$

Donde,

- v = Velocidad de flujo
- k = Conductividad hidráulica
- Q = Caudal que circula
- $\Delta h$  = Diferencia de altura
- i = Gradiente hidráulico (  $i = dh / ds$  )

La Ley de Darcy va a definir el vector velocidad de las aguas subterráneas y va a expresar que el caudal que atraviesa la sección (A) de un medio poroso es igual a esa sección multiplicada por el gradiente hidráulico (i) y por la conductividad hidráulica (k). Esta ley también se puede expresar como:

$$V = k \times i = -k \frac{dh}{ds}$$

La expresión anterior indica que la velocidad del agua subterránea es función de la conductividad hidráulica (k) y del gradiente hidráulico (i). El signo menos va a indicar que la velocidad y el gradiente hidráulico son vectores de signo opuesto.

El agua se va a mover en el terreno a velocidades variables según el tamaño y la orientación de los poros, pero si se considera un volumen de terreno suficientemente grande, puede definirse una velocidad media denominada *velocidad real*, *velocidad intergranular* o *velocidad de filtración* del flujo subterráneo (Custodio y Llamas, 1983):

$$V = m_e \times V^*$$

Donde

- V = Velocidad de Darcy (  $v = \text{caudal} / \text{área de la sección}$  )
- $m_e$  = Porosidad eficaz
- $V^*$  = Velocidad real

Como la porosidad eficaz siempre es menor que la unidad, la velocidad real ( $V^*$ ) siempre será mayor que la obtenida a partir de la Ley de Darcy.

La Ley de Darcy solamente va tener validez en regímenes no turbulentos, es decir para números de Reynolds menores de 1 y hasta 10, y en general para números menores a 4 (Custodio y Llamas, 1983).

La **ecuación de la continuidad** expresa en términos matemáticos el principio de conservación de masas, que dice que "en un sistema hidrogeológico determinado las entradas de agua son iguales a las salidas más o menos las variación de la masa de agua existente en el almacenamiento", es decir:

$$\text{Entradas} = \text{salidas} \pm \text{variación en el almacenamiento}$$

El planteamiento matemático de la conservación de masa se establece sobre un elemento diferencial de volumen y se considera como un elemento continuo, de ahí que se llame también ecuación de la continuidad. Si se considera un elemento de volumen diferencial de aristas  $\Delta x$ ,  $\Delta y$ ,  $\Delta z$ , la ecuación de la continuidad o balance de masas queda expresado por la suma de los flujos existentes en las tres direcciones, siendo igual a cero tanto en régimen transitorio<sup>a</sup> como en permanente<sup>b</sup>:

$$(\partial q_x / \partial x) \Delta V + (\partial q_y / \partial y) \Delta V + (\partial q_z / \partial z) \Delta V = 0 \quad (\text{Ec. de la continuidad})$$

Donde

$q_x$  = Caudal específico o velocidad de Darcy definido como  $-k_x (\partial h / \partial x)$

$q_y$  = Caudal específico o velocidad de Darcy definido como  $-k_y (\partial h / \partial y)$

$q_z$  = Caudal específico o velocidad de Darcy definido como  $-k_z (\partial h / \partial z)$

En un medio en condiciones de régimen permanente e isótropo y homogéneo,  $k(x,y,z)$  es constante, por lo cual la ecuación que va a gobernar el flujo de agua subterránea viene dado por:

$$\partial^2 h / \partial x^2 + \partial^2 h / \partial y^2 + \partial^2 h / \partial z^2 = 0 \quad (\text{Ec. de Laplace})$$

Para un medio poroso e isótropo quedaría reducida:

<sup>a</sup> Régimen transitorio o variable: los niveles freáticos varían en el tiempo

<sup>b</sup> Régimen permanente o estacionario: los niveles freáticos varían en el tiempo.

$$\partial^2 h / \partial x^2 + \partial^2 h / \partial y^2 + \partial^2 h / \partial z^2 = S' \partial / \partial t / k$$

Donde

k = conductividad hidráulica

Ecuación que puede simplificarse como la expresión más conocida como la ecuación de la continuidad en régimen transitorio y con flujo tridimensional, ecuación que se denomina **ecuación de la Difusión**.

$$V^2 h = S' \partial / \partial t / k$$

O bien,

$$V^2 h = S' \partial / \partial t / T \quad (\text{Ec. de la Difusión})$$

Donde

T = Transmisividad del acuífero

### Flujos multifase

En el flujo de dos fluidos inmiscibles o flujos multifase, la tensión superficial de los dos fluidos va a jugar un papel muy importante, al igual que la altura capilar o succión, parámetro que va a depender del grado de saturación en esos fluidos. La **tensión superficial o interfacial** entre dos líquidos inmiscibles va a hacer que la masa de un fluido en el seno otro fluido con el que es inmiscible, tienda a tomar la forma esférica, tal y como sucede cuando cae una gota de aceite en el agua (Custodio y Llamas, 1983).

La tensión superficial va a estar regida por fuerzas electroquímicas, en especial en líquidos de carácter polar como es el agua, y por tanto va a resultar muy relevante las sustancias disueltas en la misma sobre todo si son de carácter orgánico. Por este motivo la tensión superficial del agua es mayor que la de los hidrocarburos. Sin embargo, la adición de sustancias tensioactivas va a reducir notablemente esta tensión superficial.

Como consecuencia de la tensión superficial se va a producir un gradiente de presión entre la cara cóncava y la convexa de la superficie fluida que es lo que se denomina como *presión capilar* y es lo que va a producir los fenómenos de **capilaridad**.

Cuando se produce el flujo multifase hay que tener en cuenta dos condiciones, la primera se refiere a que en la interfase o superficie de separación entre las dos fases el flujo neto a un lado y a otro debe ser el mismo, es decir la velocidad también debe ser igual para los dos

medios, y la segunda condición es que debe existir un equilibrio de presiones actuando sobre la interfase, teniendo en cuenta que las presiones capilares van a jugar un papel muy importante (Custodio y Llamas, 1983).

Cada fluido establece sus propios caminos a través del medio formando a modo de canales, cuya disposición es relativamente estable. Para cada grado de saturación va a existir un sistema de canalizaciones determinado. Sin embargo, cuando se reduce el grado de saturación en cada uno de los fluidos, va disminuir tanto el número como el tamaño de las canalizaciones, y por tanto los fluidos dejarán de fluir. A este valor de saturación del fluido se le denomina *saturación crítica*.

Durante el flujo simultáneo de dos fluidos no miscibles el espacio de poros que permite el flujo de un fluido va a ser menor ya que parte de los poros estarán ocupados por el otro fluido. Se denomina *permeabilidad relativa* a la relación entre la permeabilidad con un cierto grado de saturación y la permeabilidad máxima con saturación unidad (Fetter, 1993). La permeabilidad relativa es nula cuando el contenido en el fluido "wetting" (agua, por ejemplo) es menor que la saturación irreducible o residual. Análogamente el "nonwetting" fluido no puede moverse hasta que su saturación no sobrepasa el  $S_{\text{nonw}}$  o saturación irreducible o residual.

La Ley de Darcy se considera que tiene aplicación y se aplica independientemente a cada fluido. Hay que tener en cuenta cómo varía la permeabilidad relativa y los cambios de densidad entre los fluidos. En general, hay que trabajar con potenciales por unidad de masa y no por unidad de peso, como suele hacerse en la hidrogeología clásica o con un fluido único.

La ley de Darcy para un fluido determinado  $i$  se definiría como (Custodio y Llamas, 1983):

$$Q_i = v_i = - k_{oi} \frac{\rho_i}{\mu_i} \text{grad } \Phi_i^*$$

Siendo  $Q_i = v_i$  la velocidad de flujo o flujo por unidad de sección total y donde:

- $k_{oi}$  = Conductividad hidráulica
- $\rho_i$  = Densidad del fluido
- $\mu_i$  = Viscosidad del fluido
- $\Phi_i^*$  = Potencial de fuerzas para el fluido

El desplazamiento de un fluido contenido en un medio poroso por otro inmisible se basa en los métodos de análisis de diferencias finitas. El movimiento va a estar regulado por la condición de que la velocidad real de cada uno de los fluidos en la interfase se separación y en dirección perpendicular a ella sea la misma.

Uno de los problemas que se plantean es la estabilidad de la fase, ya que en el desplazamiento puede suceder que el líquido desplazante se mueva más deprisa en unos lugares del frente de contacto (interfase) que en otros originándose digitalizaciones. La relación de la *movilidad* vendrá dada por la siguiente expresión:

$$\chi = \frac{k_{o1} / \mu_1}{k_{o2} / \mu_2}$$

Donde

$\chi$	=	Movilidad de los fluidos
$k_{o1}$	=	Permeabilidad intrínseca
$\mu_1$	=	Viscosidad dinámica
1	=	Fluido desplazante
2	=	Fluido desplazado

Si  $\chi \leq 1$  la interfase será estable y si  $\chi \geq 1$  será inestable (Custodio y Llamas, 1983).

El desplazamiento de los flujos multifase va a depender a su vez de otros dos parámetros como son:

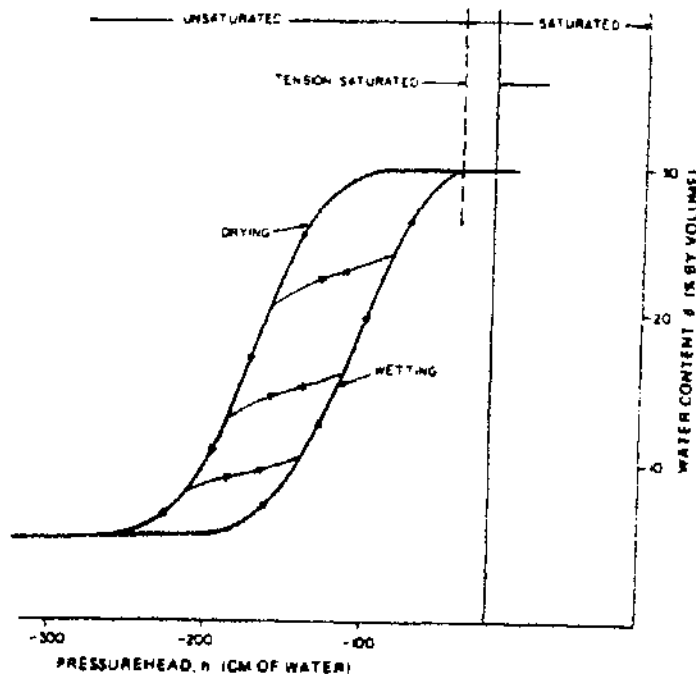
- Cambios de granulometría del medio. Como las presiones capilares aumentan al disminuir el tamaño de grano, en un medio saturado en agua (de mayor tensión superficial) y en el que existe una fase hidrocarburada o NAPL (de menor tensión superficial), si existen cambios de granulometría de tamaño grueso a fino se va a producir un retroceso del movimiento de la fase hidrocarburada frente al agua, favoreciendo además la acumulación de los hidrocarburos en el suelo.
- Diferencias de densidad. Las diferencias de densidad entre los dos fluidos tendrán mayor importancia cuanto menor sea el tamaño de los granos, obteniéndose que la pendiente de la interfase entre los líquidos será mayor cuanto más próximas sean las densidades de ambos fluidos.

**IV.4.2.2. Movimiento del agua en medios no saturados**

El movimiento del agua en medios saturados es complejo, ya que el movimiento no solamente es inducido por esfuerzos gravitatorios, sino que también van a afectar los esfuerzos capilares y de adhesión, osmóticos, eselectrosmóticos, etc. En el medio no saturado van a coexistir dos gases fluidas presentes, aire y agua, y aire con vapor de agua. El movimientos de las dos fases se va a realizar de forma masiva, mediante el transporte por convección, o por movimiento relativo respecto al movimiento general, mediante transporte por difusión. Estos fenómenos van a estar regulados respectivamente por dos coeficientes, la conductividad hidráulica y la difusividad (Custodio y Llamas, 1983).

La humedad del terreno o *grado de saturación* de agua en el suelo , va a ser un factor a considerar ya que en un suelo no saturado el aire va a estar generalmente a la presión atmosférica, sin embargo debido a las interfases agua-aire el agua estará a menor presión. De este modo, tomando como referencia la presión atmosférica, el agua estará sometida a presiones negativas que se denominan como **succión** o **tensión capilar**.

**Fig. IV.20: Curva de histéresis de la relación succión-contenido de agua (Fuente: Palmer, 1996)**



La succión va a depender de varios factores, de modo que será muy pequeña para contenidos en agua próximos a la saturación y aumentará rápidamente si disminuye el

contenido en agua. La relación entre la succión y el contenido de agua va a ser diferente en función del humedecimiento o secado del suelo, fenómeno que se denomina *histéresis*, y que muestra que estos fenómenos no son reversibles es decir que la succión es una función múltiple del contenido en agua (Palmer, 1996).

En un medio no saturado el agua se va a encontrar bajo un determinado potencial y va a fluir desde los puntos de mayor potencial a los de menor potencial. Sin embargo la relación  $p / \gamma$  deberá sustituirse por la expresión por el valor de la succión,  $h$ , (en negativo). Hay que tener en cuenta que el valor de la succión varía con el contenido en agua y la histéresis.

En los medio porosos no saturados la **Ley de Darcy** va a ser válida. Sin embargo, para materiales arcillosos con flujos de gradiente muy pequeño existirá un valor umbral por debajo del cual la Ley de Darcy no se va a cumplir (Custodio y Llamas, 1983). La ley de Darcy se definiría como

$$q = -k \times \text{grad } \varphi$$

$\varphi$  = Potencial hidráulico

Otra forma de expresarse la Ley de Darcy es considerando el contenido en agua de forma que

$$q = k \frac{dh}{d\omega} \text{ grad } \omega - k \times i_z$$

Donde

$\omega$  = Contenido en humedad

Al valor positivo e inverso de  $\partial h / \partial \omega$  se le denomina **capacidad específica del agua**.

La relación entre permeabilidad y contenido en humedad están relacionados pero no siguen una relación lineal sino que van a estar condicionados por varios factores, de forma que la permeabilidad disminuirá al disminuir el contenido en agua. Al aumentar el contenido de poros libres al disminuir el agua se va a producir un aumento del rozamiento del agua con el aire, incrementándose también los fenómenos de adhesión y los fenómenos osmóticos y electrocapilares, fenómenos que se van a oponer al movimiento y por tanto van a hacer que disminuya la permeabilidad. Para calcular la permeabilidad en función del contenido en humedad se ha generalizado el uso de fórmulas expuestas por varios autores (Custodio y Llamas, 1983):

$$K_w = K_s \times S^3 \quad (\text{Fórmula de Childs y Collins})$$

Donde

- S = Grado de saturación  
 $k_s$  = Coeficiente permeabilidad saturada

$$K_w = K_s [(c - c_0) / (m - c_0)]^n \quad (\text{Fórmula de Irmay})$$

Donde

- n = Valores experimentales entre 2 y 4

$$K_w = K_s (H_b / h)^n \quad (\text{Fórmula de Brooks y Corey})$$

Donde

- $h_b$  y h = Valores experimentales

Otro concepto a considerar es la relación entre la presión capilar y la saturación residual de agua en el suelo propuesta por Brooks y Corey en 1964, que viene definida según la siguiente expresión (HSSM, 1986):

$$\frac{S_w - S_{rw}}{1 - S_{rw}} = \left( \frac{h_{ce}}{h_e} \right)^\lambda$$

Donde:

- $S_w$  = Saturación en agua  
 $S_{rw}$  = Saturación residual de agua  
 $\lambda$  = Índice de distribución de poros (Brooks&Corey)  
 $h_{ce}$  = Presión de entrada de aire

Otro modelo similar es el propuesto por Van Genuchten en 1980 (HSSM, 1986), en el cual:

$$\frac{\theta_w - \theta_{rw}}{1 - \theta_{rw}} = \left( \frac{1}{1 + (\alpha h)^n} \right)^m$$

Donde

- $\theta_w$  = Saturación en agua  
 $\theta_{wr}$  = Saturación residual de agua  
 $\alpha$  = Constante empírica  
n = Constante empírica  
m = Constante empírica; se considera que  $m = 1 - 1/n$



**Tabla IV. 22: Índice de poros, presión de entrada de aire, porosidad y contenido en agua residual para distintos materiales (Fuente: HSSM, 1997)**

Soil Texture Class (number of samples)	$\lambda$	$h_a$ (cm)	$r_i$	$\theta_w$
Sand (19)	0.573	35.3	0.348	0.017
Loamy Sand (69)	0.460	15.9	0.410	0.024
Sandy Loam (168)	0.398	29.2	0.423	0.048
Loam (83)	0.256	50.9	0.452	0.034
Silt Loam (199)	0.216	69.6	0.484	0.018
Sand Clay Loam (129)	0.366	46.3	0.406	0.075
Clay Loam (112)	0.283	42.3	0.476	0.087
Silty Clay Loam (175)	0.176	57.8	0.473	0.054
Silty Clay (26)	0.212	41.7	0.476	0.085
Clay (108)	0.214	64.0	0.475	0.106

El contenido en agua y la saturación en agua están relacionadas mediante la porosidad mediante la siguiente expresión:

$$\theta_w = \eta S_w$$

Donde

$\eta$  = porosidad eficaz

Otro concepto interesante es la relación entre la **permeabilidad al aire** del suelo y el grado de saturación. Los coeficientes de permeabilidad al aire se basan en la distribución de los poros y la succión respecto al grado de saturación de agua en el suelo. El valor de permeabilidad al aire ( $k_a$ ) es una función definida por la permeabilidad intrínseca del suelo y la permeabilidad al aire relativa, y viene dada por la siguiente ecuación (Fredlund, 1993):

$$K_a = K_i \times K_{ra}$$

$$k_a = k_d (1 - S_e)^2 \times [1 - S_e^{(2 + \lambda)}]$$

Donde

$K_a$  = Permeabilidad al aire ( $\text{cm}^2$ )

$K_d$  = Permeabilidad del suelo cuando el grado de saturación es cero ( $\text{cm/s}$ )

$S_e$  = Grado de saturación efectiva (adimensional)

$\lambda$  = Índice de distribución de poros (Brooks&Corey), (adimensional)

La permeabilidad intrínseca se define también por la siguiente ecuación (EPA, 1995)

$$K_i = \frac{k \mu}{d g}$$

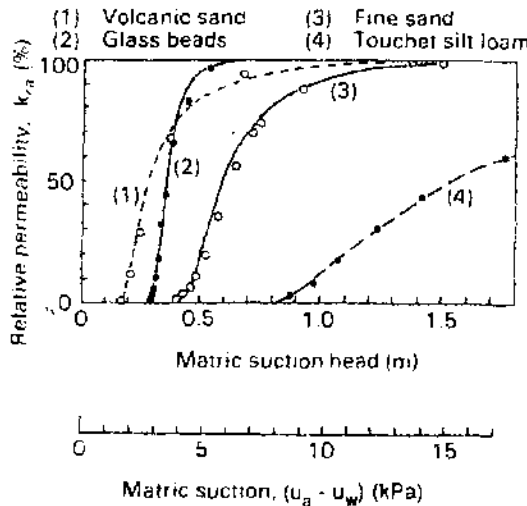
Donde:

- K = Conductividad hidráulica (cm/s)
- $\mu$  = Viscosidad dinámica del agua o fluido (gr/cm.s)
- d = Densidad del agua o fluido (gr/cm<sup>3</sup>)
- g = Constante de gravedad (cm/s<sup>2</sup>)

Por lo que, la permeabilidad al aire se definiría como:

$$k_a = \frac{k \mu}{d g} \times [1 - S_e^{(2+\lambda)}]$$

**Fig. IV.21: Curvas de permeabilidad al aire para distintos materiales (Fuente: Fredlund, 1993)**



En un suelo no saturado se va producir un flujo de aire en el mismo debido a diferentes factores como diferencias de presión, por la infiltración del agua de lluvia y por cambios de temperatura. Este flujo de aire se va a producir siempre que el grado de saturación de agua en el suelo sea inferior al 85 por ciento (Fredlund, 1993).

El flujo del agua se rige por la Ley de Darcy, sin embargo el flujo del aire va a estar representado por la Ley de Fick. Y que describe la difusión de los gases a través de los fluidos. Al producto de la permeabilidad por la capacidad específica del agua se le denomina **difusividad**, expresión que sigue la Ley de Fick para la difusión, y que se expresa como Custodio y Llamas, 1983):

$$D = -k \times \frac{dh}{d\omega}$$

Donde

- D = Difusividad  
 $\partial h / \partial \omega$  = Capacidad específica del agua.  
 k = Conductividad hidráulica

La **ecuación de la continuidad** se establece de modo similar que en medio porosos saturados y se expresa mediante la ecuación (Custodio y Llamas, 1983):

$$\partial c / \partial t = \text{div} (k \times \text{grad } \varphi) = - \text{div} (k \times \text{grad } h) + \partial c / \partial z$$

En un medio homogéneo y en ausencia de histéresis:

$$\partial c / \partial t = \text{div} (D \times \text{grad } c) + dk / dc + \partial c / \partial z$$

En terrenos secos y/o muy arcillosos, es decir en sistemas horizontales con efectos gravitatóreos despreciables, se tiene que:

$$\partial c / \partial t = \text{div} (D \times \text{grad } c)$$

que es la forma de la *ley de difusión* o de *Fick*. De forma que si el movimiento es horizontal:

$$\partial c / \partial t = \partial / \partial x [D \times (\partial c / \partial x)]$$

Si el movimiento es vertical:

$$\partial c / \partial t = \partial / \partial z [D \times (\partial c / \partial z)] + (dk / dc) \times (\partial c / \partial z)$$

#### IV.4.3. Migración de los contaminantes en el suelo

El movimiento de líquidos inmiscibles en medios porosos saturados actualmente estos estudios tienen mucho interés, tanto en la zona saturada como en la zona no saturada, en relación con los procesos de contaminación. Estos líquidos suelen ser designados con la

denominada general "líquidos de fase no acuosa" (NAPL) que, a su vez, suelen distinguirse según sean más o menos densos que el agua: DNAPL y LNAPL, respectivamente. Entre los líquidos de fase no acuosa ligera están las gasolinas y el fuel-oil y entre los densos los hidrocarburos clorurados, como el tricloroetileno. A su vez estos líquidos son parcialmente solubles y entonces se trata de una fase disuelta con propiedades iguales a las del agua.

Cuando un LNAPL (por ejemplo, la gasolina) se derrama desde la superficie, si es poca cantidad puede quedar retenido por el suelo por la saturación irreducible y no moverse hasta que se evapore o sea disuelta por sucesivas recargas de agua de lluvia o de otro tipo.

Cuando el medio poroso comienza estando saturado por un "wetting" fluido que va a ser lentamente desplazado por un "nonwetting" fluido. Es la curva ascendente de drenaje y los respectivos índices de saturación son  $S_w$  y  $S_{nw}$  cuya suma es la unidad. A medida que el fluido mojable disminuye, la presión capilar se hace menos negativa. Al final se llega a un punto en el cual el índice de saturación no disminuye, es decir, aunque pase más fluido "non wetting" no disminuye la cantidad de fluido "wetting", es lo que se llama saturación irreducible o residual ( $S_{wi}$ ). Después se desplaza el "nonwetting" fluido forzando el "wetting" fluido.

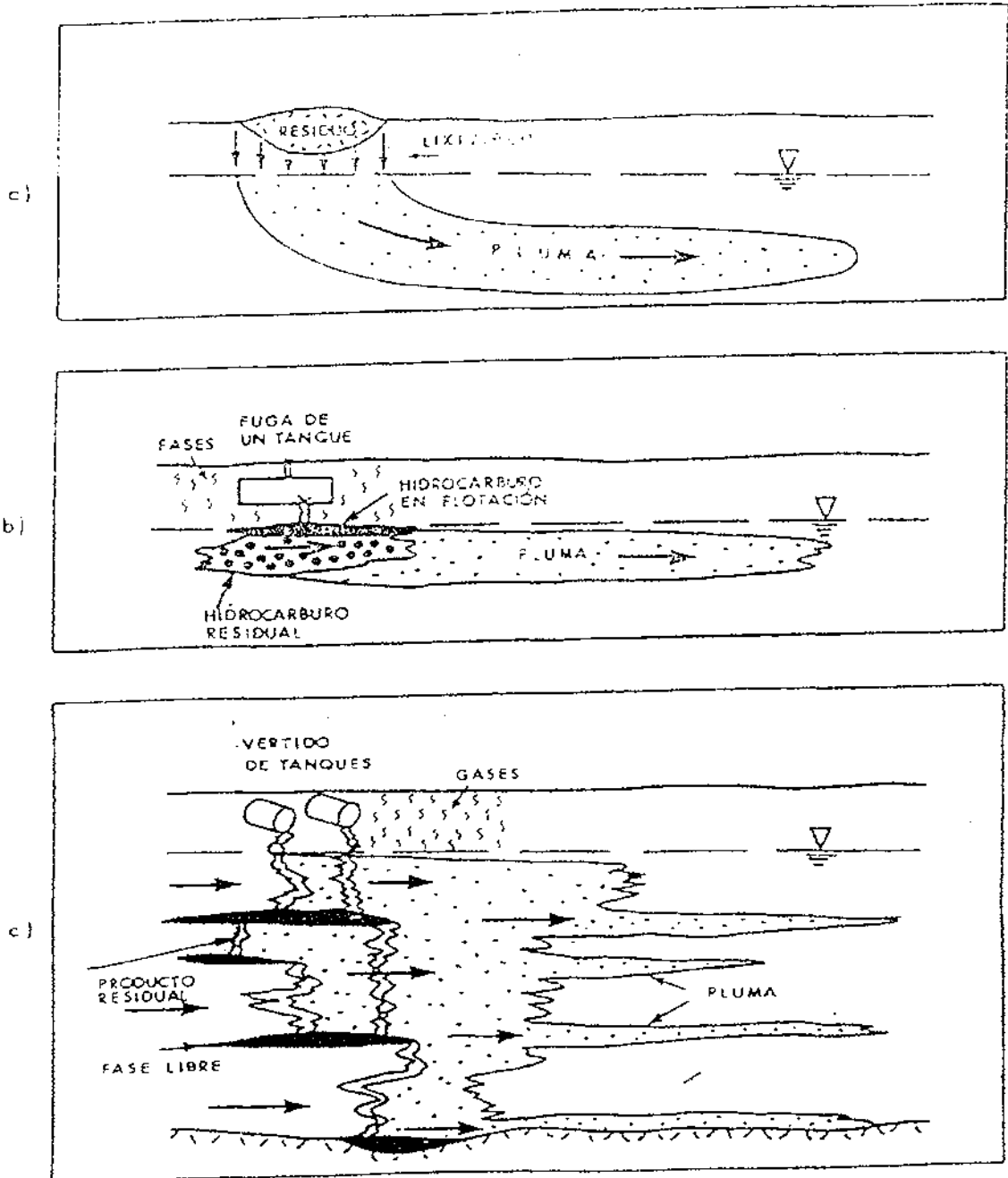
La presión inicial  $P_d$  es lo que se suele llamar *presión de imbibición*, desplazamiento o burbujeo o valor de entrada de aire. Esto quiere decir que el valor inicial de la presión del "nonwetting" fluido (por ejemplo, aire) debe ser superior a  $P_d$  para que comience el desplazamiento del fluido "wetting" (por ejemplo, agua).

En la zona no saturada del suelo constituida por un material permeable de grano fino en el seno del cual se hallen intercalados lentejones de un material de granulometría más gruesa, los NAPL tienden a ocupar en forma de saturación residual los mismos, extendiéndose por ellos en sentido lateral. En los bordes de los mismos, continúan su movimiento en forma de digitalizaciones verticales hasta que encuentran un nuevo lentejón y repiten su movimiento de extensión lateral.

Cuando se alcanza la saturación residual, los NAPL van a seguir su proceso de migración y una vez alcanzado la franja capilar se van a acumular pasando a formar la fase libre, que se va a encontrar en flotación sobre el nivel freático, en el caso de los NAPL, migrando a favor de la dirección de flujo subterráneo y expansionándose lateralmente. Cuando llegue el

momento en que todo el hidrocarburo en fase libre se encuentra adsorbido en el suelo, la migración del mismo cesará (Concawe, 1979).

**Fig. IV. 22: Modelos conceptuales diferentes de contaminación por NAPL: a) contaminante en disolución; b) LNAPL y c) DNAPL (Fuente: ITGE, 1990)**



La máxima extensión o desarrollo de la lentícula (S) se puede estimar mediante la fórmula siguiente:

$$S = \frac{1000 \times V - A \times R \times d \times k}{F} \quad (\text{Concawe, 1979})$$

Donde

S	=	Extensión máxima del producto libre sobre el nivel freático ( $m^2$ )
V	=	Volumen de hidrocarburos vertidos ( $m^3$ )
A	=	Superficie de infiltración ( $m^2$ )
R	=	Capacidad de retención de materiales existentes sobre el nivel freático ( $l / m^3$ )
d	=	Profundidad del nivel freático (m)
F	=	Hidrocarburo en fase libre sobre el nivel freático ( $l / m^2$ )
K	=	Factor de corrección dependiente de la viscosidad

El espesor de los LNAPL en fase libre que va a estar condicionada por las fluctuaciones del nivel freático, ya que la fase hidrocarburada en fase libre va poder llegar a desaparecer durante la estación con los niveles más altos reapareciendo cuando se produce un descenso del nivel. Este mismo fenómeno se va a producir en variaciones del nivel freático producidas como consecuencia de un bombeo intensivo en la zona.

Se formará una fase en disolución (interfase) y otra independiente flotando sobre el nivel freático o retenida en pequeñas bolsadas, según sea el grado de saturación residual.

#### **IV.4.3.1. Comportamiento de los LNAPL en el suelo**

En general, se puede considerar que la contaminación producida por LNAPL se va a limitar fundamentalmente a la zona no saturada, a la zona capilar y a la superficie freática., produciéndose tres etapas:

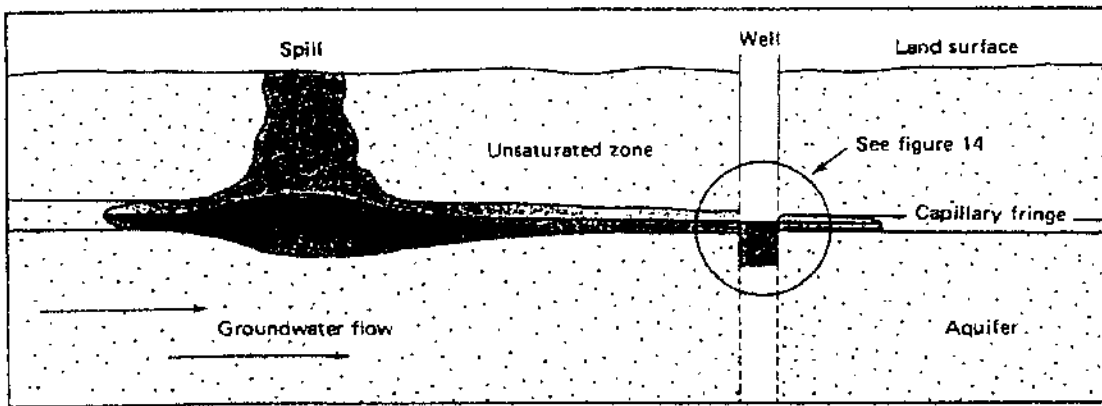
- Infiltración a través de la zona no saturada
- Expansión sobre la superficie freática
- Estabilización en la zona capilar.

Durante la infiltración a través de la zona no saturada el movimiento está controlado fundamentalmente por la fuerza de la gravedad. La propagación lateral de esta fase esta controlada por el volumen y la velocidad a la que se ha producido el vertido, la permeabilidad y los cambios litológicos. Así, en zonas con litologías complejas, con cambios laterales de facies, la expansión estará muy condicionada por los contrastes de permeabilidad pudiéndose producir incluso en dirección contrario al flujo subterráneo. Cada

una de las fases tendrá una movilidad diferente, por otra parte los contaminantes más volátiles ascenderán en fase vapor hacia la superficie (Testa y Winegardner, 1991)..

Por tanto, cuanto mayor es la permeabilidad menor será la propagación lateral, mientras que cuanto mayores son los contrastes de permeabilidad mayor es la expansión lateral del derrame. También es importante considerar que una pérdida grande e instantánea se va expandir más que un vertido que se produzca lentamente.

**Fig. IV.23: Esquema de aparición del producto libre en los pozos de control y en el nivel freático. (Fuente Concawe, 1978)**



#### **IV.4.3.2. Comportamiento de los DNAPL en el suelo**

Dada la mayor densidad que el agua de estos compuestos, van a migrar rápidamente el la vertical, gobernando su movimiento por la gravedad. Los procesos que afectan a la zona saturada son comunes a los LNAPL, la diferencia fundamental va a encontrarse al alcanzar el vertido la superficie freática. Cuando un DNAPL penetra en un suelo, una vez que supera la saturación residual, se mueve hacia abajo. Esto lo hace principalmente a través de los poros grandes ya que los pequeños estarán ocupados por agua. Esto hace que la permeabilidad relativa al DNPAL sea mayor que la relativa al agua. Cuando el DNAPL llega a la franja capilar tiene que desplazar el agua que rellena prácticamente todos los poros y lo mismo ocurre con la zona saturada.

De este modo, si el volumen de vertido es suficientemente grande, al llegar a la franja capilar siguen descendiendo bajo el agua por acción de la gravedad, impregnando la formación hasta alcanzar la saturación residual. Posteriormente progresará hacia niveles inferiores generando una extensa pluma de dispersión en disolución y producto libre colgado

sobre niveles impermeables sobre la que se acumulan dando lugar a una fase libre (Testa y Winegardner, 1991).

En función de los materiales que constituyen el acuífero los DNAPL sufrirán una retención residual en la zona saturada y sufrirán los efectos de adsorción que generan una fase inmóvil del contaminante. Suponiendo que esta segunda retención residual del contaminante no retiene el total del vertido, el DNAPL continuará su migración vertical hasta alcanzar un estrato de baja permeabilidad y comenzará una migración lateral, si la formación impermeable presenta una forma cóncava, se generará un estancamiento, no es frecuente observar balsas de DNAPL ante una discontinuidad que intercepte la migración vertical de estos compuestos.

La migración de los DNAPL a través del acuífero genera la puesta en solución de los componentes solubles que contiene. Las aguas subterráneas que atraviesan y rodean la zona ocupada por los DNAPL son las susceptibles de contaminación. Del mismo modo que los LNAPL, los gases que generan estos compuestos van a ascender por el suelo hasta llegar a la atmósfera.

Dado que las vías de desplazamiento preferente del DNAPL, a favor de materiales permeables y fracturas, puede no ser coincidente con la dirección del flujo de las aguas, el DNAPL puede migrar en otra dirección y a distinta distancia que el flujo de las aguas subterráneas. Por ello un conocimiento preciso de las direcciones estratigráficas de las formaciones impermeables son imprescindibles para conocer el transporte de estos compuestos.



## IV.5. DEGRADACIÓN DE LOS CONTAMINANTES

### IV.5.1. Biodegradación

#### IV.5.1.1. Fundamentos de la biodegradación

Los microorganismos son capaces de degradar un residuo orgánico. Esta degradación va a alterar la estructura molecular de los compuestos orgánicos, de forma que el grado de alteración va a determinar si se ha producido **biotransformación** o **mineralización**. En la mineralización se produce la descomposición total de las moléculas orgánicas en  $\text{CO}_2$ ,  $\text{H}_2\text{O}$ , residuos organismos inertes y se incorpora el resto a las estructuras de los microorganismos sin embargo el término biotransformación se refiere a la descomposición de un compuesto orgánico en otro similar, es decir la biotransformación será un proceso de degradación parcial y la mineralización dará lugar a una degradación completa de los compuestos orgánicos.

La fuente de energía y de carbono que los microorganismos necesitan para desarrollarse va a proporcionar la base para su clasificación, tal y como se indica en la siguiente tabla:

Tabla IV.23: Tipos de microorganismos (Fuente: Lagrega et al., 1996)

Clasificación microorganismos	Fuentes de energía	Fuente de carbono (sustrato)
Autótrofos	Elementos minerales	
Fotoautótrofos	Luz	Dióxido de carbono
Quimiolitotrofos	Reacciones oxidación-reducción de compuestos inorgánicos	Dióxido de carbono
Heterótrofos	Reacciones oxidación-reducción de compuestos orgánicos	Carbono orgánico

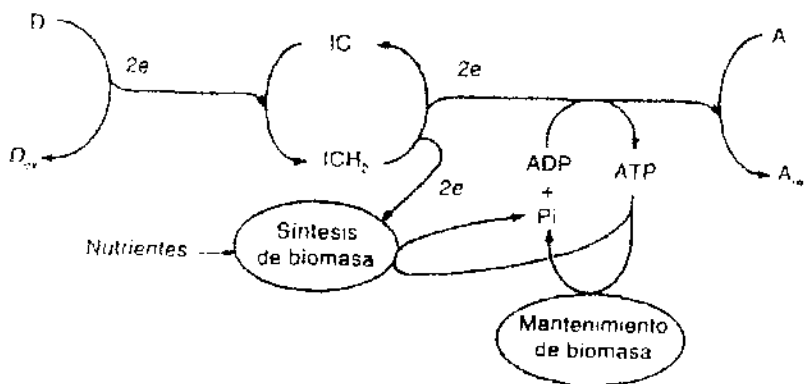
El tratamiento biológico es el resultado del metabolismo heterótrofo en el que el residuo orgánico es el sustrato<sup>a</sup>, es decir el residuo va a servir de fuente de carbono y energía para los organismos vivos. No obstante, a pesar que las bacterias heterótrofas son las más utilizadas en la biodegradación, los hongos y otras formas de vida también van a ser efectivas en aplicaciones concretas de tratamiento de residuos peligrosos.

<sup>a</sup> Sustrato: es la base sobre la que actúa una enzima para llevar a cabo una reacción metabólica.

Los microorganismos crecen y se alimentan extrayendo nutrientes, electrones y energía del ambiente. Los nutrientes son C, N, P, S y otros oligo-elementos que conforman la base de los constituyentes celulares: carbohidratos, aminoácidos, lípidos y ácidos nucleídos. Los electrones son necesarios para reducir los nutrientes a la forma química utilizada por los constituyentes celulares, y para generar la energía necesaria que posibilite la síntesis y el mantenimiento de la biomasa (Levin et al., 1997).

El proceso más básico del metabolismo microbiano es la *transferencia de electrones*<sup>b</sup> desde un sustrato donante hasta un sustrato receptor. Dicha transferencia de electrones es esencial para crear y mantener la biomasa siendo fundamentales la existencia de *sustratos primarios*<sup>c</sup> como fuente de biomasa activa. Un compuesto específico no tiene por que ser un sustrato primario para que las bacterias lo biodegraden, ya que cuando existen otros materiales que sirven como sustrato primario un compuesto específico se puede biodegradar como *sustrato secundario*<sup>d</sup>.

**Fig. IV. 24: Flujos de electrones y de energía típicos en una célula bacteriana. (Fuente: Levin et al., 1997)**



En una célula se dan dos procesos metabólicos fundamentales, los procesos anabólicos<sup>e</sup> y los catabólicos<sup>f</sup>. Cuando se producen en las células los procesos catabólicos, mediante las

<sup>b</sup> Reacciones de transferencia de electrones: son reacciones de oxidación-reducción en la que el sustrato será oxidado por un agente oxidante, reduciéndose la especie que ha sido oxidada. En la oxidación se producirá una pérdida de electrones y en la reducción se producirá una ganancia de electrones.

<sup>c</sup> Sustratos primarios: son aquellos que las bacterias van a preferir para que sus enzimas actúen sobre él para conseguir sus necesidades de biomasa y energía.

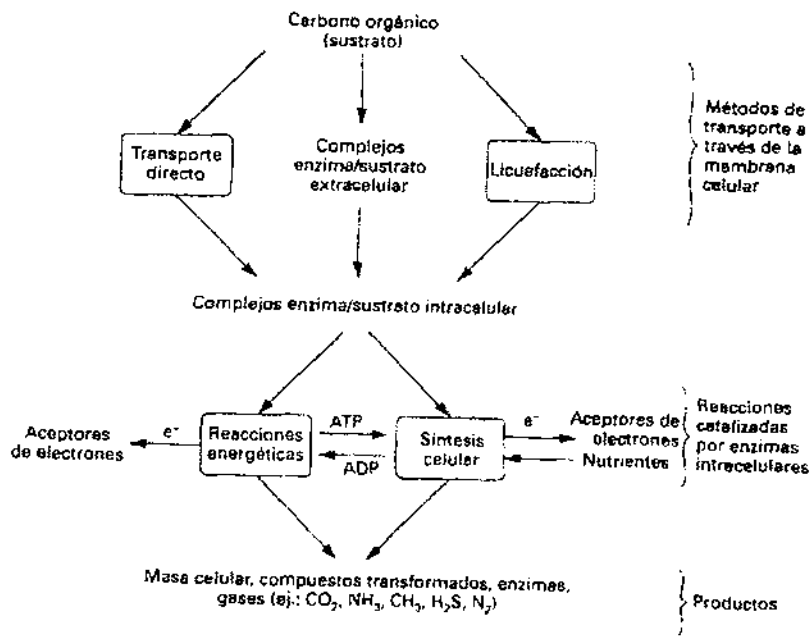
<sup>d</sup> Sustratos secundarios: sustrato cuya oxidación (o a veces reducción) produce un flujo de electrones y energía que se muestra incapaz de mantener la biomasa que lo degrada.

<sup>e</sup> Anabolismo (o metabolismo constructivo): conjunto de reacciones de síntesis necesarias para el crecimiento de las células.

<sup>f</sup> Catabolismo (o metabolismo destructivo): proceso continuo centrado en la producción de la energía necesaria para la realización de todas las actividades físicas en tanto externas como internas.

reacciones de oxidación-reducción con la consiguiente transferencia de electrones, se va a producir una oxidación del carbono orgánico mediante la acción de los aceptores de electrones (oxígeno, nitratos y sulfatos principalmente). La energía que es liberada se recoge y se va a transformar por las moléculas de ATP-ADP<sup>9</sup> en energía, energía que va a ser utilizada en los procesos de anabolismo y catabolismo celular posteriores y en las actividades de síntesis de los compuestos celulares (Fig. IV.24).

Fig. IV. 25: Procesos metabólicos en la degradación del residuo (fuente: Lagrega et al, 1996)



Para que se produzca la degradación, el residuo, como sustrato, tiene que entrar en contacto con la parte más externa de la célula bacteriana. Esta acción va a desencadenar una serie de procesos metabólicos involucrados en la degradación de los contaminantes orgánicos. El primer paso consiste en el transporte del sustrato al interior de la célula, posteriormente las enzimas<sup>h</sup> extracelulares producidas por las bacterias formarán complejos con las moléculas del sustrato. Estos complejos permiten al sustrato atravesar la pared celular. Una vez en el interior de la célula, son las enzimas intracelulares las que formarán complejos con el sustrato para catalizar otras reacciones necesarias encaminadas a la obtención de energía y producción de nuevo material celular (Fig. 25). El resultado del

<sup>9</sup> ATP: adenosin trifosfato; ADP: adenosin difosfato.

<sup>h</sup> Enzimas: moléculas proteicas compuestas principalmente por aminoácidos que se pliegan adoptando formas complejas en las que intervienen enlaces peptídicos y puentes de carbono. Actúan como catalizadores

procesos es la formación de masa celular, compuestos transformados ( $\text{CO}_2$ ,  $\text{NH}_3$ , etc), enzimas, y gases.

La especificidad de las enzimas para un sustrato particular varía ampliamente. Hay algunos compuestos orgánicos que forman complejo con una única enzima conocida, producida por dos o tres especies bacterianas diferentes. De la misma forma, hay algunas sustancias que utilizan como sustrato una única sustancia orgánica.

Por tanto, el fundamento bioquímico de la **biorremediación** se basa en que en la cadena respiratoria o cadena transportadora de electrones o fosforilación oxidativa, se van a llevar a cabo a una serie de reacciones de oxido-reducción que se producen en las células y cuyo fin es la obtención de energía. La cadena la inicia un sustrato orgánico, que puede ser externo a la célula y que actúa como dador de electrones. Este dador de electrones puede ser un hidrocarburo o cualquier otra sustancia orgánica, de modo que la actividad metabólica de la célula acaba degradando y consumiendo dicha sustancia (Lagrega et al, 1996).

#### IV.5.1.1.1. Teoría de las torres de electrones

Los aceptores más comúnmente utilizados por los microorganismos son el oxígeno, los nitratos, el hierro (III), los sulfatos y el dióxido de carbono. Cuando el oxígeno es utilizado como aceptor de electrones la respiración microbiana se produce en condiciones *aerobias*, sin embargo si utiliza los otros tipos de aceptores se producirán condiciones *anaerobias* (Howard, et al., 1991).

Dependiendo del tipo de respiración los microorganismos se van a clasificar en tres categorías: aeróbicos, anaeróbicos y facultativos. Los microorganismos aerobios sólo existen en condiciones aerobias, utilizando el oxígeno disuelto como aceptor de electrones. Los microorganismos estrictamente anaerobios son aquellos que viven sólo en condiciones reductores (ausencia de oxígeno), utilizando como aceptores de electrones los sulfatos o el dióxido de carbono. Los microorganismos, que por el contrario son capaces de desarrollarse en condiciones aerobias y anaerobias indistintamente (aunque presentan mayor actividad en presencia de oxígeno), son los denominados facultativos.

---

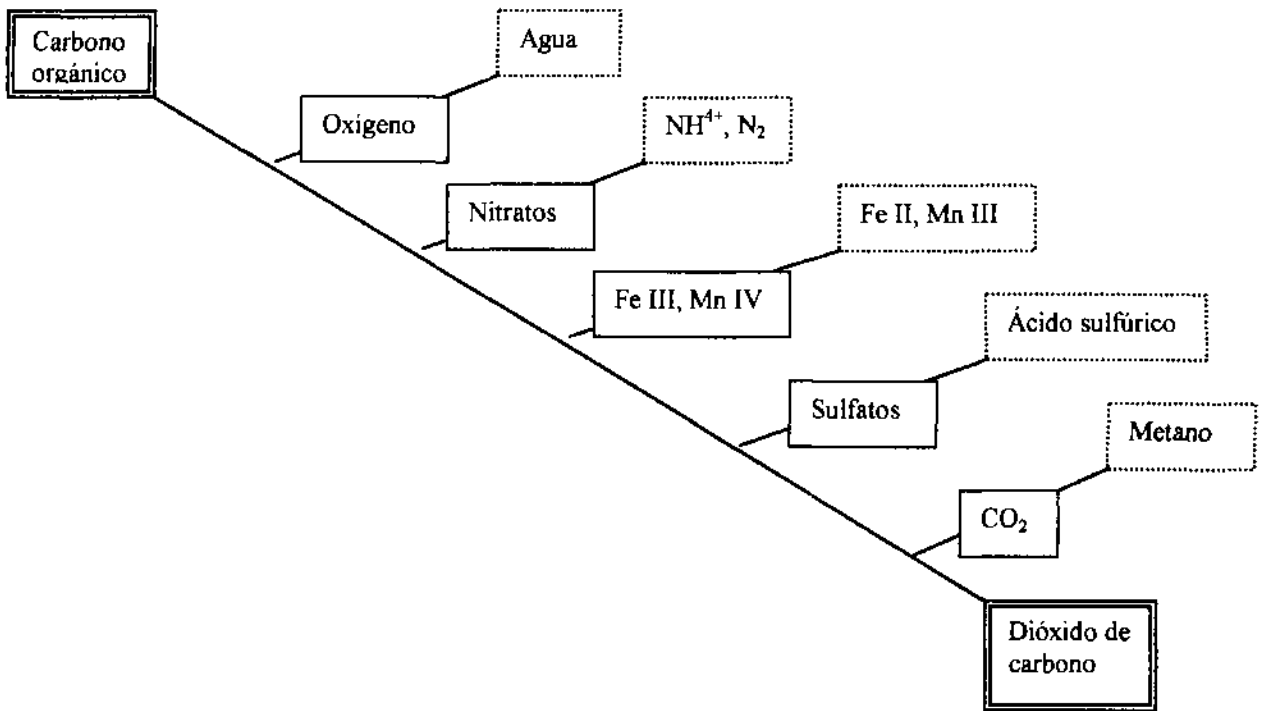
orgánicos.

**Tabla IV.24: Tipos de aceptores de electrones y tipos de reacciones asociadas (Fuente: Howard, et al., 1991)**

Aceptor electrón	Tipo de reacción	Subproducto del metabolismo	Preferencia reacción
Oxígeno	Aeróbica	CO <sub>2</sub>	Alta
Nitratos	Anaeróbica	N <sub>2</sub> , CO <sub>2</sub>	↓ Baja
Hierro férrico (sólido)	Anaeróbica	Hierro ferroso (disuelto)	
Sulfatos	Anaeróbica	H <sub>2</sub> S	
Dióxido de carbono	Anaeróbica	Metano	

La **teoría de la torre de electrones** ("Electron Tower Theory", Stumm and Morgan, 1981), muestra que el orden en que las poblaciones de los microorganismos cogen la energía que es ganada de aceptor de electrón a aceptor de electrón en la consecución de los procesos metabólicos, obteniéndose de forma esquemática una secuencia en forma de torre. Los microorganismos tienden a oxidar sustratos orgánicos, de forma que el oxígeno que se sitúa el primero de la "torre" va a ser el más utilizado por los microorganismos (condiciones aerobias), sin embargo, el dióxido de carbono situado al pie de la "torre" será utilizado solamente por las bacterias metanogénicas (condiciones anaerobias) (Fig. IV.26).

**Fig. IV. 26: Esquema de la teoría de los electrones (Fuente: Stumm and Morgan, 1981)**



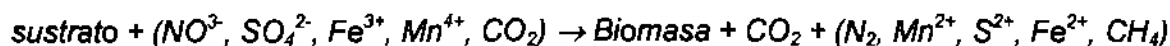
La degradación biológica (biodegradación) se produce mediante las reacciones de oxidación/reducción, a través de la transferencia de electrones desde el contaminante orgánico a un aceptor de electrones. El oxígeno es el aceptor de electrones en el metabolismo aeróbico, mientras que el nitrato, hierro férrico, sulfatos y dióxido de carbono sirven como aceptores de electrones en el metabolismo anaerobio. Esta transferencia de electrones va a liberar energía, energía que va a ser utilizada para el crecimiento y desarrollo de las células de los microorganismos. La energía bioquímica necesaria para la transferencia de electrones se representa mediante el potencial redox, de forma que cuanto más positivo es el potencial redox más favorable será que se produzcan las reacciones.

En general, el esquema de las reacciones será:

- **Degradación aeróbica:**



- **Degradación anaeróbica:**



Bajo estas consideraciones termodinámicas, la preferencia energética hacia un tipo de reacción puede dar lugar a un agotamiento de un tipo de aceptor de electrones, de modo que si se produce el agotamiento total de ese aceptor de electrones, se tomarán otras vías de preferencia comenzando a utilizarse otros tipos de aceptores de electrones, siguiendo el orden secuencial expuesto en la teoría de la torre de electrones (National Research Council, 1993).

Sin embargo, en la práctica se ha observado que debido a que el potencial redox existente para que se produzcan tanto las reacciones aeróbicas como las reacciones de nitrificación son similares, por lo que cuando existe una disminución de la concentración de oxígeno disuelto en el medio, los microorganismos de tipo facultativo van a comenzar los procesos de metabolismo anaerobio mediante los procesos de nitrificación aún cuando existan condiciones aerobias. De esta manera el paso de las condiciones aeróbicas se produce de forma gradual y continua, hasta que existan totalmente condiciones anaerobias y las

reacciones de transferencia sean tomando como aceptores de electrones los sulfatos y el dióxido de carbono.

#### IV.5.1.1.2. Modelo de Monod

La tasa de crecimiento bacteriano en los procesos de biodegradación siguen el **modelo de Monod**, en el cual la tasa de crecimiento específica se expresa como (Eweis et al, 1999):

$$\text{Tasa crecimiento } (r_g) = \left( \frac{\gamma_{\max} C}{K_s + C} - K_d \right) \times X$$

$$\text{Tasa crecimiento } (r_g) = \frac{\gamma_{\max} C}{K_s + C}$$

Donde:

- $r_g$  = Tasa crecimiento específica ( días<sup>-1</sup>)
- $\gamma_{\max}$  = Tasa crecimiento específica ( días<sup>-1</sup>)
- $K_d$  = Coeficiente energético (días<sup>-1</sup>)
- $C$  = Concentración del sustrato (mg/l)
- $K_s$  = Coeficiente de saturación (mg/l)
- $X$  = Concentración celular por litro de agua subterránea (mg células / litro agua)

Regularmente, se supone que la tasa de crecimiento está linealmente relacionada con la masa celular o su concentración, y por tanto, a mayor masa celular producida, mayor tasa de crecimiento y como consecuencia mayor biodegradación.

El coeficiente de saturación,  $K_s$ , va a testificar la afinidad de los microorganismos por el sustrato (hidrocarburo), de forma que si éste es alto serán difíciles los procesos de biodegradación y viceversa.

Si en vez de hacer referencia a la biodegradación de aguas contaminadas, consideramos la biodegradación producida en suelos, las células bacterianas están adheridas a los granos del suelo, por tanto la concentración celular se expresará en este caso como la masa de células por gramo de suelo ( $B_0$ ).

En suelos en los que se producen procesos aerobios la concentración de células desarrolladas están en base a la materia orgánica (hidrocarburos) eliminada (Y), y se considera que suele ser menor o igual a 0,1 gr células /gramos de suelo.

Dada la dificultad para conocer cada uno de los parámetros anteriores, la ecuación de Monod se reduce a una expresión de orden cero:

$$\frac{dC}{dt} = -\frac{\gamma_{\max}}{Y} B_0$$

$$C = C_0 - \frac{\gamma_{\max}}{Y} B_0 \times t$$

si consideramos que  $K_B = \frac{\gamma_{\max}}{Y} B_0$  , para una cinética de primer orden:

$$C = C_0 \times e^{-K_B t}$$

Luego,

$$\ln \frac{C_0}{C} = K_B \times t$$

Es decir, tendremos la expresión simplificada siguiente:

$$\ln \frac{C_0}{C} = K_B \times t$$

Existen tres modelos de biodegradación: de orden cero, de Monod o crecimiento-nulo, y de primer orden o crecimiento nulo (Tabla IV.25). El modelo de biodegradación de primer orden es regularmente el más empleado de los tres, debido a la escasez de datos, la facilidad de aplicación y su mayor exactitud. Sin embargo, debido a la alta complejidad de las reacciones que tiene lugar, los otros modelos son en realidad los que mas se ajustan a la realidad.

**Tabla IV.25: Modelos de biodegradación en condiciones variables (Fuente: Eweis, et al, 1999)**

Modelo	Condición necesaria	Expresión diferencial	Expresión integrada
Orden cero	$C_0 \gg K_S$ $B_0 \gg YC_0$	$\frac{dC}{dt} = -\frac{\mu_{\max}}{Y} B_0$	$C = C_0 - \frac{\mu_{\max} B_0}{Y} t$
Monod-crecimiento nulo	$B = \text{constante}$	$\frac{dC}{dt} = -\frac{\mu_{\max} B_0 C}{Y(K_S + C)}$	$K_S \ln \frac{C}{C_0} + C - C_0 = -\frac{B_0}{Y} \mu_{\max} t$
Primer orden-crecimiento nulo	$C_0 \ll K_S$ $B_0 = \text{constante}$	$\frac{dC}{dt} = -\frac{\mu_{\max} B_0 C}{YK_S}$	$C = C_0 \exp \left( -\frac{\mu_{\max} B_0}{YK_S} t \right)$



La biorrecuperación de aguas y suelos en un proceso discontinuo ya que se ve afectado por multitud de parámetros que afectan directamente en el crecimiento de los microorganismos (variaciones temperatura, disponibilidad de oxígeno, de nutrientes, etc.).

Es muy importante tener en cuenta que una sustancia orgánica biodegradable a una determinada concentración se puede volver persistente a concentraciones más elevadas, llegando incluso a inhibir el crecimiento del cultivo bacteriano, e incluso a concentraciones más elevadas a convertirse en una sustancia tóxica para el cultivo (Lagrega et al., 1996). Otro factor a tener en cuenta que no siempre los procesos de degradación van a producir como productos finales  $\text{CO}_2$  y  $\text{H}_2\text{O}$  o bien  $\text{CH}_4$ , si no que se pueden producir metabolitos intermedios que pueden resultar mucho más tóxicos que la sustancia orgánica contaminante inicial, como es el caso de la degradación del tetracloroetileno (TCE) en el dicloroetileno (DCE), mucho más tóxico que el inicial (Palmer, 1996).

#### IV.5.1.1.3. Modelo de biodegradación natural

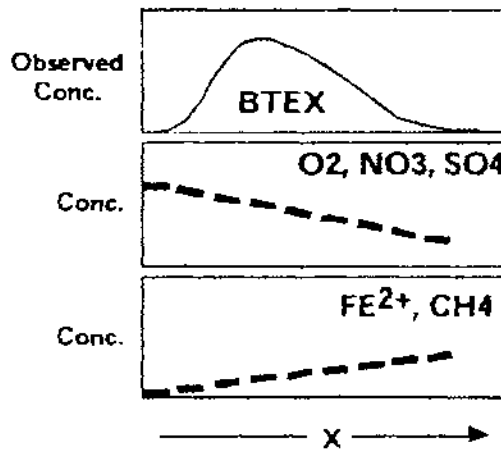
Cuando se produce un derrame de hidrocarburos en una zona sin contaminar previamente debe transcurrir un cierto tiempo de aclimatización hasta que los microorganismos sean capaces de comenzar los procesos de degradación. La duración de este periodo puede variar desde unos pocos días hasta semanas o meses dependiendo de los microorganismos presentes en el suelo, la cantidad de oxígeno y nutrientes, concentración del contaminante y la posible existencia de componentes tóxicos.

Los procesos de degradación aeróbicos van a predominar frente a los procesos de degradación anaeróbicos. Ahora bien si el oxígeno disuelto es rápidamente consumido en el interior de la pluma o penacho contaminante, el ambiente se va a convertir en un medio anóxico (Howard et al., 1991). Los principales factores que van a influir en la utilización de los distintos aceptores de electrones incluyen:

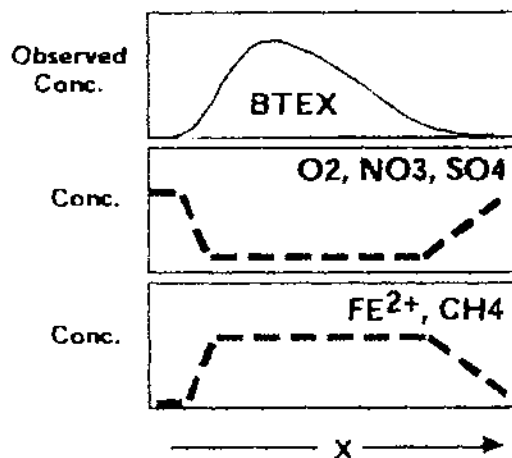
- La energía bioquímica de cada reacción.
- La disponibilidad específica de los aceptores de electrones en un lugar determinado.
- La cinética de las reacciones microbiológicas asociadas a los diferentes aceptores de electrones.
- Las características hidrogeológicas del emplazamiento.

La biodegradación se puede considerar que es una reacción instantánea que se encuentra limitada por la disponibilidad de aceptores de electrones (oxígeno en primer lugar) en el acuífero y en la pluma contaminante (Davis et al,1994). Las curvas de las reacciones van a ser diferentes en función de la cinética de la reacción de forma que:

- Si la biodegradación es lenta, se producirá una disminución del oxígeno, nitratos y sulfatos y un incremento del ion ferroso y del metano



- Si la biodegradación es rápida (instantánea), se producirá una disminución y posterior estabilización del oxígeno, nitratos y sulfatos, para después verse incrementado al final del proceso. Sin embargo, el ion ferroso y el metano tendrán una tendencia invertida.

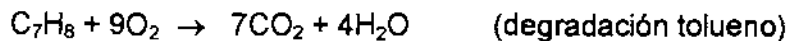


IV.5.1.1.4. Indicadores de los procesos de biodegradación

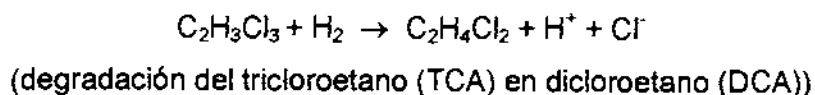
Existen varios indicadores de la actividad microbiológica, como es la adaptación de los microorganismos autóctonos al medio, el crecimiento de microorganismos depredadores, la

disminución del oxígeno con el consiguiente aumento del dióxido de carbono y la variación de la concentración de nitratos, sulfatos, ion férrico y manganeso en le agua (National Research Council, 1993).

Los procesos de biodegradación pueden transformar el metabolismo de algunos microorganismos autóctonos, produciendo alteraciones genéticas y cambios enzimáticos, de forma que microorganismos que inicialmente no tenían capacidad para degradar el contaminante después de una larga exposición van a llevarla a cabo. Otra consecuencia de la biodegradación es el crecimiento de determinados microorganismos de características depredadoras como son determinadas poblaciones de protozoos. Los cambios que se van a producir en la química del agua van a ser consecuencia de las reacciones bioquímicas, de forma que en condiciones aeróbicas se va a producir una disminución del oxígeno disuelto y un aumento del carbono inorgánico (representado por el  $\text{CO}_2$ ,  $\text{CO}_2$  disuelto o por  $\text{HCO}_3^-$ ) desencadenando reacciones de oxidación-reducción en el medio y precipitando metales ( $\text{FeOH}_3$ ,  $\text{FeS}$ ,  $\text{HgS}$ , etc.):

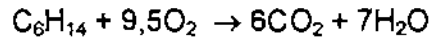


También pueden producirse variaciones en el pH por aumento del ion hidrogenión ( $\text{H}^+$ ) por reacciones de oxidación-hidrogenadas para producir la descloración:



Sin embargo, bajo condiciones anaerobias van a disminuir las concentraciones de  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Mn}^{4+}$ , reduciéndose a  $\text{N}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ ,  $\text{Fe}^{2+}$ , y  $\text{Mn}^{2+}$  y va a aumentar la concentración del  $\text{CO}_2$  por oxidación del carbono orgánico.

El control de las posibles trazas de biodegradación es de gran interés para la detección de zonas contaminadas. Para ellos e pueden realizar mediadas a distintas profundidades de  $\text{O}_2$ ,  $\text{CO}_2$ , en caso de biodegradación aerobia, y de  $\text{CH}_4$  en caso de biodegradación anerobia. El ritmo de biodegradación de un suelo contaminado se puede estimar mediante la realización de ensayos respirométricos para estimar la tasa de biodegradación (Testa y Winergardner, 1991), para ello se suele utilizar una sustancia tipo, por ejemplo hexano, cuya degradación se produce de acuerdo con la siguiente expresión:



Por cada molécula de hexano degradada se consumen 9,5 moléculas de  $\text{O}_2$  y se producen 6 de  $\text{CO}_2$ . Para calcular la tasa de biodegradación a partir de la disminución del  $\text{O}_2$  se emplea la siguiente ecuación:

$$K = 24 \times \frac{K_{\text{O}_2}}{100} \times \frac{P}{RT} \times \frac{m_e}{\gamma_d} \times 1000 \times \frac{Pm}{9,5}$$

Donde

- K = Tasa de biodegradación (mg de hexano /kg de suelo /día)
- $K_{\text{O}_2}$  = Ritmo de disminución del  $\text{O}_2$  en el suelo (% / hora)
- P = Presión atmosférica
- R = Constante universal de los gases
- T = Temperatura ( $^{\circ}$  K)
- $m_e$  = Porosidad eficaz
- $\gamma_d$  = Densidad del suelo ( $\text{Kg} / \text{m}^3$ )
- Pm = Peso molecular del compuesto

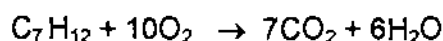
Para la estimación de la tasa de biodegradación a partir del  $\text{CO}_2$  se utiliza una expresión similar a la anterior. En general se van a obtener valores de degradación más bajos debido a que parte del  $\text{CO}_2$  suele reaccionar con los materiales del suelo. Por ello se aplica un factor corrector del 33%. La ecuación que evalúa la tasa de biodegradación, siguiendo con el ejemplo del hexano, será:

$$K = 24 \times 1,33 \times 24 \times \frac{K_{\text{CO}_2}}{100} \times \frac{P}{RT} \times \frac{m_e}{\gamma_d} \times 1000 \times \frac{Pm}{6}$$

Donde

- $K_{\text{CO}_2}$  = Ritmo de incremento del  $\text{CO}_2$  en el suelo (% / hora)

Se puede calcular estequiométricamente el oxígeno requerido por un sistema aerobio, del mismo modo que en el siguiente ejemplo (Lagrega et al., 1996):



El oxígeno necesario para mineralizar completamente un miligramo de alqueno sería:

$$\frac{10 (2 \times 16)}{(7 \times 12) + (12 \times 1)} = 3,33 \text{ mg de O}_2 / \text{mg de alqueno}$$

Conocido el tipo de hidrocarburo disuelto en el agua y la concentración de los tomadores de electrones en el medio se puede estimar la cantidad de masa disuelta que es necesaria para que se produzca una degradación completa del compuesto, estableciendo para ello el **factor de utilización**<sup>1</sup> para cada compuesto, y de forma paralela la **capacidad de biodegradación** existente en el medio (Howard et al, 1991). Por tanto la capacidad de biodegradación existente en un emplazamiento o en una pluma contaminante va a depender de los factores de utilización existentes para cada aceptor de electrones.

**Tabla IV.26: Factores de utilización para los BTEX (Fuente: Howard et al., 1991)**

Aceptor de electrón	Factor de utilización BTEX
Oxígeno	3,14
Nitratos	4,9
Ion ferroso	21,8
Sulfatos	4,7
Metano	0,78

La capacidad de biodegradación (CB) en un área contaminada para los BTEX se definiría mediante la siguiente expresión:

$$CB \text{ (en mg/l)} = \left\{ \frac{C_{\text{oxígeno AA}} - C_{\text{oxígeno min}}}{3,14} \right\} + \left\{ \frac{C_{\text{nitrato AA}} - C_{\text{nitrato min}}}{4,9} \right\} + \left\{ \frac{C_{\text{sulfato AA}} - C_{\text{sulfato min}}}{4,7} \right\} + \left\{ \frac{C_{\text{Fe}^{2+}} AF}{21,8} \right\} + \frac{C_{\text{metano}}}{0,78}$$

En donde,

<sup>1</sup> Factor de utilización: mide los gramos de aceptor de electrón necesarios para la eliminación de n gramos de compuesto.

$C_{\text{oxígeno AA}}$	=	Concentración de oxígeno aguas arriba
$C_{\text{oxígeno min}}$	=	Concentración mínima de oxígeno que no se puede utilizar
$C_{\text{nitrato AA}}$	=	Concentración de nitratos aguas arriba
$C_{\text{nitrato min}}$	=	Concentración mínima de nitratos que no se puede utilizar
$C_{\text{sulfato AA}}$	=	Concentración de sulfatos aguas arriba
$C_{\text{sulfato min}}$	=	Concentración mínima de sulfatos que no se puede utilizar
$C_{\text{Fe}^{3+} \text{ AF}}$	=	Concentración de ion férrico en el área fuente
$C_{\text{metano}}$	=	Concentración de metano en el área fuente

#### IV.5.1.2. Biodegradabilidad de los hidrocarburos

La degradación va a destruir en primer lugar las parafinas eliminando los radicales más ligeros y oxidando las fracciones remanentes. El orden de oxidación va a depender de muchos factores, en general las moléculas más pequeñas (hasta el  $C_{20}$ ) van a ser destruidas antes que las moléculas de mayor número de carbonos.

También hay que tener en cuenta que entre los compuestos del mismo peso molecular, las n-parafinas se degradan antes que las iso-parafinas, siendo estas últimas más abundantes que las n-parafinas, naftalenos, y aromáticos monocíclicos y policíclicos, en los combustibles. Sin embargo, los hidrocarburos de cadenas más complejas van a ser los últimos en degradarse.

Los responsables de la biodegradación son las *bacterias*, pero también es importante el papel de los *protozoarios*, *rotíferos*, *hongos* y *algas*. Los más conocidos capaces de degradar hidrocarburos son:

- **Bacterias:** *pseudomonas*, *alcaligenes*, *arthobacter*, *micrococcus*, *nocardia*, *vibrio*, *acinotobacter*, *corynebacterium* y *flavobacterium*.
- **Hongos y levaduras:** *cándida*, *rhodotorula*, *sporobolomyces*.

<sup>j</sup> Capacidad de biodegradación: concentración máxima de contaminante que puede existir en el medio de forma que se pueda biodegradar todo.

En un suelo "sano" típico se encuentran entre 197 y 109 especies microorganismos por gramo de suelo (Probiotec, 1988). La dinámica de la población bacteriana va a depender de diversos factores como van a ser:

- pH
- Temperatura
- Tipo y concentración del sustrato
- Aceptores de hidrógeno
- Disponibilidad y concentración de los nutrientes y micronutrientes esenciales (N, P y algunos minerales).
- Presión osmótica
- Toxicidad del medio o de los productos intermedios

Como ya se indicó antes, la conversión completa de un compuesto orgánico a los productos finales (CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O) se llama *mineralización*. Cuando los compuestos orgánicos se resisten a la biodegradación se les denomina compuestos *recalcitrantes* o *refractarios*, sin embargo, cuando se produce degradación pero de forma lenta se les denominan compuestos *persistentes*. Si se produce biodegradación pero esta no es completa sino que simplemente es transformada a otros compuestos intermedios (que en muchos casos pueden ser de mayor toxicidad que los originales) se les denomina *metabolitos intermedios*.

**Tabla IV.27: Niveles de degradación o recalcitrancia de los hidrocarburos (Fuente: Risser-Robers, 1996)**

<i>Easily Degraded</i>	
Volatile aliphatics, n-paraffins, aromatics	→ Alkenes, alcohols, aldehydes
Heavy aliphatics, aromatics	→ Saturated alkanes, cyclic hydrocarbons
Phenolic compounds	→ Phenol, cresols, naphthols, xylenols
<i>Intermediate</i>	
Polyaromatic hydrocarbons	→ Mono-, di- and tri-nuclear aromatics
<i>Recalcitrant</i>	
Residuum	→ Asphalts, asphaltenes, resinous compounds
Tars, waxes	→ Asphaltic compounds, paraffinic waxes

Data from Lepenski, J. *Chem. Ind.*, 1 Dec. 78:1-789, 1989

La inherente biodegradabilidad de un compuesto depende, en gran medida, de su estructura molecular. Siendo los parámetros que más van a afectar los siguientes:

- Halogenación

- Elevado número de elementos halógenos
- Gran cantidad de ramificaciones
- Baja solubilidad en agua
- Diferente carga atómica

Así la biodegradabilidad relativa de los hidrocarburos sería por orden decreciente de degradabilidad:

Parafinas o alcanos de cadena lineal ( $C_{10}$  a  $C_{19}$ )

Parafinas o alcanos de cadena lineal ( $C_{12}$  a  $C_{18}$ )

Gases ( $C_2$  a  $C_4$ )

Alcanos ( $C_5$  a  $C_9$ )

Alcanos ramificados de 12 carbonos

Alquenos o etilenos ( $C_3$  a  $C_{11}$ )

Alquenos ramificados

Aromáticos o derivados del benceno

Cicloalcanos

Los procesos de degradación de los compuestos orgánicos van a depender de determinados factores de tipo biológico y de tipo químico. Dichos factores van a actuar como potenciadores o inhibidores de los procesos degradativos. Los requerimientos más importantes son los siguientes:

- Presencia de una población microbiana adecuada y su grado de biodisponibilidad
- Fuentes de carbono y energía suficientes
- Aceptores de electrones
- Nutrientes (N, P, Ca, K, Mg, Fe, etc.)
- Condiciones ambientales adecuadas (temperatura, salinidad, concentración del contaminante y presencia de inhibidores)
- Presencia de metales pesados

La bibliografía menciona una relación entre las concentraciones de carbono, nitrógeno y fósforo de 100 : 10 : 1 para lograr una mineralización óptima de los hidrocarburos. La fuente de carbono es el contaminante mientras que los otros dos nutrientes pueden convertirse en valores limitadores de la degradación. La temperatura media del suelo en Europa es de 10



°C, valor inferior al óptimo a la mayoría de los microorganismos. Las bacterias que degradan hidrocarburos encuentran condiciones favorables cuando el pH se encuentra entre 7 y 8, mientras que los hongos van a preferir ambientes ácidos.

#### IV.5.1.3. Procesos de biodegradación de hidrocarburos

Las referencias bibliográficas indican que los microorganismos pueden capacidad para degradar clases específicas de compuestos químicos orgánicos, siendo prácticamente todos los hidrocarburos potencialmente susceptibles de ser biodegradados. Sin embargo, no todos los hidrocarburos van a tener la misma capacidad de biodegradación ni van actuar de igual modo como sustrato (Riser\_Robers, 1996):

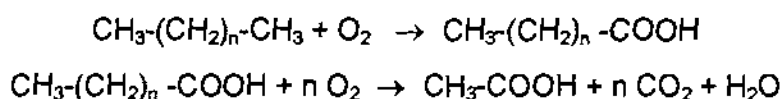
- *Compuestos alifáticos*. Son por lo general los más fácilmente biodegradables. Los compuestos saturados de cadena lineal son los más biodegradables, sin embargo, los alcanos de cadena larga son más persistentes a la degradación al igual que los alifáticos insaturados.
- *Compuestos aromáticos simples* (derivados del benceno). Son degradados mediante la apertura del anillo. La existencia de halógenos produce una disminución de la degradabilidad.
- *Compuestos policlorados* (PCB's). Se pueden degradar, aunque lentamente. Los isómeros de los PCB polisustituídos se van a degradar mucho más lentamente que los derivados halogenados, ya que las enzimas catabólicas van a abrir preferentemente los anillos con menor número de cloro.
- *Compuestos nitrogenados y sulfurados*. Su biodegradación está ligada generalmente a su utilización como nutrientes. Las cadenas ramificadas de los alquil o aril sulfonados son degradadas lentamente.
- *Fibras sintéticas*. Son las más resistentes al ataque microbiano, sin embargo se han aislado microorganismos capaces de utilizar como fuente de energía y de carbono el nylon y el poliestireno.

Por tanto, los hidrocarburos más fácilmente degradables por los microorganismos son los hidrocarburos saturados y, dentro de ellos, los de cadena lineal. Esta degradación la pueden llevar a cabo un amplio número de bacterias, entre las que destacan por géneros *Micrococcus*, *Pseudomonas*, *Mycobacterium* y *Nocardia* (Tabla IV.26).

**Tabla IV.26: Degradación de los compuestos por diferentes grupos de microorganismos (Fuente: Riser-Robers, 1996)**

Microorganism	Compound
<b>Cyanobacteria (blue-green algae)</b> <i>Microcystis aeruginosa</i>	Benzene, toluene, naphthalene, phenanthrene, pyrene
<b>Algae</b> <i>Selenastrum capricornutum</i>	Benzene, toluene, naphthalene, phenanthrene, pyrene
<b>Actinomycetes</b> <i>Nocardia</i> spp	n-Paraffins: pentane, hexane, heptane, octane, 2-methylbutane, 2-methylpentane, 3-methylheptane, 2,2,4-trimethylpentane, ethylbenzene, hexadecane, and kerosene (at 2% but not 4%) <sup>a</sup>
<b>Yeasts</b> <i>Trichosporon</i> , <i>Pichia</i> , <i>Rhodospiridium</i> , <i>Rhodotorula</i> , <i>Debaryomyces</i> , <i>Endomycopsis</i> <i>Candida parapsilosis</i> , <i>C. tropicalis</i> , <i>C. guilliermondii</i> , <i>C. lipolytica</i> , <i>C. maltosa</i> , <i>Debaryomyces hansenii</i> , <i>Trichosporon</i> sp., <i>Rhodospiridium toruloides</i>	Hexadecane and kerosene (at 2% but not 4%) <sup>b</sup> (Naphthalene, biphenyl, benzo(a)pyrene) <sup>c</sup>

El primer paso es la conversión de un CH<sub>3</sub> terminal en un grupo carboxilo, gracias al oxígeno. La acción del microorganismo sobre el segundo carbono hace que el carboxilo se desprenda en forma de CO<sub>2</sub>.



El resultado es ácido acético, dióxido de carbono y agua. El ácido acético es fácilmente degradable tanto por mecanismos bióticos como abióticos.

Los hidrocarburos no lineales son más resistentes a la degradación biológica que los lineales, aunque también se pueden degradar bajo condiciones aerobias, incluso los hidrocarburos aromáticos. En este último caso es necesario "abrir" el anillo, lo que se consigue hidroxilo dos carbonos sucesivos que, tras un nuevo aporte de oxígeno se transformará en dos carboxilos.

**Tabla IV.29: Hidrocarburos aromáticos que pueden ser oxidados por microorganismos  
(Fuente: Riser-Robers, 1996)**

<i>Monocyclic</i>	<i>Tricyclic</i>
Benzene	Phenanthrene
Toluene	Anthracene
Xylenes	
Tri- and Tetramethylbenzenes	<i>Polycyclic</i>
Alkylbenzenes (linear and branched)	Pyrene
Cycloalkylbenzenes	Benz(a)pyrene
	Benz(a)anthracene
<i>Dicyclic</i>	Dibenz(a)anthracene
Naphthalene	Benzo(a)perylene
Methylnaphthalenes (mono and di)	

También se puede degradar biológicamente los hidrocarburos aromáticos de forma anaerobia, por acción de *Pseudomonas* y *Moraxella*, en presencia de nitrato: el benceno es saturado de ciclohexano, posteriormente oxidado a cetona y, por último transformando en ácido por hidrólisis. Dado que es necesaria la presencia de nitrato, éste se puede añadir para inducir el proceso de biorremediación.

En estudios de laboratorio se ha llegado a demostrar que, incluso hidrocarburos policíclicos se pueden degradar por acción de microorganismos, como el hongo *Phanerochaete Chrysosporium* o la bacteria *Mycobacterium*, en condiciones aerobias (Fetter, 1993). Los estudios de laboratorio van encaminados a la búsqueda de cepas capaces de degradar hidrocarburos específicos, de modo que se han encontrado cepas de *Pseudomonas* y de *Mycobacterium* capaces de desarrollarse en medios cuya única fuente de carbono son hidrocarburos como los naftalenos, fenantrenos, fluorantreno, carbazol, etc.

#### IV.5.1.4. Biodegradación de otros compuestos orgánicos

Aparte de los hidrocarburos propiamente dichos, también se puede dar degradación biótica de otros compuestos orgánicos, como los *derivados halogenados de los hidrocarburos* (metanos clorados, etanos clorados, etenos clorados, propanos clorados...; metanos bromados, etenos bromados...; propanos bromoclorados; fenoles y bencenos clorados) o *acetatos halogenados*.

Las reacciones más características de degradación en las que se encuentran implicados los microorganismos son las oxidaciones y reducciones. En ambos casos es necesario un

aceptor o donante externo de electrones para la realización de la respiración celular, función que realizan los compuestos orgánicos que, de este modo son degradados.

1. Oxidaciones: son básicamente hidroxilaciones. Se sustituyen dos hidrógenos por un grupo hidroxilo procedente del agua, dando lugar a un alcohol halogenado, que se volverá a oxidar a aldehído perdiendo de este modo el anión:

2. Reducciones: se producen por hidrogenólisis. El compuesto halogenado actúa como aceptor final de electrones en la cadena respiratoria, de modo que se reduce tomando un protón y perdiendo el anión halógeno:

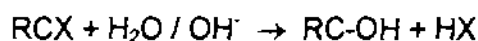


En la actualidad se están desarrollando pesticidas y herbicidas susceptibles de ser degradados biológicamente, aprovechando una gran variedad de reacciones que los microorganismos realizan para su desarrollo metabólico normal (Fetter, 1993). Las reacciones más utilizadas en la degradación de estos compuestos son la desalquilación, descarboxilación, deshalogenación, hidrólisis, hidroxilación,...

#### IV.5.2. Hidrólisis

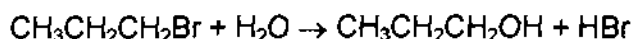
Las sustancias químicas pueden reaccionar frente a las moléculas de agua e un proceso químico conocido con el nombre de *hidrólisis*.

Las reacciones de hidrólisis se definen como la reacción que se produce con moléculas de agua o bien como un intercambio entre radicales hidroxilo ( $\text{OH}^-$ ) y un grupo aniónico "X" del compuesto químico, que tiene como consecuencia la descomposición del compuesto del modo siguiente:

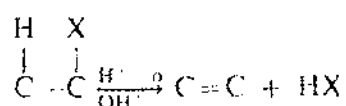


Donde, X = Cl, Br, I, etc

Es decir, por ejemplo:



Para la mayoría de los contaminantes, la hidrólisis es un proceso insignificante en comparación con otros procesos, y más concretamente con los procesos de biodegradación. Sin embargo, para los hidrocarburos de tipo orgánico clorado, que no se biodegradan fácilmente, la hidrólisis puede ser significativa. Las reacciones de hidrólisis en estos compuestos implican un intercambio del grupo hidroxilo con un "X" aniónico en un átomo de carbono. El resultado final de la degradación va a ser en forma de alcohol o un alqueno, según el siguiente proceso:



El reactivo hidroxilo se puede originar a partir de una molécula de agua u otra fuente de iones hidroxilo, y la reacción puede ser catalizada por un intercambio ácido o básico.

Así pues, la tasa de hidrólisis dependerá del pH y la temperatura del agua, así como del compuesto mismo. Una forma de representar la hidrólisis sería mediante:

$$\frac{dC}{dt} = -KC$$

Donde

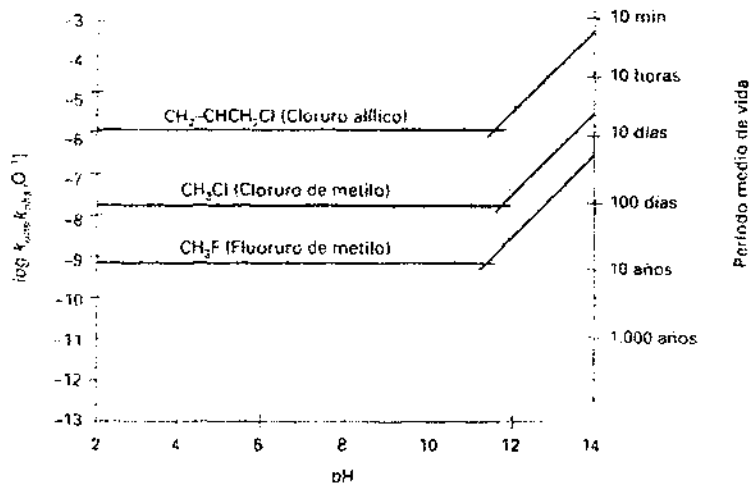
C = Concentración

T = Tiempo

K = Tasa de reacción de primer orden con una temperatura y un pH constantes.

Estos procesos de hidrólisis son considerados cinéticamente de primer orden, y son altamente dependientes de la temperatura. La hidrólisis de los compuestos orgánicos contaminantes origina subproductos de carácter más hidrofílico y por tanto más móviles que los compuestos originales.

Fig. IV.27: Hidrólisis de los compuestos alquílicos clorado (Fuente: Lagrega et al., 1996)



Sin embargo para la mayoría de los alcanos halogenados, hidrocarburos aromáticos y fenoles, la hidrólisis química en el suelo tiene poca importancia. Se han estimado tiempos de vida media de hidrólisis desde un año para cloruro de metilo, hasta 3500 años para cloroformo. Sin embargo algunos bromoalcanos tienen una vida media en el suelo de unos 20 días por hidrólisis química (Mc Bride, 1994).

**IV.5.3. Oxidación- reducción química**

Las reacciones redox pueden ocurrir con compuestos orgánicos e inorgánicos e incluyen, aunque no siempre, pérdida o ganancia de oxígeno o electrones. Los iones que tienen múltiples estados de oxidación pueden tener transportes y destinos variados en el suelo.

En el caso de sustancias orgánicas la oxidación es una reacción que supone para dichas sustancias químicas una pérdida de electrones, debido a esto la sustancia que cede el electrón es la que sufre el proceso de oxidación. En el proceso contrario, la reducción, la reacción va a consistir en una obtención de electrones (Lagrega et al., 1996).

Los compuestos inorgánicos sufren procesos de oxido-reducción por vía química mientras que los orgánicos normalmente es por vía biológica. Sin embargo, algunas reacciones redox ocurren entre compuestos orgánicos y materiales edáficos. Estas interacciones son complejas y no bien conocidas. Se han publicado fenómenos de oxidaciones de radicales

libres de orgánicos aromáticos en el suelo y superficies de la arcilla, catalizadas y metales traza adsorbidos, particularmente en suelos aireados e insaturados.

El efecto del potencial redox sobre las transformaciones de los contaminantes va a producir grandes diferencias en las condiciones de degradación de los distintos compuestos. Así mientras que los clorobenzenos, etilbenzeno y naftaleno sólo son degradables bajo condiciones aerobias, los hidrocarburos alifáticos halogenados se van a degradar bajo condiciones anaerobias. Los clorofenoles y fenoles parecen degradarse rápidamente en suelos, mientras que los PCB's se absorben muy fuertemente incrementando su persistencia en los suelos, persistencia que aumenta con el grado de cloración del PCB. Para dioxinas, tanto en estudios de laboratorio como de campo, se han establecido valores de vida media en el suelo superiores a un año (Mc Bride, 1994).

Las arcillas también pueden iniciar reacciones de reducción, sobre todo ante condiciones anaeróbicas. Por lo general, las condiciones redox son muy variables en distancias pequeñas, siendo más homogéneas en condiciones saturadas que en condiciones no saturadas.

#### IV.5.4. Volatilización

Es la conversión de constituyentes volátiles de la fase líquida a la fase vapor. En los compuestos hidrocarburos la parte más volátil va a coincidir con los hidrocarburos de cadenas de menor número de carbonos, de C<sub>1</sub> a C<sub>25</sub>, y con los aquellos compuestos con mayor presión de vapor y elevada constante de Henry (Bruya, 1995).

La volatilización puede tener lugar desde tres fuentes, desde el producto libre sobrenadante, desde la fase disuelta existente en el agua subterránea o bien desde la fase que se queda en forma de saturación residual en el suelo.

La volatilidad de un compuesto va a depender fundamentalmente de su presión de vapor y del área de contacto entre el aire y las tres fuentes.

Existe un método de cálculo, el *método de Hartley*, para estimar la tasa o flujo de volatilización de un compuesto hidrocarburado en el suelo, en función de las características químicas del compuesto, y que se define mediante la siguiente ecuación:

$$\text{Flujo masa volatilizada (J)} = \frac{\text{Conc}_{\text{fase gas}} \frac{(1-\omega)}{d}}{\frac{1}{D} + \frac{\lambda^2 \text{Conc}_{\text{fase gas}} P_m}{k R T^2}}$$

Donde:

- J = Flujo de masa volatilizada  
 Conc. Fase gas = Concentración de saturación en el aire a la temperatura del medio  
 ω = Humedad del medio  
 d = Espesor del estrato contaminado  
 D = Coeficiente de difusión en el aire  
 λ = Calor latente de vaporización  
 P<sub>m</sub> = Peso molecular  
 k = Conductividad térmica del aire (61.10<sup>-6</sup> cal/s.cm.°K)  
 R = Constante universal de gases (1,987 cal/mol.°K)  
 T = Temperatura

Este método de cálculo solamente no considera algunos parámetros fundamentales y necesarios para el diseño de un sistema de aireación en el suelo (tal y como se explica y especifica más adelante en la tabla IV.31 del Apdo. IV.6.2. Técnicas de control y/o eliminación de la contaminación "in situ"), y que por tanto da lugar confiere a este método numerosas limitaciones. Ahora bien, debido a la falta de métodos más precisos se puede utilizar como método estimativo, y siempre considerando un factor de corrección adecuado al compuesto y al emplazamiento.

La porosidad del suelo sin humedad (volumen de aire en el suelo) va a dar una indicación aproximada del grado de contacto que va a existir entre el compuesto y el aire, y por tanto del grado de volatilidad que se puede producir, siendo la superficie del suelo y la zona no saturada del mismo los medios donde mayor grado de volatilización se va a producir (Lagrega et al., 1996).

Los fluidos tipo LNAPL van a presentar un mayor el grado de volatilidad que los DNAPL, sobre todo en la zona no saturada del suelo, donde el hidrocarburo atrapado entre los granos del suelo en forma de saturación residual va a presentar una mayor superficie de contacto que en la zona capilar y zona saturada, ya que cuando los LNAPL llegan a alcanzar



el nivel freático y desarrollar sobre este producto libre en flotación, al tener una menor gravedad específica van a contar con una menor área de contacto con el aire en el suelo, y por tanto los fenómenos de volatilización serán menores.

## **VI.6. DESCRIPCIÓN Y EVALUACIÓN DE LAS TÉCNICAS DE DESCONTAMINACIÓN “IN SITU” DE UN TERRENO CONTAMINADO**

### **VI.6.1. Consideraciones previas**

Existen numerosas técnicas o tecnologías de saneamiento de contrastada eficacia, las cuales se clasifican en función del lugar donde se realicen las labores de remediación en: tipo “in situ” (dentro del emplazamiento contaminado y sin necesidad de excavación de los suelos afectados), tipo “on site” (sobre un suelo excavado y depositado junto a la zona de excavación, y tipo “off site” (el suelo se transporta a una planta de tratamiento específica).

En este trabajo de investigación se centrará exclusivamente en las técnicas de descontaminación “in situ” más relevantes y cuya eficacia haya sido probada en emplazamientos reales.

En un emplazamiento presuntamente contaminado, inicialmente hay que realizar una fase de investigación o diagnóstico de la misma, y una vez identificado el riesgo existente se ha de cortar o limitar los caminos de migración o bien eliminar la fuente que genera este riesgo, es decir, eliminar la contaminación, para hacerla inofensiva, o bien contenerla para evitar sus consecuencias.

Cualquier consideración sobre qué acción correctora o tecnología de recuperación se va a aplicar en un caso de contaminación de suelo, solamente puede plantearse después de una investigación y un estudio detallado del caso, y una evaluación del problema desde el punto de vista del riesgo asociado. Por este motivo, a la hora de considerar una técnica de descontaminación de suelos, debe fijarse el objetivo de calidad final, principal requisito para el estudio de las alternativas de saneamiento. La ausencia de una legislación en España de calidad de suelos, hasta la fecha, conlleva que cada emplazamiento deba estudiarse de forma individual.

En general la solución intentará asegurar una eficacia permanente o a largo plazo. A pesar de ello, en ciertos casos, puede ser necesario adoptar soluciones temporales o parciales para proteger la población o limitar rápidamente las consecuencias inmediatas del problema.

Cualquier proceso de actuación seguirá las siguientes fases:

1. Establecimiento de los objetivos y prioridades.
2. Estudio comparativo de las alternativas, viabilidad y aplicabilidad.
3. Pruebas previas (estudios de laboratorio, si es necesario)
4. Selección de tecnología o tren de tecnologías.
5. Estudio en laboratorio y piloto (si es el caso).
6. Estimación del coste (y del tiempo) de tratamiento.
7. Diseño en detalle del proyecto.
8. Aplicación de las acciones correctoras.
9. Control y mantenimiento.
10. Plan de vigilancia.
11. Clausura, si es apropiado.

En el proceso de selección de la tecnología o tren de tecnologías a aplicar se habrán de considerar diferentes aspectos, primeramente el medio tratar (suelos, y aguas subterráneas, y tipo de contaminación), seguido de un análisis de la aplicabilidad de la técnica, y por último los requisitos legales existentes. Los criterios de selección se encuentran identificados en la siguiente tabla:

**Tabla IV.30: Criterios de selección de la tecnología remediativa "in situ" (Fuente: elaboración propia)**

<b>I. MEDIO A TRATAR</b>		
<i>Tipo</i>	<i>Propiedades</i>	<i>Características</i>
<b>Suelo</b>	Litología	Volumen, granulometría, profundidad contaminación, etc.
	Contaminantes presentes	Movilidad, concentraciones máximas y mínimas, prop. fisicoquímicas, prop. toxicológicas, etc.
<b>Aguas subterráneas</b>	Hidrogeología	Permeabilidad, gradiente hidráulico, flujo, dirección preferentes de flujo, etc.
	Contaminantes presentes	Uso del agua, concentraciones máximas y mínimas, prop. fisicoquímicas, prop. toxicológicas, etc.
<b>II. VIABILIDAD DE LA TECNICA</b>		
Estado de desarrollo de la tecnología, necesidades de infraestructura, costes del tratamiento-efectividad, tiempo requerido, etc.		
<b>III. REQUISITOS LEGALES</b>		
Legislación y normativa vigente y análisis de riesgos.		

### IV.6.2. Técnicas de control y/o de eliminación de la contaminación in situ

Existen numerosas técnicas de descontaminación in situ de emplazamientos contaminados, entre las que destacan por su efectividad y aplicación en los últimos años, tanto en Europa como en Estados Unidos:

- Bombeo y tratamiento (Pump & Treat)
- Extracción de vapores de suelo (SVE)
- Bioventing
- Airsparging
- Biorremediación

#### IV.6.2.1. Bombeo y tratamiento

Esta técnica consiste en la captura de una pluma contaminante y su tratamiento mediante el reacondicionamiento de la capa freática por bombeo y tratamiento de la fracción bombeada, conocido como "bombear y tratar" o **Pump and Treat**, proporcionando por tanto dos resultados:

- Establece el control hidráulico mediante conos de captación.
- Extrae y descontamina el agua subterránea, con lo que es posible restaurar la calidad del acuífero.

Se utilizará siempre que se esté ante un problema de un foco de contaminación y aguas superficiales o subterráneas, normalmente se van a establecer redes de captación de lixiviados por bombeo para su control y/o tratamiento (Manual Pump & Treat, EPA, 1996).

Es una técnica cuyo éxito depende de la correcta selección de factores como son las características constructivas y de funcionamiento de uno de los elementos clave de este sistema, es decir de los equipos de bombeo y equipos de tratamiento, por lo que se deberán tener en cuenta la longitud de las perforaciones, el ranurado de los tubos, el equipo de bombeo, el material en que están contruidos los tubos (PVC, teflón, polietileno), el filtrante, el material de relleno, etc, Todos estos factores han de ser combinados correctamente en función de la naturaleza del terreno, de los contaminantes presentes y de las interacciones

químicas entre los contaminantes, el agua, el terreno y el equipamiento de los pozos de bombeo.

### Equipos de bombeo

#### 1. *Extracción total de fluidos*

Se extraen conjuntamente agua e hidrocarburo, con **bombas neumáticas** de entrada por la parte superior y/o la inferior. Su funcionamiento se basa en un aporte de aire comprimido que vacía la bomba cíclicamente, permitiendo la entrada del producto en flotación en la cámara de bombeo llenándose hasta un nivel de parada, donde se producirá el vaciado completo, sucediéndose así un ciclo completo.

Con esta extracción total de fluidos se obtienen altos rendimiento de bombeo, siempre que la bomba no quede en aire ya que reduciría su eficacia.

#### 2. *Extracción única de producto en fase libre*

El producto se recupera por separado facilitando tratamiento. Se tratará de un bombeo a bajo caudal para evitar emulsiones y no inducir a la disolución mayor del producto. Las bombas utilizadas en este tratamiento son las de tipo **skimmer**.

#### 3. *Bombeo dual agua-producto*

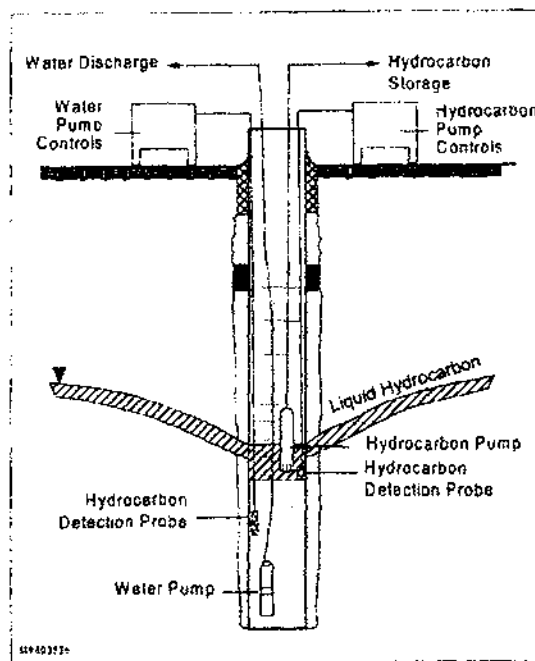
Esta técnica es interesante cuando la capa freática es superior a 5 cm y el espesor de hidrocarburos también es elevado. El funcionamiento se basa en el bombeo de agua con objeto de formar un cono de depresión que permita un importante engrosamiento de producto en el interior de la depresión, el cual se extraerá mediante una bomba especial de hidrocarburos. Este método presenta grandes rendimientos en terrenos de baja permeabilidad y/o elevada heterogeneidad.

Las bombas más utilizadas para el bombeo de hidrocarburos en este sistema son las de **doble diafragma** y las de **bladder**. Para el bombeo de agua se suelen usar bombas de tipo **doble diafragma** o **neumáticas sumergidas**.

Equipos tratamiento efluentes

El tratamiento del agua extraída mediante estos sistemas de bombeo es completamente necesario ya que se trata de un efluente formado por agua contaminada con compuestos disueltos y gases con ciertas concentraciones de hidrocarburos. Los tratamientos más comunes de aguas contaminadas son mediante **carbón activo** y mediante **aireación de agua o stripping**.

Fig. IV.28: Esquema general de un sistema de bombeo y tratamiento (Fuente: Manual Multi-Phase Extration, 1999)



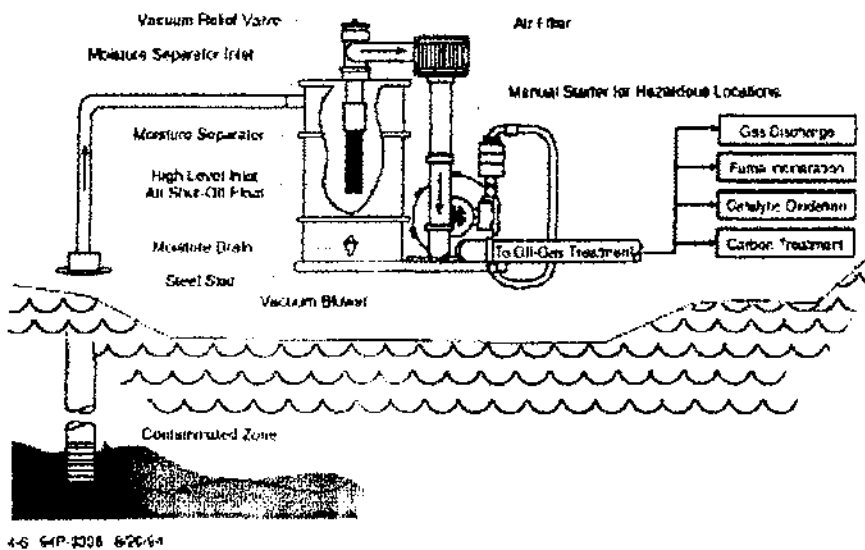
**IV.6.2.2. Extracción de vapores del suelo**

La técnica de ventilación de suelos se denomina también **Extracción por Vacío** o Soil Vacuum Extration (SVE), y se emplea en la eliminación de **Compuestos Orgánicos Volátiles (COV's)** que se encuentran *retenidos* en los espacios intergranulares de la zona no saturada del suelo. Para ello se hace pasar una corriente de aire a través del suelo, produciéndose la transferencia de los contaminantes desde la matriz del suelo, en fase vapor, a la corriente de aire. Esto provoca que se rompa el equilibrio líquido-vapor y se favorezca la vaporización de la fase líquida presente en el mismo (Lagrega et al., 1996).

La corriente de aire se genera mediante la depresión creada por una bomba de vacío o bien mediante un soplante de aire conectada a los pozos de extracción o inyección de aire los cuales están dotados de tubos filtrantes. Los pozos de extracción pueden ser verticales o bien horizontales. Entre los distintos tipos de bombas de vacío se encuentran las unidades centrífugas, las centrífugas multietapa, las de desplazamiento rotatorio y las de anillo líquido (Manual SVE, 1995).

Como consecuencia de la acción de vacío sobre el suelo se va a producir una elevación del nivel freático en las inmediaciones del pozo de extracción, reduciendo la zona expuesta a la ventilación ya que la zona no saturada del suelo se verá disminuida.

Fig. IV. 29: Esquema de un tratamiento de Extracción de Vapores del suelo (Fuente, Federal Remediation Technologies Roundtable, 2001)



Infraestructuras

Un sistema de extracción de vapores general consta de **pozos de extracción** de aire diseñados con una profundidad y filtros ranurados en función del punto donde se encuentra la contaminación (zona no saturada) y donde es ejercido el vacío mediante **depresores** de aire. La mezcla de vapores arrastrados del suelo se extrae de los pozos y se conduce mediante una red de tubos dotados de **medidores de presión y de flujo**, y de válvulas de control hasta el **separador de gotas** donde se separa la corriente gaseosa de las partículas y del agua líquida, arrastrada o condensada del vapor antes de ser introducido el aire en los

**filtros de carbón activo** para su depuración antes de su vertido a la atmósfera (FRTR, 2001).

El radio de influencia de los pozos de extracción es limitado, desplazándose el vapor hacia el pozo por la influencia de la depresión y siempre en función del tipo de contaminante, de la porosidad del suelo, de la humedad, de la permeabilidad y de la granulometría (EPA, 1996). La aplicación de la presión de extracción se debe detener periódicamente para restablecer el equilibrio en la difusión de los contaminantes y la humedad del suelo, optimizando así el sistema de recuperación (ITGE, 1995). Debido al incremento del movimiento del aire en el suelo en algunos casos se puede producir paralelamente la generación de procesos de biodegradación de los contaminantes en el suelo por los microorganismos presentes en el mismo.

#### Consideraciones de diseño a tener en cuenta

- No apto para metales, aceites pesados, PCB o dioxinas
- Radio de influencia y espaciado entre pozos correcto
- Velocidad de flujo de aire inducido en el suelo a recuperar adecuada
- Presión subsuperficial
- Gradientes de presión generados
- Identificación y concentración de los Compuestos Orgánicos en el suelo
- Concentración de los Compuestos Orgánicos en el aire extraído
- Temperatura del aire extraído
- Humedad del aire extraído
- Potencia empleada
- Tamaño y tipo de la bomba de vacío (depresor)

#### Factores que determinan la eficacia de la técnica:

- Apto para gasolinas, BTEX, queroseno, TCE, etc
- Compuestos de bajo peso molecular y elevada volatilidad
- Compuestos de baja densidad y viscosidad
- Alta porosidad eficaz del suelo o permeabilidad al aire suficiente
- Altos valores de la constante de Henry de los compuestos (superior a 0,01)
- Altas presiones de vapor de los compuestos (> 0.5 mm de Hg)



- Suelos con permeabilidad media y alta.
- Homogeneidad del suelo.
- Bajos contenidos en arcillas
- Altos contenidos en materia orgánica
- Nivel freático no demasiado cerca de la superficie
- Superficie lo más impermeable posible (natural o artificialmente)
- Bajos contenidos en humedad (inferior al 50 %)

#### IV.6.2.3. Bioventing

El sistema por Bioventing también se le denomina **volatilización in situ** o **bioaeración**. Este proceso consiste en la ventilación del suelo mediante la inyección de oxígeno (aire) a presión en la zona no saturada del suelo a través de pozos de inyección situados en el suelo.

Los procesos de volatilización que se van a producir en los Compuestos Orgánicos Volátiles presentes en el suelo son los mismos que los que acontecen en la técnica de extracción por vapores o SVE. Debido a la inyección de aire a presión se va a estimular la volatilización de los compuestos y a producir una migración de la fase volátil de los contaminantes los cuales pueden ser recogidos acoplando un sistema combinado de extracción de dichos vapores (Manual Bioventing, EPA 1995).

Debido al incremento de la oxigenación del suelo se van a fomentar los procesos de biodegradación de los hidrocarburos por los microorganismos presentes en el suelo. Por este motivo, además de la volatilización de los compuestos, la eficacia de este sistema va a estar ligada también con los procesos de biodegradación de los hidrocarburos y por aquellos fenómenos inhibidores de estos procesos.

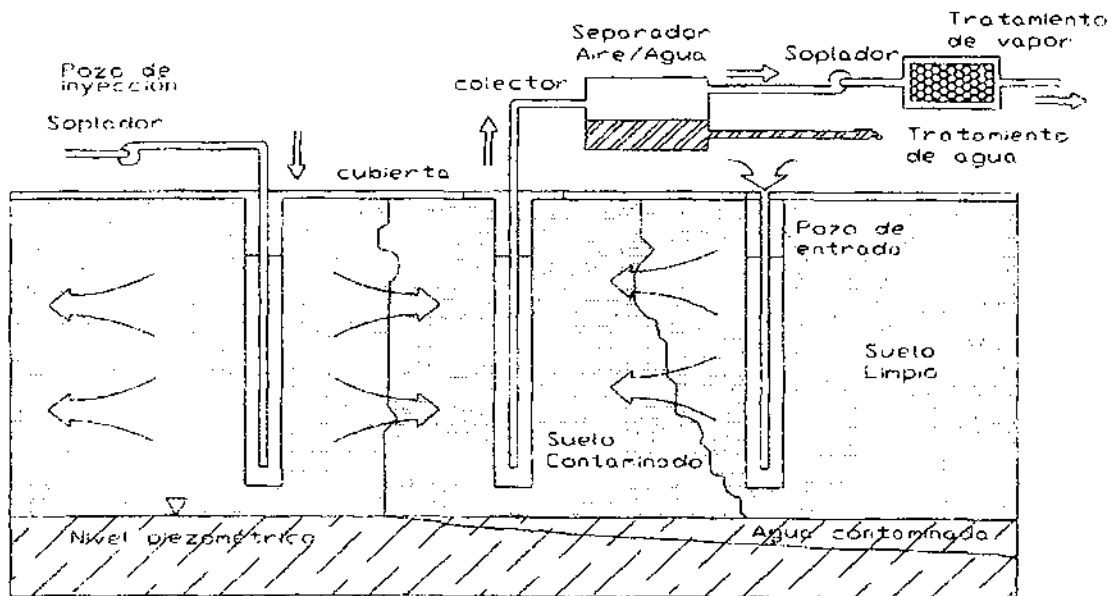
La oxigenación del suelo se puede realizar no sólo mediante la inyección de aire, sino que se puede ayudar con un aporte adicional de oxígeno mediante la inyección de agua aireada o bien mediante agua oxigenada (peróxido de hidrógeno) (EPA, 1996).

#### Infraestructura

El aire que es inyectada en el suelo va a ser impulsada mediante una **soplante** en los **pozos de inyección de aire**, los cuales estarán convenientemente ranurados. Estos pozos

al igual que en los sistemas de extracción de vapores pueden estar dispuestos de forma vertical u horizontal.

Fig. IV.30: Esquema de un sistema de Bioventing en el suelo (Fuente: ITGE, 1995)



Como consecuencia de la introducción de aire a presión por los pozos de inyección se va a producir una presión positiva sobre el nivel freático y por tanto un descenso del mismo, de manera que la zona capilar, que corresponde generalmente al punto donde la concentración del contaminante es mayor, se verá expuesta a los procesos de ventilación y por tanto se favorecerán los procesos de biotratamiento.

Los hidrocarburos hacia los cuales está indicada la técnica del Bioventing, así como las consideraciones de diseño y los factores que van a limitar la eficacia del sistema son análogos a los expuestos para los sistemas de Extracción de Vapores del Suelo. Sin embargo se puede puntualizar en algunos puntos, los cuales están directamente relacionados con los procesos de biodegradación de los contaminantes atmosféricos (FRTR, 2001).

#### Consideraciones de diseño a tener en cuenta

- No apto para metales, aceites pesados, PCB o dioxinas
- Radio de influencia y espaciado entre pozos correcto
- Velocidad de flujo de aire inducido en el suelo a recuperar adecuada

- Identificación y concentración de los Compuestos Orgánicos en el suelo
- Potencia empleada
- Potencia y tipo de la bomba de inyección (soplante)

Factores que determinan la eficacia de la técnica:

- Apto para gasolinas, BTEX, queroseno, TCE, etc
- Compuestos de bajo peso molecular y elevada volatilidad
- Compuestos de baja densidad y viscosidad
- Alta porosidad aire del suelo o permeabilidad al aire suficiente
- Aportes de oxígeno suficientes
- Condiciones de pH entre 6 y 8 para que existan condiciones aerobias
- Humedad mínima entre el 2-3% y máxima entre el 18-20%
- Temperatura entre 0 y 40° C
- Nutrientes del suelo, relación N/P de 10:1
- Suelo con una suficiente permeabilidad al aire.

Un factor limitante y necesario a la hora de diseñar un sistema de inyección de aire es la existencia de viviendas cerca debido a la posible acumulación de gases volátiles y explosivos en sótanos.

En general, para diseñar y poner en marcha los sistemas de aireación o ventilación del suelo, ya sea por extracción o por inyección de aire, se ha de tener en cuenta los siguientes parámetros y características:

**Tabla IV.31: Propiedades que influyen en los sistemas de aireación del suelo (Fuente: Lagrega et al, 1996)**

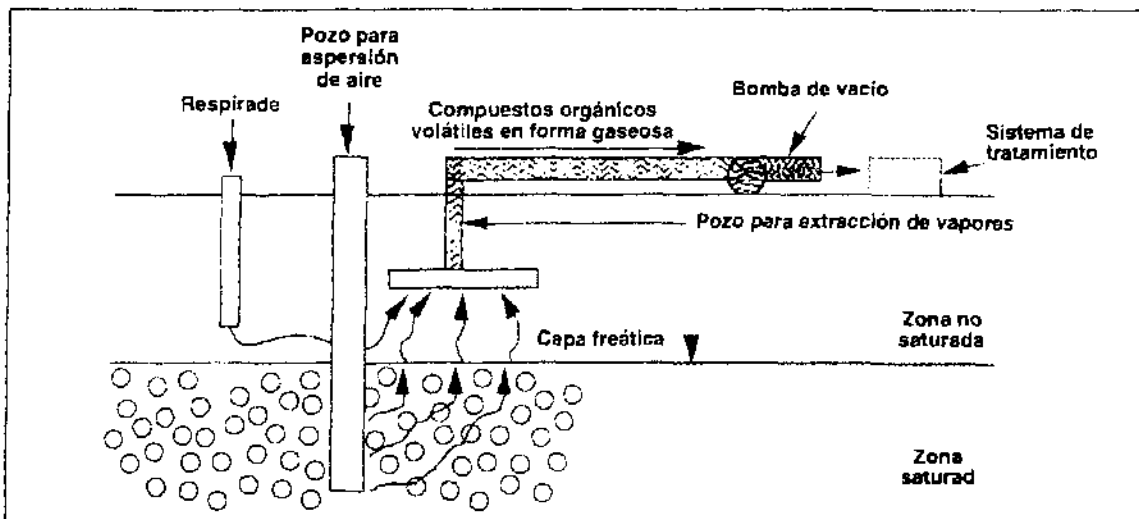
Propiedades del suelo	Propiedades de los contaminantes	Propiedades medioambientales
Permeabilidad	Constante de Henry	Temperatura
Porosidad	Solubilidad	Humedad
Distribución y tamaño del grano	Coefficiente Absorción	Velocidad migración
Humedad	Concentración de COV's	Tipo y uso terreno
pH	Polaridad	Tipo y uso vegetación
Materia orgánica	Presión de Vapor	Riesgos a la salud
Contenido en arcillas	Coefficiente difusión	

#### IV.6.2.4. Air Sparging

El **Air Sparging** es una modificación de la ventilación del suelo. Se van a diferenciar en la zona de actuación, ya que en el air sparging el aire que es inyectado en el suelo se va a realizar por debajo del nivel freático del suelo, es decir en la zona saturada del mismo.

El sistema va a consistir en la creación de un "burbujeo" de aire en la zona saturada, de modo que las burbujas van a arrastrar los contaminantes hasta la zona no saturada para poder tratarlos posteriormente mediante técnicas de extracción de vapores (SVE). Parte del oxígeno inyectado va a disolverse en agua (oxígeno disuelto) lo que va a fomentar los procesos de biodegradación de los hidrocarburos en el acuífero (Manual Air Sparging, 1997)

Fig. IV.31: Esquema de un sistema de Air Sparging (Fuente: EPA, 1996)



#### Infraestructuras

El sistema de Air Sparging consiste en cuatro elementos básicos, formados por un sistema de inyección, con **pozos de inyección**, un **compresor de aire**, un **sistema de control** para emisiones exteriores, y un sistema de **pozos de extracción**.

El sistema de inyección consta de un conducto a través del cual pasa el aire desde la superficie al interior del acuífero mediante los *pozos de sparging*. Los pozos tendrán los filtros ranurados situados por debajo del nivel freático y deberá estar convenientemente sellado con bentonita por encima de este. La inyección del aire se va a llevar a cabo mediante un compresor, considerando la presión de aire en función de las características de

la matriz del acuífero y la profundidad de los puntos en los que se quiere situar el sparging. Los vapores que se generan como consecuencia del burbujeo van migrar hacia la zona no saturada del suelo y deben ser recogidos por un sistema de Extracción de Vapores, la dirección que siguen los vapores generados no tiene por que ser definida y no tiene por que coincidir con la dirección de gradiente hidráulico. Es necesario considerar esta cuestión a la hora de replantear los pozos de Extracción atmósfera (Frtr, 2001).

### Consideraciones de diseño

Para que el Air Sparging sea efectivo, el suelo en la zona saturada debe ser lo suficientemente permeable para que el inyectar aire pueda escapar la fase volátil de los Compuestos Orgánicos hacia la zona no saturada del suelo (Wilson, 1995). Por este motivo, este sistema dará mejores resultados en suelos con granulometrías gruesas y de permeabilidad media alta como son arenas o gravas. En general se van a cumplir los mismos requisitos que en los sistemas de bioventing.

Hay que tener en cuenta que los COV's repartidos en la fase gaseosa son mucho más móviles que los que se encuentran en la fase acuosa, y que el equilibrio existente está regido por la Ley de Henry, la turbulencia, la difusión y la dispersión, factores que serán modificados mediante la inyección de aire en el pozo de sparging. Esta técnica de Air Sparging se encuentra enfocada a hacia Compuestos Orgánicos Volátiles de baja solubilidad, y generalmente se utiliza esta técnica en combinación de otras como es el bombeo y tratamiento y la Extracción de Vapores.

El tratamiento mediante Air Sparging potencia varios efectos beneficiosos como son (Wilson, 1995):

- Aumenta la volatilización y el movimiento de los NAPL y los COV's absorbidos en el acuífero
- Incrementa la disolución de dichos compuestos es el agua
- Fomenta los procesos de biodegradación sobre los compuestos disueltos en el agua debido al incrementos del oxígeno disuelto en el mismo.

**Factores que determinan la eficacia de la técnica:**

Los factores limitantes de un tratamiento por Air Sparging se deben principalmente a limitaciones físicas y/o operativas del sistema (Wilson, 1995):

- **Permeabilidad del suelo.** La permeabilidad de la matriz del acuífero debe ser suficiente como para que permita el paso y el movimiento del aire. Dicho movimiento se va a producir tanto en la horizontal como en la vertical, por lo que la permeabilidad horizontal y vertical van a ser parámetros fundamentales. En general las rocas competentes, los suelos con altos contenidos en arcillas y con conductividad hidráulica menores a  $10^{-5}$  cm /s no son adecuados para este tipo de sistemas. Los cambios en la permeabilidad al aire van a afectar directamente en la distribución de los canales de paso al aire en el suelo, de forma que una alta permeabilidad al aire va a mejorar el paso del aire.
- **Heterogeneidad del suelo.** Por lo general una alta heterogeneidad de la distribución de los granos del suelo va a producir una mejora en los resultados del sistema.
- **Espesor del acuífero.** Cuanto mayor es la profundidad del acuífero menor es el espesor de suelo contaminado que queda expuesto a los efectos del burbujeo y oxigenación.
- **Presión del aire.** Si se incrementa la presión de aire se va a incrementar también el radio de influencia que queda expuesto al sistema.
- **Flujo del aire que atraviesa el acuífero.** El flujo de aire está relacionado directamente con la presión de aire y el volumen de aire afectado. Una bajo flujo de aire va a producir una buena oxigenación del agua, sin embargo los procesos de volatilización se van a producir cuando la tasa de aire que atraviesa el acuífero es alta. Otro de los efectos de la inyección del aire va a ser la modificación del Nivel Freático en el tiempo, llegando incluso a producirse un colapso del mismo.
- **Profundidad de los pozos.** La profundidad y el diseño de los pozos va a ser clave en la optimización del sistema, ya que deben los filtros de los pozos deben estar situados correctamente en la zona de suelo contaminada.

#### IV.6.2.5. Biorremediación

Las medidas biocorrectivas o los sistemas de **biorrecuperación in situ** consisten en el uso de microorganismos naturales (levaduras, hongos o bacterias) para descomponer o degradar sustancias peligrosas en sustancias menos tóxicas o que no sea tóxicas. Los microorganismos comen y digieren sustancias orgánicas, de las cuales obtienen nutrientes y energía. Los microorganismos van a descomponer los contaminantes orgánicos en productos inocuos, principalmente en dióxido de carbono y agua, una vez degradados los contaminantes, la población de los microorganismos se reduce porque se ha agotado se fuente de nutrientes.

Para que los microorganismos desempeñen su tarea correctiva deben estar activos y deben tener en su entorno las condiciones óptimas para que se produzca su crecimiento y desarrollo y puedan "desintoxicar" la mayor cantidad posible de contaminantes. Las medidas biocorrectivas van a depender de varios factores entre los que destacan el tipo de microorganismos existentes en el medio, las condiciones geológicas e hidrogeológicas del suelo, y las características físico-químicas tanto de las sustancias químicas contaminantes como las del suelo (Daniel, 1993).

Entre los géneros de microorganismos utilizados para degradar compuestos orgánicos se mencionan:

- bacterias aerobias: Pseudomonas, bacillus...
- bacterias anaerobias: methanospirillum, methanosarcina...
- bacterias sulfato –reductoras: desulfovibrio, desulfobacterium...

Un proyecto de descontaminación mediante técnicas biológicas puede durar desde meses hasta cerca de cuatro años, factor importante a considerar, por lo que generalmente se aplican estos sistemas en conjunto con otros para reducir los tiempos de remediación.

#### Técnicas de tratamiento

Las técnicas de biorrecuperación pueden ser aplicadas de varias formas:

- Técnicas "in situ". Sin necesidad de excavación: **Inyección de aire, inyección de peróxido de hidrógeno, atenuación natural, etc.**
- Técnicas "on site". Sobre un suelo excavado y depositado junto a la zona de excavación: **Biopilas, compostaje, land-farming.**
- Técnicas "off site". Después de transportar el suelo excavado a una unidad central de tratamiento: **Biopilas, compostaje**

Esta exposición se va a centrar en las técnicas "in situ" principalmente. Las *medidas biocorrectivas in situ* pueden aplicarse en condiciones aerobias y anaerobias. En general las medidas biocorrectivas in situ en condiciones aerobias son las más aplicadas y consisten en suministrar oxígeno y nutrientes a los microorganismos de autóctonos del suelo. Las técnicas aerobias in situ pueden variar en cuanto al método de la suministración de oxígeno, y se definen como (EPA, 1996):

- **Bioaeración:** las medidas biocorrectivas in situ para el suelo (también denominado bioventing) introducen aire atmosférico en el suelo, en la zona no saturada del mismo, mediante pozos de inyección en la zona contaminada del suelo. Por estos pozos se puede introducir además de oxígeno nutrientes como nitrógeno y fósforo, para acelerar los procesos de crecimiento de los microorganismos. La cantidad, ubicación y profundidad de los pozos de inyección van a depender de factores geológicos y consideraciones técnicas.

Las medidas biocorrectivas in situ para el agua subterránea consisten en un pozo de extracción para sacar el agua subterránea del suelo, un sistema de tratamiento del agua e superficie, en el cual se le pueden agregar nutrientes y una fuente de oxígeno al agua subterránea contaminada, y pozos de inyección para reintroducir el agua subterránea "acondicionada" en el subsuelo, donde los microorganismos degradan los contaminantes.

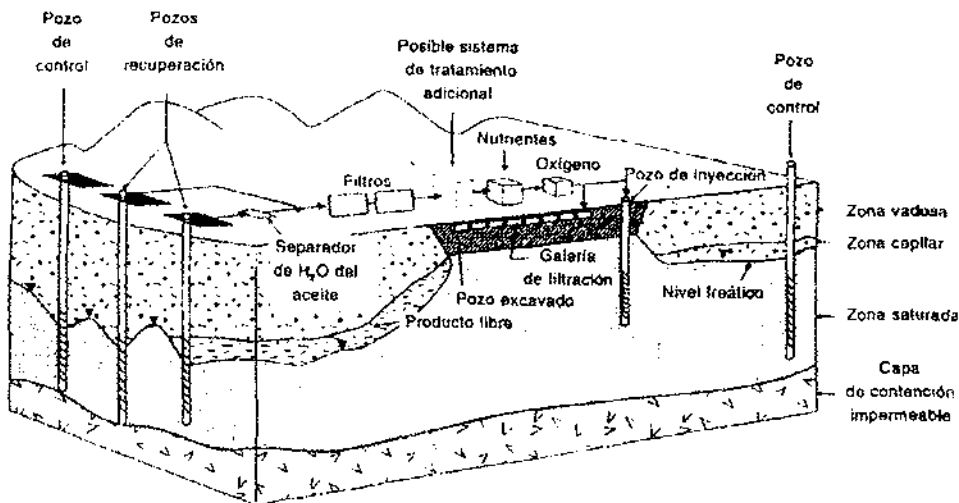
Una de las limitaciones de esta técnica es que las diferencias en la disposición y la densidad de las capas del suelo podría llevar al agua subterránea acondicionada reinyectada a seguir cierto trayectos preferidos, sin llegar nunca a algunos lugares contaminados.



Otro método que se usa con frecuencia es el tratamiento del agua in situ mediante la inyección de aire en la zona saturada del suelo, sistema que es conocido como *air sparging*.

- **Inyección de peróxido de hidrógeno:** con esta técnica se suministra oxígeno para estimular la actividad de los microorganismos naturales haciendo circular peróxido de hidrógeno a unas determinadas concentraciones por el suelo contaminado para acelerar la eliminación biológica de los contaminantes orgánicos ( $\text{H}_2\text{O}_2 \rightarrow \text{O}_2 + \text{H}_2\text{O}$ ); la reacción tiene como catalizador el  $\text{Fe}^{3+}$ . Para la introducción del peróxido den el suelo en profundidad generalmente se usa un sistema de tubería o de aspersores, o bien, si la profundidad del suelo contaminado es elevada, pozos de inyección.
- **Tratamiento con peróxido de magnesio (ORC):** esta técnica suministra oxígeno al medio a través de la reacción del peróxido de magnesio con el agua, que precipita en forma de hidróxido de magnesio con desprendimiento de oxígeno ( $2\text{MgO}_2 + 2\text{H}_2\text{O} \rightarrow 2\text{Mg}(\text{OH})_2 + \text{O}_2$ ). Estos aportes de oxígeno en concentraciones moderadas van a fomentar la biodegradación de los hidrocarburos. El tratamiento se realiza mediante una barrera de pozos donde se introduce el peróxido, en donde en contacto con el agua subterránea se produce la reacción.

Fig. IV.32: Diagrama de un diseño idealizado de biorrecuperación in situ (Fuente: Levin et al., 1997)



- **Atenuación natural:** Los procesos de atenuación natural incluyen una variedad de procesos que, bajo unas condiciones favorables, actúan sin intervención humana para

reducir la masa, toxicidad, movilidad, volumen o la concentración de los contaminantes en el suelo y en las aguas subterráneas. Entre estos procesos se incluyen la biodegradación, dispersión, dilución, sorción, volatilización, estabilización química o biológica, transformación o destrucción de los contaminantes. (EPA, 1999).

El proceso de aislamiento y adaptación de microorganismos a la degradación de sustancias tóxicas, empieza generalmente con la selección de sitios contaminados que son su hábitat natural. Una vez se toman las muestras del sitio contaminado (en tierra, agua..) se procede a su aislamiento e identificación y posteriormente se evalúan las capacidades de cada cepa identificada, creciéndola en presencia del compuesto de interés como *única fuente* de carbono, en concentraciones cada vez mayores, hasta identificar el límite de inhibición de crecimiento. A estos procedimientos, incluida la ingeniería genética, se les llama **bioestimulación**.

No es una práctica común utilizar microorganismos modificados genéticamente para la biodegradación ya que la liberación de estos microorganismos está controlada (IICA, 1990). Hay un gran número de compañías que lanzan al mercado productos desarrollados mediante biotecnología. Un número importante de proteínas, enzimas, carbohidratos, metabolitos secundarios y polímeros producidos por fermentación son ofertados con aplicaciones en la salud, alimentación, química, agroindustria y ambiental.

Generalmente no se hacen modificaciones genéticas en las cepas, ya que eso constituiría un problema para su liberación. Las modificaciones van más bien enfocadas a realizar estudios de tolerancia a los tóxicos y para ayudar a establecerlos mecanismos de degradación.

La degradación bajo condiciones naturales del suelo difiere mucho de la que tiene lugar en condiciones optimizadas en el laboratorio. La degradabilidad a escala de laboratorio no implica degradabilidad en condiciones naturales del suelo.

Nunca va a ser posible pronosticar la eficacia de eliminación microbiana en un ambiente natural por que existen demasiados factores ambientales que influyen sobre la degradabilidad de una sustancia.

### Degradabilidad de diversas sustancias por microorganismos

Un factor fundamental a tener en cuenta la degradabilidad de los compuestos contaminantes existentes en el emplazamiento a descontaminar. Los contaminantes más persistentes en un suelo, aparte de los metales pesados, son los bifenilos policlorados, los hidrocarburos aromáticos policíclicos y los pesticidas organoclorados (LAGA, 1989).

Entre los compuestos fáciles de degradar destacan:

- Hidrocarburos aromáticos: benceno, tolueno, fenol, cresol, xileno, naftaleno,
- Hidrocarburos alicíclicos
- Alcanos
- Hidrocarburos poliaromáticos
- Compuestos inorgánicos: cianuros, tiocianatos, azufre, sulfuros, tiosulfatos
- Hidrocarburos clorados: clorobenzoatos, clorofenoles, clorofenoacetato, monoclorotolueno

Los compuestos difíciles de degradar:

- Otros hidrocarburos aromáticos clorados
- Nitrofenoles
- Bifenilos policlorados (PCB's)

#### **IV.6.2.6. Alto vacío**

El sistema de **alto vacío** tiene como función producir una presión negativa o de vacío, que será transmitida a los pozos de extracción, lo cual permite la aspiración del hidrocarburo presente en el subsuelo en fase gaseosa y fase líquida, formada por el producto libre y el agua con producto disuelto. Las fases líquida y gaseosa aspiradas por este equipo se recogen en un depósito donde se separan la una de la otra por decantación.

### Infraestructuras

La planta de alto vacío está formada por una **bomba de vacío**, un **depósito de decantación** y una **bomba de trasiego**. La bomba de vacío va a actuar mediante un

sistema de paletas rotativas, con una potencia aproximada de 18 KW que va a generar una succión de  $-1$  Bar. El volumen de líquido acumulado se transfiere periódicamente a un separador de hidrocarburos mediante la bomba de trasiego. Los gases recogidos se pueden recoger y tratar en una unidad de **oxidación catalítica**, para ser tratados y emitidos después a la atmósfera o bien en mediante **filtros de carbón activo**.

Para que se produzca correctamente el vacío en los pozos estos deben estar sellados por una tapa estanca, a través de la cual se hace pasar una tubería de PVC, denominada "*Slurper*", la cual a través de un sistema de mangueras va a conducir los fluidos extraídos a un colector común, el cual se comunica con la planta de vacío. Es muy recomendable instalar para cada pozo una llave que permita regular el caudal aspirado y la presión de funcionamiento en cada punto concreto.

Para lograr una mayor eficacia en la extracción del producto flotante el "*slurper*" se va a introducir a lo largo del pozo y se coloca su boca en las inmediaciones del nivel freático, de forma que la aspiración se produzca directamente sobre la película de producto.

La boca del "*slurper*" puede también situarse ligeramente *por encima* del nivel freático o bien introducirse en él unos centímetros, en función de factores como la profundidad, las características propias del suelo, el volumen de líquido que se desea aspirar o la relación agua-producto que se desee extraer.

#### Consideraciones de diseño a tener en cuenta

- No apto para metales, aceites pesados, PCB o dioxinas
- Radio de influencia y espaciado entre pozos correcto
- Presión subsuperficial
- Gradientes de presión generados
- Identificación y concentración de los Compuestos Orgánicos en el suelo
- Concentración de los Compuestos Orgánicos en el aire extraído
- Potencia empleada
- Potencia y tipo de la bomba de vacío

#### Factores que determinan la eficacia de la técnica:

- Apto para gasolinas, BTEX, queroseno, TCE, etc
- Compuestos de bajo peso molecular y elevada volatilidad
- Compuestos de baja densidad y viscosidad
- Media-alta porosidad al aire del suelo o permeabilidad al aire suficiente
- Suelos con permeabilidad media y alta.
- Homogeneidad del suelo.
- Moderados contenidos en arcillas
- Superficie lo más impermeable posible (natural o artificialmente)

#### **IV.6.2.7. Lavado de suelos**

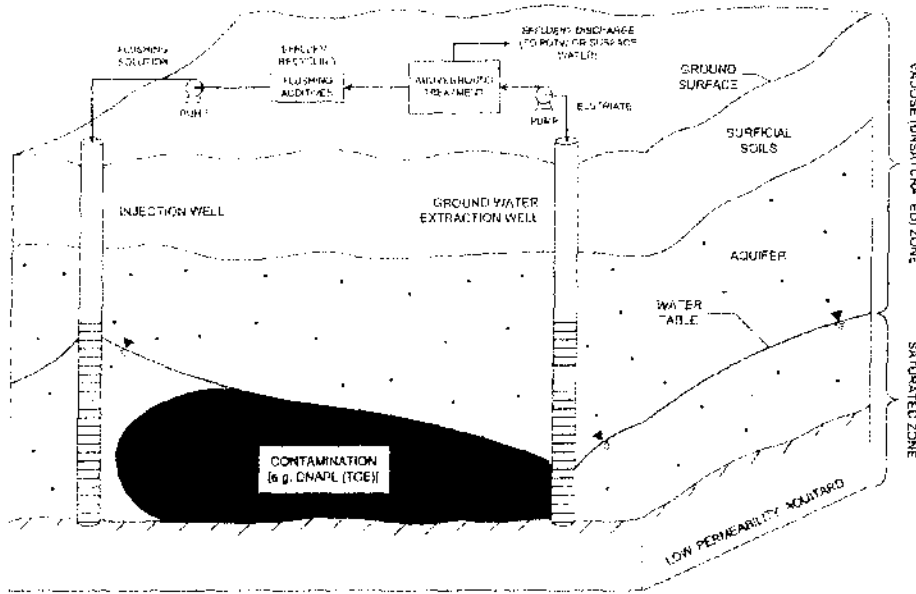
El **lavado del suelo** o **soil flushing** es una técnica que consiste en el uso de líquidos (generalmente agua, combinada a veces con aditivos químicos) y un procedimiento mecánico para depurar el suelo.

Es una técnica de tratamiento que consiste en inundar el suelo contaminado con una solución que lleva los contaminantes hasta un lugar donde pueden extraerse. El tipo de solución que se necesita para el tratamiento depende de los contaminantes que se hallen en el suelo. Como solución de enjuague se utiliza agua solamente, o bien agua con aditivos, ya sean ácidos de pH bajo, bases de pH alto o agentes tensoactivos como detergentes (GWRTAC,1996).

El agua se usa para disolver los contaminantes. En el caso de los metales pesados, las soluciones más eficaces son las de carácter ácido, formadas por una mezcla de agua y ácido nítrico o ácido clorhídrico.

La técnica consiste en inyectar la solución de lavado en el suelo a través de *pozos de inyección*, instalados al efecto, y mediante bombeo en los *pozos de extracción*, arrastrar los contaminantes hacia los pozos de extracción. En los pozos de extracción se recoge la solución del enjuague mezclada con los contaminantes. Este efluente extraído pasa a un *sistema de tratamiento* de aguas residuales para retirar los contaminantes. Los contaminantes son separados del agua para ser gestionados y esta puede reciclarse, ser limpiada o dejarla en la solución enjuague.

Fig. IV.33: Sistema de lavado de suelo (Fuente: GWRTAC, 1996)



### Consideraciones de diseño

El lavado del suelo se usa para tratar una amplia gama de contaminantes, como metales, gasolina, fuel-oil y plaguicidas.

Los factores que pueden limitar la aplicabilidad y efectividad de este tratamiento son los siguientes:

- La eficacia es menor en suelos con altos contenidos en arcillas o limos.
- Una de baja permeabilidad y la existencia de heterogeneidades en el terreno dificultan el tratamiento.
- Es necesario un conocimiento exhaustivo del flujo subterráneo y de la disposición de las capas subterráneas para prever el trayecto que seguirán la solución de enjuague y los contaminantes.
- La eficacia disminuye con la existencia de aceites y grasas en el medio.
- Los procesos de tratamiento para la separación de los contaminantes de la solución del enjuague pueden incrementar el coste.

Con el lavado del suelo se obtiene un resultado óptimo cuando el suelo no contiene mucho limo o arcilla. En algunos casos, lo mejor es combinar el lavado del suelo con otras técnicas de tratamiento, en vez de usarlo por sí solo.

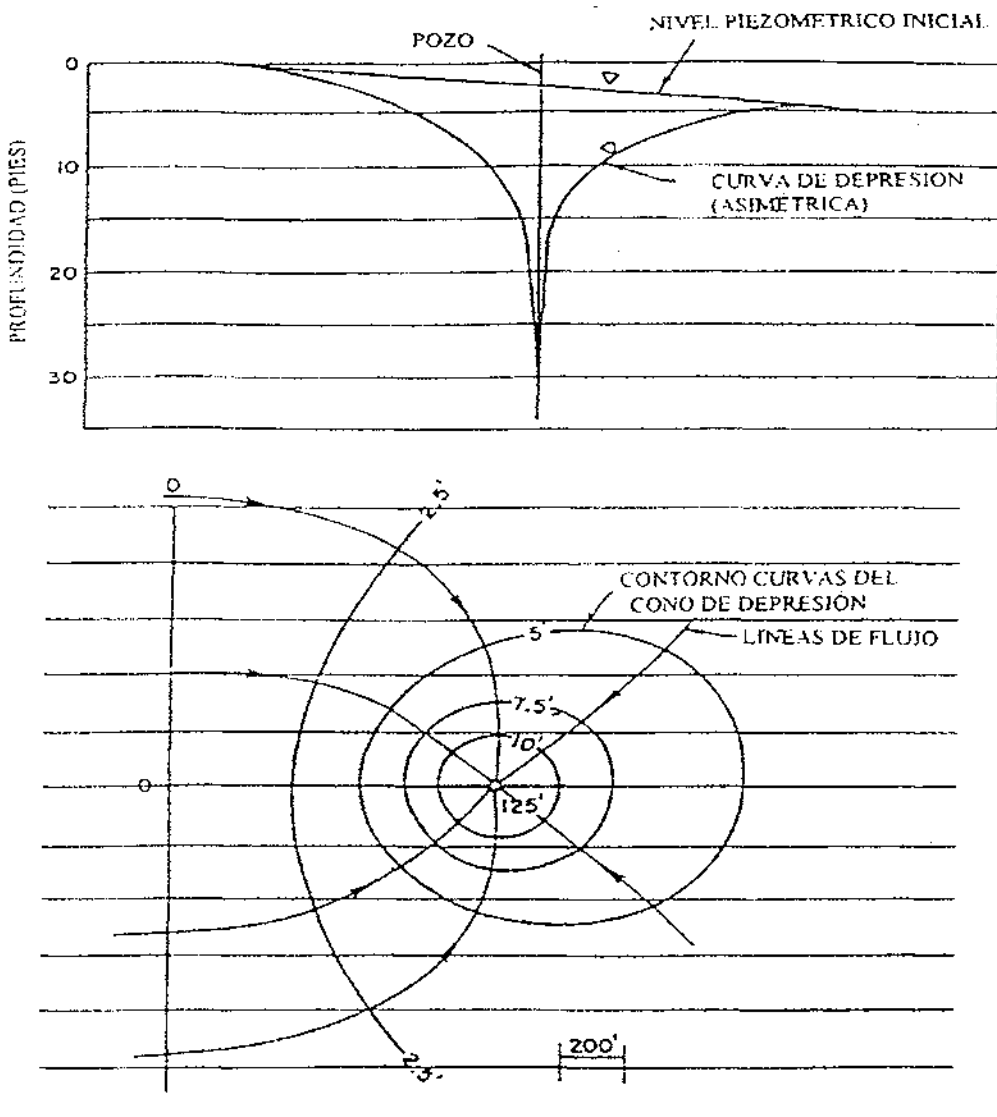
**IV.6.3. Procesos físico-químicos de control en la eliminación de la contaminación**

**IV.6.3.1. Bombeo y tratamiento**

La eficacia del bombeo depende del emplazamiento de los pozos, profundidad y caudal respecto del acuífero. Por tanto el cálculo es vital para asegurar menores costos y mayor eficacia. La falta de homogeneidad, tanto en la estructura del subsuelo como en el tipo de contaminantes, así como en la variedad de técnicas a aplicar, hacen que en la gran mayoría de los casos, las soluciones adoptadas en cuanto al tipo de pozos sean combinadas.

Un pozo situado en un acuífero estático altera los niveles piezométricos formando un cono de depresión y modificando las curvas de presión hidrostática en el acuífero alrededor del punto de bombeo.

**Fig. IV.34: Esquema de un sistema de bombeo (Fuente: ITGE, 1991)**



El bombeo de un caudal,  $Q_1$ , crea un estado de cuasi-equilibrio, que provoca un descenso del nivel del acuífero; éste tiende a ser restablecido rápidamente, debiendo llegar el momento en el cual se cumpla que el caudal bombeado sea igual al caudal transferido a través del acuífero, procediendo éste último de lo que se puede considerar como la capacidad de almacenamiento del acuífero ( $S$ ,  $S_y$ ). Esta situación de cuasi-equilibrio se mantiene indefinidamente hasta que se consigue equilibrar el balance anterior, es decir, hasta que la recarga sea igual a la descarga, en cuyo instante la reducción de la capacidad de almacenamiento cesa.

Cuando el pozo se sitúa en un acuífero con flujo (capa freática inclinada), provoca también una modificación de las curvas piezométricas, que se alargan en la dirección del flujo. Dado que las presiones son aditivas, el nuevo cono de depresión se calcula sumando las presiones atribuidas al pozo de bombeo en flujo estático y las que crea el acuífero en movimiento.

La depresión, y por tanto la distancia efectiva de bombeo, depende de la capacidad de almacenamiento del terreno ( $s$ ) y de la transmisividad ( $T$ ). En terrenos impermeables (con baja  $T$ ) y de gran capacidad de almacenamiento (alta  $S$ ) implicarán mayores radios efectivos de bombeo. A partir de los datos de transmisividad y almacenamiento que se obtienen del estudio hidrogeológico (ensayos de bombeo) se puede calcular el radio efectivo de cada pozo de bombeo, y por tanto, el número de pozos necesario para un adecuado tratamiento del terreno.

#### IV.6.3.1.1. Bombeo de aguas subterráneas contaminadas

Si la capa freática o línea piezométrica en un acuífero, fuera perfectamente plana, el cono de influencia de un pozo será exactamente igual a la zona de captura de los contaminantes del agua subterránea. Sin embargo, debido al inevitable gradiente natural que normalmente se produce en los acuíferos, la zona de contaminante recuperado no coincide con el cono de influencia del pozo de recuperación. Siendo en algunos casos significativamente diferentes (ITGE, 1991).

Se puede observar que aunque el cono de influencia se extiende hasta una distancia  $r_i$ , no todo el agua subterránea contenida en esta región, es inducida a fluir hacia el pozo de



monitorización. El *punto de estancamiento* o *velocidad dividida*, se define como el punto de ruptura entre el agua subterránea que se induce a fluir hacia el pozo, y el agua subterránea que continúa su flujo, sin variar la dirección.

El punto más alejado aguas debajo de toda la *zona de captura* (ZOC), es el punto de estancamiento; mientras que aguas arriba dicha zona de captura se extiende hasta el infinito o hasta la bifurcación del agua subterránea.

La amplitud de la ZOC y la distancia,  $r_{sp}$ , son función de la velocidad de bombeo del pozo, de manera que, que la amplitud de la ZOC o la  $r_{sp}$  aumentan si disminuye la velocidad del flujo hacia el pozo, dependiendo ésta de las propiedades del acuífero.

En el equilibrio se cumple:

$$Q_{RW} = Q_{CZ}$$

Mientras que por la ley de Darcy:

$$Q_{CZ} = K * i * A$$

Donde

- $Q_{RW}$  = caudal de extracción por bombeo.
- $Q_{CZ}$  = caudal que fluye hacia el pozo de extracción.
- $K$  = conductividad hidráulica del acuífero ( $m^3 / día m_2$ )
- $i$  = gradiente hidráulico en el acuífero
- $A$  = área de la sección transversal ( $m_2$ )

Para un único pozo de recuperación se va a cumplir:

$$R_{ps} = \frac{L}{2\pi}$$

Siendo

$$R_{ps} = \frac{Q_{ps}}{2\pi T}$$

Donde

- $R_{ps}$  = Distancia al pozo de bombeo
- $Q_{rw}$  = Caudal de extracción por bombeo.
- $T$  = Transmisividad

En la recuperación de una pluma muy estrecha, con frecuencia se puede conseguir empleando un único pozo, situado de tal forma que la  $r_{ps}$  se extienda más allá del frente de la pluma, y que la ZOC abarque completamente la pluma. Esta solución representa la opción, para controlar la pluma, de menor flujo, ya que, con la ZOC justo encerrando totalmente la pluma de contaminación, el flujo del pozo casi iguala al flujo total de la pluma. Esta opción requiere una partícula de agua subterránea, que parte de la fuente de contaminación, para alcanzar el pozo de recuperación, es máximo.

En ausencia de retardos importantes, el tiempo de limpieza es similar al tiempo que tarda la pluma en desarrollarse, ya que el aumento de la velocidad de flujo producido por el pozo de recuperación, sólo se produce en el frente de pluma. Por supuesto, el tiempo de recuperación se puede disminuir añadiendo pozos adicionales a lo largo del eje de la pluma.

Mediante bombeo, por tanto, puede plantearse la captura de una pluma de contaminación y su tratamiento. El caudal a bombear será igual a la escorrentía subterránea calculada de la zona de actuación, función de la climatología y permeabilidad del terreno.

El tratamiento de grandes caudales es sumamente costoso, incluso indefinido en el tiempo, si la cantidad de contaminantes lixiviables son, en la práctica inagotables. Por ello en un plan de restauración de acuíferos se ha de considerar la implementación de una combinación adecuada de técnicas que reduzca el tiempo de bombeo y tratamiento.

#### IV.6.3.1.2. Bombeo de producto libre

En el caso de contaminación por líquidos no miscibles en agua y más ligeros que ésta (hidrocarburos), el contaminante flota sobre el acuífero. Normalmente la permeabilidad del terreno es mayor para el contaminante, con lo que técnicas como doble bombeo, contribuye a mejorar los rendimientos en la recuperación de los contaminantes.

Existen comportamientos muy diferentes en lo referente a la extracción, así existe una amplia gama de casos que van desde aquellos pozos con espesores de producto importantes que al ser bombeados se agotan en poco tiempo, como si se vaciara un depósito, hasta aquellos otros que con espesores muy reducidos (del orden de centímetros) pueden mantener caudales de extracción durante tiempos muy largos.

Existe un método de cálculo para estimar la tasa de extracción de producto libre, basado en las propiedades físico-químicas del hidrocarburo y las propiedades hidrogeológicas del acuífero (Manual Multi Phase Extration, 1999)

Este método se basa en las siguientes ecuaciones:

$$\text{Movilidad del agua} = \frac{k k_{rw} \rho_w g}{\mu_w}$$

$$\text{Transmisividad del agua} = T_w = \frac{b_w k \rho_w g}{\mu_w}$$

$$\text{Movilidad del producto libre} = \frac{k k_{HC} \rho_{HC} g}{\mu_{HC}}$$

$$\text{Transmisividad del producto libre} = T_{HC} = \frac{b_{HC} k \bar{k}_{HC} d_{HC} g}{\mu_{HC}}$$

Donde:

- K = Permeabilidad intrínseca (L<sup>2</sup>)
- K<sub>rw</sub> = Permeabilidad relativa del agua (adimensional)
- K<sub>HC</sub> = Permeabilidad relativa del producto libre (adimensional)
- K<sub>HC</sub> = Permeabilidad relativa media del producto libre (adimensional)
- ρ<sub>w</sub> = Densidad agua (ML<sup>-3</sup>)
- ρ<sub>HC</sub> = Densidad hidrocarburo (ML<sup>-3</sup>)
- g = Constante gravitacional (LT<sup>-2</sup>)
- μ<sub>w</sub> = Viscosidad del agua (ML<sup>-1</sup>T<sup>-1</sup>)
- μ<sub>HC</sub> = Viscosidad del producto (ML<sup>-1</sup>T<sup>-1</sup>)
- b<sub>HC</sub> = Espesor de la capa de producto libre (L)
- b<sub>w</sub> = Espesor del acuífero debajo de la capa de producto libre (L)

Para conocer la tasa de bombeo o extracción del producto libre, se calcula el ratio entre la tasa de extracción de producto y la tasa de bombeo de agua, por lo que utilizaremos la siguiente expresión:

$$\text{Ratio} = \frac{\text{Tasa extracción prod. libre}}{\text{Tasa bombeo aguas} + \text{Tasa extracción prod. libre}} = \frac{Q_{HC}}{Q_{HC} + Q_w} = \frac{T_{HC}}{T_{HC} + T_w}$$

La tasa de extracción del agua viene definida por las propiedades hidrogeológicas intrínsecas del acuífero, y se puede aproximar a el coeficiente de transmisividad del terreno, por tanto:

$$T_w = T$$

Conocido el caudal nominal de la bomba de extracción de producto, obtendremos el caudal estimativo de extracción de producto, multiplicando dicho caudal con el ratio obtenido.

#### IV.6.3.2. Técnicas o sistemas de ventilación del suelo

El rango de aplicabilidad de los sistemas de ventilación de aire en el suelo, ya sea por Extracción de Vapores del suelo, Bioventing, o Air Sparging va a depender por norma general de los siguientes factores (Wilson, 1995):

1. Características del contaminante, en particular de:
  - Alta volatilidad
  - Alta presión de vapor y constante de Henry
  - Grado de sorción en el suelo
2. Extensión de la contaminación, tanto en la horizontal como en la vertical
3. Características del suelo, en particular de:
  - Permeabilidad al agua y al aire
  - Ratio entre permeabilidad horizontal y vertical
  - Heterogeneidad
  - Porosidad eficaz
  - Contenido en humedad
  - Contenido en arcillas
4. Profundidad del nivel freático
5. Requerimientos de control en la emisión de COV's
6. Criterios de calidad o de limpieza del suelo

A la hora de diseñar y definir un sistema de ventilación en el suelo, se ha de tener en cuenta numerosos parámetros y ecuaciones, así como existen varios modelos o métodos de cálculo estimativo, y tal y como se indica a continuación:

IV.6.3.2.1. Balance de masas

Para que se produzca un movimiento de los COV's en el suelo estos debe estar en fase vapor. La masa máxima de COV's que pueden ser movilizados en 1 m<sup>3</sup> de aire se puede calcular mediante la ecuación:

$$M_{\text{COV's}} = \frac{Pm_{\text{COV's}} \times P_0}{760 \times 0,082 \times T}$$

Donde

$M_{\text{COV's}}$	=	Masa de COV's (kg)
$Pm_{\text{COV's}}$	=	Peso molecular de los COV's (g/mol)
$P_0$	=	Presión de Vapor de los COV's a temperatura ambiente (mm de Hg)
$T$	=	Temperatura ambiente (°K)

Los compuestos con mayor presión de vapor son los que se movilizarán primero, descendiendo su concentración con el tiempo (Johnson, 1990). Para calcular la **Presión de vapor** de los COV's en función de la temperatura se utiliza la siguiente expresión:

$$\text{Log}_{10} P(T) = A - 0.05233 \times \frac{B}{T}$$

Donde

$P(T)$	=	Presión de Vapor de los COV's a la temperatura T (mm de Hg)
$T$	=	temperatura ambiente (°K)
$A$	=	Constante
$B$	=	Constante

Otro parámetro fundamental es la **constante de Henry**, la cual permite calcular el tiempo requerido para un 100% de limpieza:

$$T_{100} = \frac{\omega \times V_s}{Q \times K_H}$$

Donde

$\omega$	=	Contenido en humedad del suelo (%)
$V_s$	=	Volumen de suelo a tratar (m <sup>3</sup> )
$Q$	=	Caudal de aire (m <sup>3</sup> /s)
$K_H$	=	Constante de Henry para los COV's (adimensional)

Para calcular la constante de Henry de un compuesto en función de la presión de vapor y la solubilidad de este se tiene la siguiente fórmula:

$$K_H(T) = 0,01603 \frac{P_{0(T)} \times Pm_{COV's}}{T \times C_{sat}}$$

Donde

$C_{sat}$  = Saturación de los COV's en agua a temperatura ambiente o solubilidad (mg/l)

Dada que la constante de Henry se puede expresar en diferentes unidades se puede calcular la concentración de la fase vapor de los COV's conociendo la concentración de los COV's en la fase disuelta en el agua mediante:

$$C_{vap} = K_H \times C_w$$

Donde

$C_{vap}$  = Concentración de los COV's en la fase vapor (kg/m<sup>3</sup>)

$K_H$  = Constante de Henry

$C_w$  = Concentración de los COV's en la fase disuelta en el agua (kg/m<sup>3</sup>)

**Tabla IV.32: Constantes de Conversión para la constante de Henry (Fuente: Wilson: 1995)**

$$\begin{aligned} K_H \text{ (dimensionless)} &= K_H' \text{ (atm L/mg)} \times 1.2186 \times 10^4 \times (MW)/T \\ &= K_H'' \text{ (torr L/mg)} \times 16.034 \times (MW)/T \\ &= K_H''' \text{ (atm L/gm)} \times 12.186 \times (MW)/T \\ &= K_H'''' \text{ (torr L/gm)} \times 0.016034 \times (MW)/T \\ &= K_H'''''' \text{ (atm L/mol)} \times 12.186/T \\ &= K_H'''''''' \text{ (torr L/mol)} \times 0.016034/T \\ &= K_H'''''''''' \text{ (atm m}^3\text{/mol)} \times 1.2186 \times 10^4/T \end{aligned}$$

(MW) = VOC molecular weight, gm/mol.  
T = temperature, deg K.

Factores como la **sorción** del contaminante en las arcillas o en la materia orgánica del suelo va a producir una **reducción** de la constante de Henry hasta 100 veces; hecho a considerar ya que va a afectar en la curva de la isoterma de sorción existente.

Los COV's en el suelo se van a encontrar en varias fases, en forma de vapor entre los granos del suelo, disuelto en el agua, adsorbido en el suelo y posiblemente en fase libre

sobre el nivel freático. Para calcular el reparto entre las fases o **balance de masas** se puede utilizar:

$$C_{total} = \sigma C_v + \omega C_w + C_{ads} + C_{napl}$$

Donde

- $C_{total}$  = Concentración total de COV's en el suelo (kg/m<sup>3</sup> de suelo seco)
- $\sigma$  = Porosidad eficaz del suelo para el aire
- $C_v$  = Concentración de COV's en forma de vapor (kg/m<sup>3</sup>)
- $\omega$  = Porosidad eficaz del suelo para el agua
- $C_w$  = Concentración de COV's en el agua (kg/m<sup>3</sup> de agua del suelo)
- $C_{ads}$  = Concentración adsorbida de COV's en el suelo (kg/m<sup>3</sup> de suelo seco)
- $C_{napl}$  = Concentración de COV's en fase libre en el suelo (kg/m<sup>3</sup> de suelo seco)

Como la fase adsorbida en el suelo y la existente en el agua están en función de la concentración en fase gas de los COV's, y está relacionado con la constante de Henry se tiene que:

$$C_w = \frac{C_v}{H_H}$$

$$C_{ads} = f_v(C_v)$$

Entonces

$$C_{total} = C_v + \omega C_w / K_H + f_v(C_v)$$

Tomando la Ley de Darcy y las condiciones de contorno existentes en una columna de suelo se tiene que el flujo del gas a través de una columna de suelo se puede estimar mediante la expresión:

$$Q = \frac{\pi r^2 n_a}{RT} \times \frac{q_D (P_i^2 - P_f^2)}{2L}$$

Donde

- $n_a$  = Porosidad la aire
- $r$  = Radio de influencia
- $R$  = 0,082
- $T$  = Temperatura
- $L$  = Distancia entre pozos
- $P_i$  = Presión de vacío en el pozo de extracción

- $P_f$  = Presión de vacío en el pozo de control  
 $q_D$  = Flujo molar de aire o flujo de aire de Darcy

La cantidad de masa total de COV's que es movilizada por unidad de tiempo vendrá dada por:

$$M_{\text{total}} = \sum \pi r^2 \times \Delta x C(t)$$

Donde

- $C(t)$  = Concentración media de COV's en el tiempo

#### IV.6.3.2.2. Flujo de aire en el suelo

Las características intrínsecas del suelo son los factores que van a afectar en mayor agrado en el transporte de COV's en el suelo, siendo la *permeabilidad al aire* y la *permeabilidad al agua* los factores que más van a influir en la eficacia de los sistemas de tratamiento.

La permeabilidad al agua o conductividad hidráulica se calcula mediante los ensayos de bombeo tradicionales realizados en un pozo de bombeo (Villanueva&Iglesias, 1994).

Para calcular el parámetro de **permeabilidad al aire** se realizan test de vacío o de permeabilidad consistente en medir el vacío que se produce en pozos próximos al pozo de extracción, de forma que la permeabilidad al aire se puede calcular por dos métodos (Johnson et al., 1990):

##### 1. Conocidos el caudal de aire extraído y el espesor del suelo contaminado:

$$k = \frac{Q \mu}{4^A \pi m}$$

Donde

- $k$  = Permeabilidad al aire  
 $Q$  = Caudal de extracción del pozo  
 $\mu$  = Viscosidad del aire ( $1,8 \cdot 10^{-4}$  g/cm-s)  
 $m$  = Espesor del suelo contaminado

- $A$  = Variable que se define como: 
$$A = \frac{Q}{4\pi m \left( \frac{k}{\mu} \right)}$$



2. Cuando no se conocen el caudal de aire extraído y el espesor del suelo contaminado (aproximación de Cooper-Jacob):

$$k = \frac{r^2 \epsilon \mu}{4 P_{atm} \exp\left(\frac{B}{A} + 0,5772\right)}$$

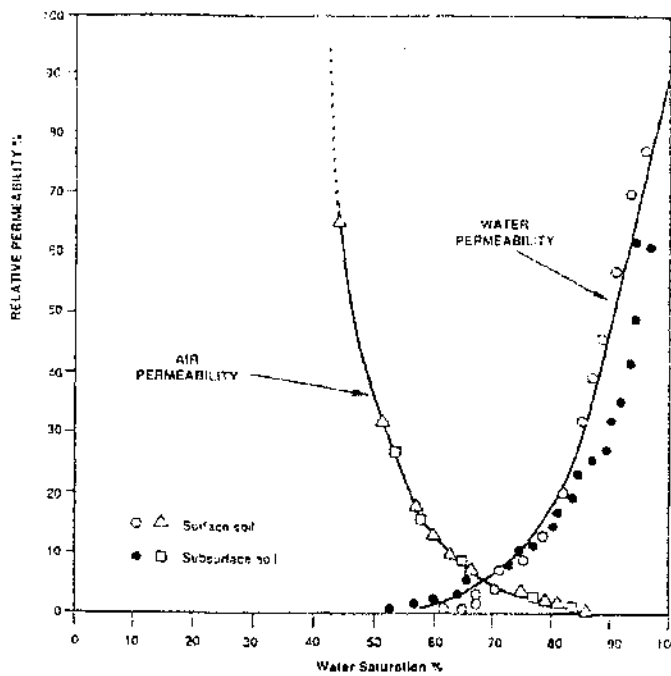
Donde

$\epsilon$  = Porosidad al aire o fracción de huecos ocupados por aire

$P$  = Vacío medido a una distancia "r" y un tiempo "T"

$B$  = Variable que se define como:  $B = \frac{Q}{4\pi m \left(\frac{k}{\mu}\right)} \left[ -0,5772 - \ln\left(\frac{r^2 \epsilon \mu}{4 P_{atm}}\right) \right]$

**Fig. IV. 35 Curvas de permeabilidad al aire y al agua en función del contenido en agua en el suelo (Fuente: Wilson, 1995)**



Conocida la porosidad al aire la masa total de COV's en el suelo se puede calcular a través de la expresión:

$$M_{total} = vC_v + \sigma C_d + K_D \times \gamma \times C_d$$

Donde

$v$  = Porosidad eficaz al aire

$\sigma$  = Porosidad eficaz al agua

$\gamma$  = Densidad seca del suelo

$C_v$	=	Concentración de COV's en fase vapor
$C_d$	=	Concentración de COV's en fase disuelta
$K_D$	=	Coefficiente de distribución

Como se tiene que

$$\frac{C_v}{C_d} = K_H \quad \text{y} \quad \frac{C_a}{C_d} = K_d$$

se puede establecer la relación que establece el reparto de los COV's entre la fase vapor, la fase líquida y la fase adsorbida en la zona no saturada del suelo, sin tener en cuenta la fase libre, con la siguiente expresión:

$$C_v / C_t = [((K_d \times \gamma) / K_H) + (v_w / K_H) + (v_t - v_w)]^{-1}$$

Como en un sistema de ventilación del suelo, ya sea por extracción de vapores o por bioventing, se va a producir un flujo de aire en el suelo y por tanto también una removilización de los compuestos orgánicos. El volumen de aire que es movilizado ( $dV$ ) estará relacionado con la masa de total de COV's existente y la parte perteneciente a la fase vapor, de forma que:

$$dM = - C_v dV$$

Si consideramos la ecuación que establece el reparto de los COV's en las tres fases (denominándola como  $\beta$ ) y la expresión anterior se tiene:

$$\frac{dM}{M} = \left( \frac{\beta (\gamma_t - \gamma_w)}{V_a} \right) \times dV$$

Donde

$V_a$  = Volumen total de aire entre los espacios vacíos de los poros

Se puede considerar que el volumen de aire existente en el suelo ( $V_a$ ) es el producto del volumen del suelo por la porosidad eficaz al aire existente ( $v_a$ ), y que ésta es la diferencia entre la porosidad total menos la porosidad ocupada por el agua ( $v_w$ ), tal que

$$V_a = v_a \times V_{\text{suelo}}$$

y que

$$v_a = v_t - v_w$$

Integrando se obtiene la expresión que determina el volumen de aire necesario para llevar a cabo un proceso de remediación:

$$M_{(v)} = M_0 \exp \left( \frac{-\beta \times V}{V_{suelo}} \right)$$

Donde

$M_0$  = Masa inicial de COV's

A la hora de utilizar esta fórmula hay que tener en cuenta que la concentración o masa de COV's es representativa de la mezcla de todas las fases presentes y que los fenómenos de *difusión* y *desorción* pueden interferir en las estimaciones.

Cuando se produce una extracción de aire se va a producir un flujo de aire compuesto por sustancias volátiles y semivolátiles que se van a mover en el suelo mediante diferencias de presión. Este movimiento de aire refleja un flujo lineal, que va a seguir la **Ley de Darcy**, sin embargo en las cercanías de los filtros ranurados del pozo se va a producir un flujo de aire en régimen turbulento debiéndose considerar en ese caso el **número de Reynolds**, que relaciona la velocidad del fluido respecto a su viscosidad dinámica, de forma que:

$$V = -K_d \nabla P \quad (\text{Ley de Darcy})$$

$$R_e = (\gamma_f \times v \times d) / \mu \quad (\text{Número de Reynolds})$$

El número de Peclet es el coeficiente que define el tipo de transferencia de los vapores orgánicos que se produce en el medio, ya sea mediante procesos de difusión o de advención (SVE Manual, 1995). Y se describe como el cociente entre la velocidad de flujo ( $q$ ) por los huecos existentes entre los granos del suelo ( $\phi$ ) dividido entre el coeficiente de difusión del contaminante en el aire ( $D$ ), es decir:

$$\text{Nº Peclet} = \frac{q \phi}{D}$$

De forma que en flujos laminares:

Nº Peclet > 6 = Advención

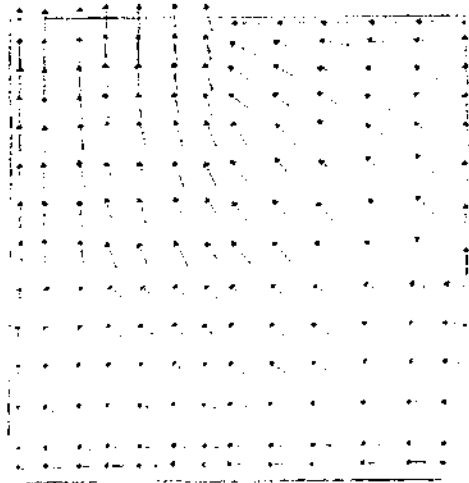
Nº Peclet < 0,02 = Difusión

Y en flujo no laminares se tendría:

Nº Peclet > 100 = Advención

Nº Peclet < 1 = Difusión

Fig. IV. 36: Líneas de flujo hacia un pozo de extracción de aire (Fuente: IGTE, 1995)



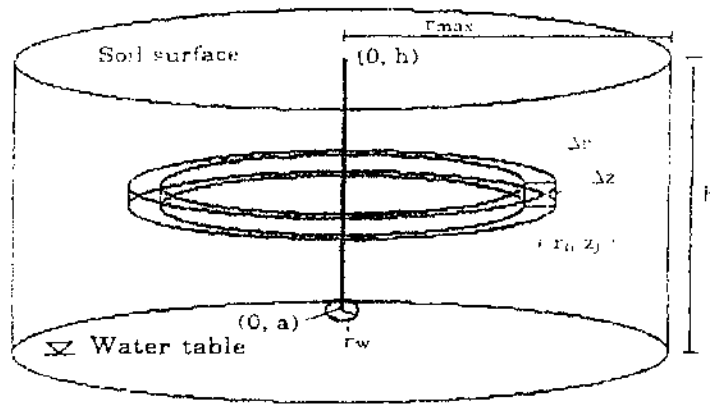
La velocidad del aire en el empaque de gravas que rodea el pozo viene dada por la ecuación (Wilson, 1995):

$$v = \frac{471,9 Q_g}{2\eta \left( \frac{1 - V_w}{406,93} \right) r_w \times h}$$

Donde

- V = Velocidad del flujo de aire en el empaque de gravas del pozo (cm/s)
- Q<sub>g</sub> = Flujo de aire
- η = porosidad del suelo
- V<sub>w</sub> = Vacío en la cabeza del pozo (WC)
- r<sub>w</sub> = Radio del empaque de grava del pozo (cm)
- h = Longitud de los filtros (cm)

**Fig. IV: 37: Esquema de la geometría y volumen del suelo expuesto a los efectos de un pozo de extracción (Fuente: Wilson, 1995)**



En medio porosos, el flujo de vapor producido por el vacío generado en el pozo generalmente se describe mediante la Ley de Darcy, que se define con la ecuación (Manual SVE, 1995):

$$q_D = \frac{K_i d g}{\mu \nabla P} = \text{cm/s}$$

Donde:

- $K_i$  = Permeabilidad intrínseca ( $\text{cm}^2$ )
- $d$  = Densidad del fluido ( $\text{gr/cm}^3$ )
- $g$  = Aceleración de la gravedad ( $\text{cm/s}^2$ )
- $\mu$  = Viscosidad dinámica del fluido ( $\text{gr/cm.s}$ )
- $\nabla P$  = Gradiente de presión (adim)

Esta velocidad si reconoce los parámetros intrínsecos del medio y del fluido, y va a ser directamente proporcional al gradiente de presión, es decir a la presión de vacío ejercida en el pozo por lo que identifica de forma real el movimiento del aire en el suelo.

La ley de Darcy para el flujo de vapor también se define por la ecuación :

$$q_D = \frac{k_a}{\mu} \times \nabla P = \text{cm/s}$$

Donde:

- $K_a$  = Permeabilidad al aire ( $\text{cm}^2$ )
- $\mu$  = Viscosidad dinámica del fluido ( $1.83 \cdot 10^{-9} \text{ atm/s}$ )

$K_D$  = Permeabilidad neumática o bien  $K_D = \frac{k_a}{\mu}$  (cm<sup>2</sup>/atm/s)

$\nabla P$  = Gradiente de presión (atm/cm)

Por ende, considerando la permeabilidad neumática:

$$q_D = K_D \cdot \nabla P \text{ (cm/s)}$$

Otro factor importante a considerar es la **difusión** de los COV's en el suelo que va a seguir la Ley de Fick. El coeficiente de difusión de los gases en un medio poroso va a estar relacionado con parámetros como la porosidad del suelo y el coeficiente de partición entre el líquido y gas, y líquido sólido, y se puede estimar con diferentes ecuaciones.

**Tabla IV.33: Ecuaciones que relacionan el Coeficiente de Difusión en un medio poroso y la Ley de Fick (Fuente: Wilson 1995)**

$D_s = D_p \nu_a^{2.7} / \nu_t^2$	Milington and Quirk (1961)
$D_s = D_p (0.9 \nu_a - 0.1)$	Wesseling (1962)
$D_s = D_p \cdot 5.25 \cdot \nu_a^{3.46}$	Grabe and Siemer (1968)
$D_s = D_p (\nu_a / \nu_t)^{1.4} \nu_t^{2.2}$	Currie (1970)
$D_s = D_p \nu_a^{1.3}$	Lai et al. (1976)
$D_s = D_p \cdot 0.777 (\rho_s / \nu_t) - 0.274$	Albertson (1979)
$D_s = D_p \cdot (Tor \nu_a + (\nu_t - \nu_a) e_w K_p + (1 - \nu_t) e_s K_s)$	Weeks et al. (1982)
where	
$Tor$ = soil tortuosity factor (dimensionless)	
$e_w$ = density of water (gm/cm <sup>3</sup> )	
$K_p$ = liquid-gas partition coefficient (volume (gas)/weight (solid))	
$\rho_s$ = particle density of the porous medium, gm/cm <sup>3</sup>	
$K_s = K_w K_o$ , where $K_o$ is a liquid-solid partition coefficient (volume (gas)/weight (solid))	
$\nu_a$ = air-filled porosity	
$\nu_t$ = total porosity	

Un método para calcular la difusividad de un compuesto volátil en un medio poroso se define como:

$$D_{suelo} = \left( \frac{(\eta - \omega)^{10}}{\eta^2} \right) \times D_{aire}$$

Donde

$\eta$  = Porosidad total del suelo

$\omega$  = Humedad del suelo

Si en la zona a descontaminar existe producto libre en flotación sobre el nivel freático es muy importante tener en cuenta los efectos que puede producir el Sistema de Extracción de Vapores ya que el espesor de la franja capilar va a verse modificado, ya que se va a producir un ascenso del nivel freático. Esto puede dar lugar a la desaparición momentánea del producto libre en el suelo ya que con el ascenso del nivel del agua el producto en fase libre se va a quedar retenido en los poros del suelo (Johnson et al., 1990). Para determinar el ascenso del nivel freático se puede utilizar:

$$H_f = 1033 (1 - P_r)$$

Donde

- $H_f$  = Ascenso del nivel freático  
 $P_r$  = presión radial en el pozo (atm)

También hay que tener en cuenta que los fenómenos de difusión y dispersión de la pluma contaminante se van a ver modificados como consecuencia del flujo o movimiento de los COV's. Las ecuaciones que calculan la **dispersión longitudinal y transversal** producidas son:

$$D_{longitudinal} = D_{mol} + 1.75 \times \delta \times v$$

$$D_{transversal} = D_{mol} + 0.055 \times \delta \times v$$

Donde

- $D_{mol}$  = Coeficiente de difusión molecular en un medio de porosidad media ( $m^2/s$ )  
 $\delta$  = Tamaño del grano (m)  
 $v$  = Velocidad lineal del gas (m/s)

#### IV.6.3.2.3. Tasa de renovación de aire

Para diseñar un sistema de SVE es recomendable controlar o estimar el flujo de vapor o *caudal de aire*, la **tasa de renovación de aire** y el *tiempo* requerido para la remediación. Por norma general se debe realizar un ensayo piloto previo al diseño del sistema mediante la ejecución de dos o tres pozos de extracción en los cuales se determinarán los parámetros fundamentales (Manual SVE, 1995).

El flujo de vapor a través de un estrato poroso está gobernado por dos ecuaciones la *ecuación de la continuidad* y la *ley de Darcy*, y va a estar relacionado con la permeabilidad del suelo y la porosidad eficaz existente, y la saturación en agua o humedad del suelo y del vacío inducido en el pozo de extracción. De este modo el caudal de aire que es movilizado también dependerá de estos parámetros (Johnson et al., 1990). El caudal generado en un pozo se puede estimar mediante la expresión:

$$Q = 2\pi R_{\text{pozo}} \times \sum (v_D \times R_{\text{pozo}}) \times H$$

Donde

- Q = Caudal de generado mediante vacío  
 $R_{\text{pozo}}$  = Radio del pozo  
 $v_D$  = Velocidad de darcy del gas  
H = Longitud de los filtros ranurados en el pozo

El flujo de vapor va a estar muy influenciado por el **radio de influencia** ya que el caudal producido depende del gradiente de presión producido mediante el vacío. El tiempo utilizado por el vapor para recorrer la distancia desde el punto r hasta el pozo de extracción o vacío se define como:

$$T = \int_{R_w}^{R_i} \frac{\varepsilon}{R_w u(r)} dr$$

Donde

- T = Tiempo  
 $R_p$  = Radio del pozo  
 $R_i$  = Radio de influencia  
 $u(r)$  = Velocidad del vapor  
 $\varepsilon$  = Constante igual a 0,30

La cantidad o volumen de aire necesario para producir un descenso de la concentración de COV's por unidad de tiempo o **tasa de renovación de aire** es un valor difícil de establecer a priori, por lo general se considera que la tasa de renovación estimada ( $R_{\text{est}}$ ) es igual a la Concentración de COV's en fase vapor estimada ( $C_{\text{est}}$ ) por el flujo de aire que se estima movilizar (Q), es decir:

$$R_{\text{est}} = C_{\text{est}} \times Q$$



La tasa de renovación de aire aceptable ( $R_{acep}$ ) se estima considerando la masa de vertido existente ( $M_{vert}$ ) y el máximo tiempo de limpieza disponible ( $T$ ) tal que:

$$R_{acep} = \frac{M_{vert}}{T}$$

Otro método de estimación es considerando la fracción de flujo de vapor ( $\phi$ ) que atraviesa el suelo contaminado, de forma que:

$$R_{est} = (1 - \phi) \times Q \times C_{est}$$

Si la zona a tratar tiene presencia de producto libre en flotación la tasa de renovación se puede estimar teniendo en cuenta el factor  $\eta$  que se expresa como:

$$\eta = \frac{1}{3} H (6D\mu/k)^{1/2} [\ln (R_i / R_{pozo}) / (P_{atm} - P_{pozo})]^{1/2} \times (R_2^2 - R_1^2)^{1/2}$$

Donde

$\eta$	=	Tasa de renovación efectiva relativa máxima
$D$	=	Coefficiente de difusión suelo-vapor (cm <sup>2</sup> /s)
$\mu$	=	Viscosidad del aire (1.8e-4 g/cm-s)
$k$	=	Permeabilidad al aire del suelo (cm <sup>2</sup> )
$H$	=	Espesor de filtro ranurado (cm)
$R_i$	=	Radio de influencia (cm)
$R_{pozo}$	=	Radio del pozo de extracción
$P_{pozo}$	=	Presión o vacío en el pozo de extracción (g/cm-s <sup>2</sup> )
$P_{atm}$	=	Presión atmosférica (1.016 x 10 <sup>8</sup> g/cm-s <sup>2</sup> )
$R_1-R_2$	=	Área contaminada

y por tanto,

$$R_{est} = \eta \times Q \times C_{est}$$

Si existiese en la zona contaminada a tratar zonas con permeabilidad más baja, será necesario realizar otra estimación ya que el flujo de vapor será menor en las zonas de baja permeabilidad, por lo que:

$$R_{est} = \pi(R_2^2 - R_1^2) C_{est} D / d(t)$$

Donde

D = Coeficiente de Difusión efectivo en el material

También es posible estimar el tiempo necesario conocida la tasa de renovación estimada mediante la expresión:

$$D(t) = \sqrt{\frac{2 C_{est} D t}{\rho C_s}}$$

Donde

$\rho$  = Densidad del suelo ( $\text{g/cm}^3$ )

$C_s$  = Nivel de contaminación residual

Conocido el valor de la tasa de renovación estimada se puede hacer un cálculo de l número de pozos de ventilación necesarios de la siguiente forma:

$$N^{\circ}_{\text{pozos}} = \frac{R_{acep}}{R_{est}}$$

O bien conocido el área de influencia de un pozo piloto.

$$N^{\circ}_{\text{min}} = \frac{\text{Area contaminada}}{\pi R_i}$$

#### IV.6.3.3. Factores que influyen en sistemas de biorremediación

Para que se produzca adecuadamente los procesos de biodegradación en los contaminantes es necesario tener en cuenta los factores que afectan los procesos de biodegradación, factores que se indican a continuación (Eweis, at al, 1999):

#### IV.6.3.3.1. Factores biológicos

##### IV.6.3.3.1.1. Aumentan la biodegradación

- La eficacia se puede aumentar si se actúa sobre la microflora del suelo o sobre las condiciones ambientales.
- La recuperación puede llevarse a cabo con o sin la adición de microorganismos en el suelo.
- Antes de la inoculación de microorganismos debe comprobarse la actividad de los microorganismos autóctonos.
- Los genes responsables de la degradación de hidrocarburos dentro de los microorganismos se localizan principalmente en los "extracromosales plasmidos". La transferencia de plasmidos entre distintas especies es muy frecuente en condiciones naturales. Además este hecho puede ser aprovechado para construir microorganismos especializados en la degradación de los sustratos.

##### IV.6.3.3.1.2. Afectan a la biodegradación

- La **biodisponibilidad** de los microorganismos en el medio constituye el principal problema. La mayor parte de los contaminantes del suelo son poco solubles o insolubles en el agua, lo cual ejerce un efecto desfavorable en la disponibilidad de estos contaminantes, incluso en lo que se refiere al posible contacto de los mismos con los microorganismos. A este fenómeno se le denomina baja biodisponibilidad.
- Los suelos contaminados con compuestos hidrófobos (hidrocarburos aromáticos policíclicos) y los compuestos de cadena carbonatada más larga son difíciles de recuperar biológicamente, ya que tienden a absorberse sobre las partículas del suelo, por lo que no entran en disolución en agua (donde viven los microbios)
- Una de las posibles soluciones para el problema de incrementar la biodisponibilidad es la adición de sustancias tensioactivas, ya que aumentan la solubilidad y por tanto la disponibilidad de los contaminantes.

#### IV.6.3.3.2. Factores químicos

##### IV.6.3.3.2.1. Aumentan la biodegradación

- En general son más fácilmente degradables los compuestos solubles que los insolubles. Las moléculas orgánicas que pueden atravesar la membrana celular se degradan más fácilmente.
- Los compuestos prefieren los compuestos alifáticos y los cicloalifáticos más que los aromáticos.
- La presencia de un sustituto de carbono en el anillo del benceno generalmente incrementa la biodegradabilidad.
- La presencia de algunos grupos funcionales como OH, COOH, el grupo amida, ester o anhídrido, generalmente aumenta la biodegradación.
- Los compuestos con enlaces no saturados se degradan más fácilmente que los compuestos de enlaces saturados.
- Compuestos fácilmente biodegradables: alcoholes, aldehídos, ácidos, amidas y aminoácidos. (Compuestos orgánicos no halogenados, tanto volátiles como semivolátiles, y combustibles)

#### IV.6.3.3.2.2. Perjudican la biodegradación

- Algunos sustitutos del hidrógeno en las moléculas de los compuestos aromáticos o alifáticos, tales como Cl, NO<sub>2</sub>, SO<sub>3</sub>H, Br, CF<sub>3</sub>, pueden provocar resistencia a la biodegradación.
- A veces el mismo efecto puede provocarlo el CH<sub>3</sub>, NH<sub>2</sub>, OH, y OCH<sub>3</sub>.
- Un alto grado de ramificación provoca mayor resistencia a la biodegradación.
- Compuestos menos biodegradables: alcanos, alquenos, cetonas, ácidos dicarboxílicos, aminas y cloroalcanos.
- Otro factor a tener en cuenta son las características químico-físicas que definen la persistencia de los contaminantes:

#### IV.6.3.3.2.3. Características naturales

- Tamaño de la molécula y solubilidad (polaridad).
- Anillos bencénicos y piridínicos (sobre todo cuando son policíclicos)
- Compuestos N-trisustituídos
- Átomos de carbono cuaternarios
- Puentes éter

#### IV.6.3.3.2.4. Tipo, cantidad y disposición de enlaces y estructuras no-fisiológicos (antropogénicos)

- Grupos C-Cl y/o C-SO<sub>3</sub>H (especialmente cuando están multi-sustituídos)
- Compuestos alifáticos, anillos aromáticos y compuestos cíclicos doble y múltiplemente sustituidos.
- Clorosustituyentes en el benceno en posiciones orto o meta, dependiendo del primer sustituyente.

#### IV.6.3.3.2.5. Combinaciones anteriores.

#### IV.6.3.3.3. Factores que controlan la eficacia de los procesos de biorrecuperación

La biorrecuperación puede venir limitada por muchos parámetros (Daniel, 1993):

- Tipo y concentración del contaminante.
- Niveles de oxígeno disuelto u otros aceptores de electrones
- Humedad (entre 15-35%)
- Permeabilidad
- Temperatura del suelo ( > 10 °C )
- Microorganismos especializados del suelo
- Nutrientes, relación carbono/nitrógeno/fósforo de 100:10:1
- Contenido orgánico del suelo ( > 10%)
- pH del suelo. Generalmente entre 6 y 8. Para bacterias entre 7 y 8 y para hongos mejor pH ácidos.
- Potencial redox
- Disponibilidad de una fuente de carbono y de energía
- Factores de inhibición del crecimiento y productos secundarios de la biodegradación (algunos productos se vuelven más tóxicos).
- Presencia de sustancias tóxicas para los microorganismos (no es válido para compuestos orgánicos altamente clorados o sales inorgánicas)
- Contenido en metales pesados
- En ocasiones puede requerirse mezclar un producto microbiológico y otro enzimático.
- Flujo imprevisible del agua subterránea (la disposición de las capas del suelo puede dar lugar a "camino" preferentes donde no llegaría el líquido inyectado).

- La biodisponibilidad de los microorganismos en el suelo
- Potencial de absorción del suelo ( partículas menores de 63  $\mu\text{m}$  tiene un potencial de adsorción mayor que el de las partículas más gruesas como las arenas)

Normalmente es el agua el medio de transporte de nutrientes y oxígeno a los microorganismos. Si se acepta una demanda de oxígeno de 3 g para la degradación completa de 1 g de hidrocarburos y un valor de solubilidad de oxígeno en el agua de 10-11 mg/l para una temperatura media en Europa de 10 °C, se hace patente la necesidad de disponer de enormes cantidades de agua. La utilización de donadores de oxígeno que tengan valores de solubilidad en agua superiores a los del oxígeno pueden aumentar la velocidad de degradación. Además de los valores de permeabilidad del suelo, uno de los principales problemas para las tecnologías "in situ" es la homogeneidad de la distribución del contaminante.

**Tabla IV.34: Factores que afectan a la biorremediación (Fuente: Daniel, 1993)**

<b>Factor</b>	<b>Consecuencia</b>
<b>Microorganismos</b>	Si existen un microorganismos naturales adecuados, será necesario la aclimatización de los mismos, siendo necesario introducir mejoras o variaciones en el medio
<b>Toxicidad</b>	Son necesarias condiciones no tóxicas
<b>Humedad suelo</b>	25-85% de agua retenida en el suelo
<b>Oxígeno</b>	Son mejores las condiciones aerobias
<b>Aceptores de electrones</b>	Bajo condiciones aerobias, O <sub>2</sub> , que es el principal aceptor, cuando disminuye, entonces actuaran como aceptores el NO <sup>3-</sup> , Fe <sup>3+</sup> , Mn <sup>2+</sup> , y SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>
<b>Potencial redox</b>	En condiciones aerobias predominan condiciones de mas de 50 mv, y en anaerobias menores de 50 mv
<b>pH</b>	5,5 a 8,5 optimo para biodegradación
<b>Nutrientes</b>	N, P y otros que necesitan los microorganismos subterráneos
<b>Temperatura</b>	La tasa de biodegradación se ve muy afectada por la temperatura
<b>Solubilidad en agua</b>	El grado de solubilidad de los compuestos en el agua respecto al suelo puede afectar a la biodegradación
<b>Sorción</b>	Muchos compuestos son fuertemente absorbidos por la presencia de materia orgánica
<b>Volatilización</b>	Puede hacer disminuir la tasa de biodegradación
<b>Tasa biodegradación</b>	Suelen ser reacciones de primer orden

Los valores de la  $K_f$  del suelo en tratamiento han de ser inferiores a  $10^{-3}$  m/s para que la cantidad de agua pueda atravesar el suelo.

Los procedimientos de tratamiento biológico del suelo, en general, no sólo eliminan los contaminantes por medios biológicos sino que, adicionalmente, tiene lugar tanto procesos químicos como reacciones fotoquímicas o evaporación debida a la presión de vapor del contaminante.

La biodisponibilidad constituye el principal problema. Algunos autores han propuesto la idea de añadir hongos a suelos contaminados por hidrocarburos aromáticos policíclicos. Dichos hongos están adaptados a la degradación de la lignina y potencian la degradación de compuestos aromáticos y cloro-aromáticos persistentes. La celulosa constituye la fuente de carbono y tanto la lignina como las estructuras similares, son metabolizadas por enzimas no específicas.

## IV.7. DESCRIPCIÓN DE CASOS REALES

### IV.7.1. Descripción de ejemplos bibliográficos

Se han recogido numerosos emplazamientos reales descontaminados en la bibliografía, en los cuales se han utilizado los sistemas de tratamiento anteriormente descritos con un enorme éxito en la mayoría de los casos. Estos ejemplos de tratamiento abalan la eficacia y el empleo de las técnicas de tratamiento estudiados.

A continuación se citan algunos ejemplos de emplazamientos descontaminados a nivel internacional, describiéndose las características más importantes, como son tipo, presencia y concentración de la contaminación inicial, características hidrogeológicas y litológicas, diseño de las tecnologías aplicadas, y resultado obtenido al finalizar el tratamiento:

**Tabla IV.35: Ejemplos de sistemas de tratamiento reales encontrados en la bibliografía (Fuentes diversas)**

Sistema tratamiento	Localización	Tipo contaminación	Tiempo tratamiento	Observaciones
Extracción de vapores	Garden State Cleaners	Compuestos orgánicos volátiles	9 meses	Estación de servicio. Contaminación por gasolinas y gasóleos
Air sparging	Fairchild air Force base (Washington)	Compuestos orgánicos volátiles, BTEX	En ejecución	Instalaciones aeroportuarias. Contaminación por queroseno y gasolinas
Bioventing	Eielson air Force base (Arkansas)	Compuestos orgánicos volátiles y semivolátiles	9 meses	Instalaciones aeroportuarias. Contaminación por queroseno y jet fuel.
Lavado de suelos	Ninth Avenue Dump (Misuri)	Compuestos orgánicos volátiles e hidrocarburos poliaromáticos	15 meses	Vertedero industrial
Bombeo y tratamiento	Naval air station Fallon	Compuestos orgánicos volátiles e hidrocarburos poliaromáticos	39 semanas	Instalaciones aeroportuarias. Contaminación por queroseno y jet fuel.



#### **IV.7.2. Descripción de ejemplos reales**

Sin embargo, dada la escasez de información que se tiene los ejemplos anteriores, estos emplazamientos no ofrecen la posibilidad de utilización como contraste de hipótesis en la presente investigación, por lo que, analizada esta cuestión, se ha buscado al menos un emplazamiento tipo, real y bien definido a lo largo del tiempo en que discurre el tratamiento, que reúna los requisitos suficientes y del que se posea la suficiente información para poder trabajar y utilizar de modelo para un posible contraste de las diferentes hipótesis de investigación que se barajen.

Este emplazamiento, denominado **emplazamiento de contraste 1**, presenta contaminación en suelos y en aguas subterráneas de un hidrocarburo identificado como una mezcla de gasolina y gasóleo, y en el cual se ha empleado como técnicas de descontaminación un sistema de bombeo y tratamiento tanto del agua subterránea como del producto en fase libre, y el sistema de aireación del suelo mediante la aplicación de alto vacío.

Para mejorar el contraste de hipótesis se ha buscado otros tres emplazamientos en los que basar las investigaciones (denominados **emplazamientos de contraste 2, 3, y 4**) que en este caso se encuentran menos definidos, pero que se pueden utilizar igualmente.

La descripción detallada del emplazamiento de contraste 1 y de los otros tres emplazamientos se encuentran en el Anejo I.

#### IV.8. REVISIÓN Y ANÁLISIS DEL ESTADO DE LA TÉCNICA

Actualmente existe una inquietud real tanto social como científica por el medio ambiente, relativa tanto a la protección y defensa de los diversos ecosistemas existentes como del medio en donde se sustentan (suelos, aguas y atmósfera). Este hecho junto a la problemática, a nivel mundial, de la contaminación medioambiental existente desde que se produjo la revolución industrial, ha obligado a la comunidad científica a crear un nuevo ámbito de investigación referido a la interacción contaminante-medio (acuíferos y suelo), y a la aplicación y diseño de tecnologías de descontaminación eficaces y viables.

En la revisión del estado del conocimiento se han recogido los siguientes puntos:

- *Propiedades del suelo*: físicas, químicas, biológicas e hidrogeológicas.
- *Propiedades físico-químicas de los hidrocarburos*: tipos, propiedades, caracterización de los NAPL.
- *Interacción contaminante-suelo*: procesos físico-químicos y distribución de la contaminación en el suelo.
- *Migración de los contaminante en el suelo y en las aguas subterráneas*: mecanismos de transporte de los contaminantes, movimiento del agua en el subsuelo y comportamiento y migración de los LNAPL y DNAPL en el subsuelo.
- *Degradación de los hidrocarburos*: procesos y fundamentos de la biodegradación, hidrólisis, volatilización, etc.
- *Descripción de las técnicas de descontaminación "in situ"*: descripción de las técnicas más importantes (bombeo y tratamiento, extracción de vapores del suelo, bioventing, air sparging, alto vacío, biorremediación y lavado de suelos) y desarrollo de los procesos físico-químicos de control de la eliminación de la descontaminación.

Por tanto, la investigación bibliográfica se ha centrado, por un lado, en el análisis de las propiedades del suelo y de los acuíferos como receptáculo de la contaminación y de las características físico-químicas de los hidrocarburos, estudiando aquellas propiedades que intervienen y afectan de forma directa o indirecta en la interacción contaminante-medio y en la migración de la contaminación tanto en la zona no saturada del suelo como e el acuífero, y por otro lado, del examen de las diversas tecnologías "in situ" existentes hasta la actualidad utilizadas y contrastadas tanto en ensayos de laboratorio como en trabajos realizados en emplazamientos reales, y que abarcan desde los métodos tradicionales de

bombeo y tratamiento, los sistemas que se basan en la biorremediación como eje principal del tratamiento, hasta sistemas más sofisticados como son la extracción de vapores orgánicos del suelo, o el bioventing (en todas sus versiones) y el lavado de suelos.

El estudio de los sistemas de tratamiento existentes en la actualidad ha comprobado que existe un abanico enorme de técnicas de descontaminación, que se fundamentan en procesos condicionados de carácter físico (bombeo y tratamiento), químico (SVE, bioventing, alto vacío, lavado de suelos) y biológico (biorremediación). Estos procesos se encuentran evaluados por medio de sistemas de calculo complejos y difíciles de evaluar.

A continuación se evalúa el estado del conocimiento investigado:

- Existe un gran conocimiento del medio natural, encontrándose perfectamente definidas las propiedades del suelo tanto físicas como químicas y biológicas (Porta et al, 1994; Bernabé et al, 1987; Duchaufour, 1987; Mc Bride, 1994), las propiedades hidrogeológicas (Custodio y Llamas, 1996; Fetter, 1994; Frenlund et al, 1993; Villanueva et al, 1984.; y el funcionamiento de los acuíferos (Custodio y Llamas, 1996; EPA, 1990).
- Existe una amplísima información sobre los compuestos derivados del petróleo, encontrándose descritas y determinadas todas las características de los hidrocarburos, presión de vapor, constante de Henry, viscosidad, peso específico, coeficientes de partición, octanol-agua, difusión, etc. (Fernández, 1998; Wilson, 1995; Testa y Winerdgarner, 1991; Daniel, 1993; EPA, 1995) así como existe una amplia gama de clasificaciones de los hidrocarburos en función de su estructura molecular, hidrocarburos saturados, no saturados, de cadenas abierta o cerrada, etc (Morcillo, 1989; Calabrese et al, 1993; Perry, 1984; Carpio, 1997; Bruya, 1995;), del grado de volatilidad para los estudios medioambientales, compuestos volátiles, semivolátiles o no volátiles (Lagrega et al, 1996) , o bien, según sea el comportamiento que presentan en el suelo y en las aguas subterráneas, DNAPL y LNAPL, (Daniel, 1993; Testa y Winerdgarner, 1991).
- Está muy bien diferenciado la tipología y el comportamiento de los NAPL en el subsuelo, tanto en ensayos a escala de laboratorio como en emplazamientos contaminados reales, diferenciándose de forma clara entre las características de los LNAPL y las de los DNAPL. (Concawe, 1979; Testa y Winerdgarner, 1991)

- Existe una extensa documentación y trabajos de investigación respecto a los procesos de interacción contaminante suelo, procesos de sorción, (Lagrega et al, 1996, EPA, 1995; Riser-Roberts, 1996; Mc Bride, 1994; Daniel, 1993) y de la disposición de la contaminación en el suelo en la zona no saturada (ZNS), zona capilar (ZC) y en la zona saturada (ZS), identificándose cuales son las presiones que controlan dicha distribución, así como la distribución de la contaminación en el subsuelo en las cuatro fases posibles: gas, absorbida, disuelta y libre (Fetter,1994; Parker,1989;Testa y Winerdgarner,1991; Concawe, 1979; Palmer, 1996;)
- Se ha recogido numerosos trabajos de investigación sobre los mecanismos que afectan al transporte de los contaminantes en el suelo, como son difusión, convección y dispersión hidrodinámica, y del agua subterránea, definiéndose las ecuaciones que controlan dicho movimiento. La migración de los contaminantes se encuentran definidas por las leyes de Fick, la ecuación del transporte convectivo y diversas ecuaciones de cálculo de la dispersividad (Fetter,1994; Daniel, 1993, Palmer, 1996);sin embargo, las leyes que rigen el movimiento del agua subterránea se basan en la Ley de Darcy y en la ecuación de la continuidad (Custodio y Llamas, 1996, Frendlund et al, 1993;). Se encuentra, por tanto, definido correctamente el movimiento del agua subterránea y la migración de los contaminantes en el subsuelo, existiendo estudios tanto en la zona no saturada del suelo como en la saturada.
- Los procesos de degradación de los hidrocarburos pueden ser por cuatro fenómenos: biodegradación, volatilización, hidrólisis y oxidación-reducción. Los procesos de biodegradación son los más detallados debido a su importancia, con una infinidad de estudios sobre los procesos metabólicos que tiene lugar, cuales son los factores que favorecen o inhiben dichos procesos, y cual es la biodegradabilidad de los compuestos, definiéndose modelos de biodegradación (modelo de Monod, modelo de biodegradación natural y teoría de las torres de electrones) e indicadores de los procesos de biodegradación (Levin et al, 1997; Howar et al, 1991, National Research Council, 1993; Eweis et al, 1999; Davis et al, 1994; Riser-Roberts-1996; EPA, 1998). Los demás procesos se encuentran menos detallados, salvo la volatilización, en las que existen numerosos estudios identificativos de las cadenas más volátiles dentro de cada uno de los compuestos hidrocarburoados (Bruya, 1995; Lagrega et al, 1996).

- El estudio de las técnicas de descontaminación se ha centrado primero en la búsqueda de aquellas tecnologías que se aplican únicamente "in situ", descartando las "off site" y "on situ" por no tener correspondencia con el ámbito de esta tesis doctoral.
- Los métodos de descontaminación más empleados son: el bombeo y tratamiento (pump&treat), la extracción de vapores del suelo mediante vacío (SVE), la inyección de aire en el suelo y en el agua subterránea (bioventing y air sparging), los sistemas que utilizan la biodegradación (biorremediación) y el tratamiento químico de suelos (lavado de suelos). En todos ellos se detalla y se recoge de forma concisa las infraestructuras necesarias para su aplicación, las consideraciones de diseño que hay que tener en cuenta para la puesta en marcha y los factores que determinan la eficacia del sistema. Por tanto, queda bien definido los criterios de selección de una técnica u otra y el ámbito de aplicación de cada una de ellas, hallándose numerosos trabajos de aplicación de dichos sistemas, generalmente a nivel internacional, en emplazamientos reales a pequeña y gran escala, constatándose la eficacia de los mismos.
- Con respecto a los sistemas de *bombeo y tratamiento* (pump&treat) se destaca que este tratamiento está enfocado al tratamiento de aguas contaminadas y/o acuíferos en los que existe producto libre en flotación sobre el nivel freático, siendo necesario un diseño de pozos y un tipo de bombas adecuados a cada una de estas situaciones. El diseño de un sistema de bombeo y tratamiento para aguas contaminadas se basa en los métodos de cálculo tradicionales para el bombeo de aguas subterráneas en hidrogeología, considerando las condiciones hidrogeológicas del terreno. Sin embargo, la extracción de producto en fase libre hace necesario el cálculo de la tasa de atracción y eliminación de producto libre, adecuando el tipo de bomba y la disposición de las mismas en función de la aparición de producto libre en el pozo (EPA, 1996; ITGE, 1991).
- Los sistemas de aireación de aire y están dirigidos al tratamiento de los suelos contaminados por hidrocarburos de carácter volátil en la zona no saturada del suelo, en el caso de la extracción de vapores del suelo y de la inyección de aire, y en la zona saturada del suelo en el caso del air sparging. El sistema de *extracción de vapores orgánicos* (SVE) se basa en la aplicación de vacío en el suelo mediante pozos de extracción, y la *inyección de aire* (bioventing) en el efecto contrario, ya que se inyecta aire por medio de pozos de inyección. Las infraestructuras y el diseño de ambos sistemas es similar, siendo aplicables en las mismas condiciones de permeabilidad del

suelo y para compuestos hidrocarburos análogos. (EPA, 1999, EPA, 1995; Department Army, 1995; ITGE, 1995). Para diseñar un sistema de aireación hay que tener en cuenta parámetros como la presión de vapor, de los compuestos orgánicos, la constante de Henry, la porosidad y permeabilidad al aire, el caudal de extracción o inyección de aire obtenido en los pozos, y la tasa de renovación de aire (Jonson et al, 1994; Wilson, 1995; EPA, 1997; EPA, 1995; Department Army, 1995). El *air sparging* es una modificación del sistema de bioventing, ya que el sistema consiste en la inyección de aire en la zona saturada del suelo, y por tanto las variables a considerar difieren ligeramente, siendo importantes en este caso la porosidad eficaz, la presión de aire y la volatilidad de los compuestos (Wilson, 1995).

- El sistema de *alto vacío* es un sistema derivado del SVE y del *pump&treat* y que se caracteriza por la aplicación del vacío en el pozo de extracción mediante un "slurper" situado sobre el nivel del freático o de producto libre. Este método es capaz de eliminar a la vez tanto compuestos volátiles como producto en fase libre, y es muy efectivo en suelos de baja permeabilidad (EPA, 1999).
- Los *sistemas de biorrecuperación* se basan en la utilización de los procesos de biodegradación como motor de la eliminación de la contaminación en el subsuelo. En principio los métodos más empleados son los que consideran la biodegradación de carácter aerobio frente a la anaerobia, existiendo numerosos métodos de tratamiento (bioaeración, atenuación natural, inyección de peróxido). Estos métodos se fundamentan en la bioestimulación de las poblaciones bacterianas autóctonas existentes tanto en el agua como en el suelo mediante el aporte de nutrientes y oxígeno en el medio (EPA, 1999; EPA, 1996; Daniel, 1993). Es necesario tener en cuenta que no todos los compuestos son biodegradables y existen numerosos factores tanto biológicos como físicos y químicos que inhiben los procesos de biodegradación (Eweis et al, 1999; Riser-Roberts, 1996; EPA, 1996; Daniel, 1993;)
- Por último, el *lavado de suelos* consiste en el tratamiento del suelo por medio de sustancias químicas de carácter tensioactivo que degradan y facilitan la disolución de los hidrocarburos hacia el agua subterránea. Solamente es viable en suelos en los que no exista una gran cantidad de limos y arcillas. No es un tratamiento individual, ya que necesita del apoyo de otros como es del bombeo y tratamiento. (EPA, 1996).

Una vez valorado el estado actual del conocimiento se enumeran las carencias o lagunas encontradas en el sector de la descontaminación de los suelos contaminados:

1. Existe una carencia fundamental de referencias bibliográficas y de trabajos a nivel nacional, registrándose la mayor parte de los estudios e investigaciones en universidades, entidades estatales y revistas de investigación de Estados Unidos, y, en menor medida, en países europeos como Holanda y Alemania.
2. Los trabajos de investigación de mayor interés y de realización más reciente han sido encontrados vía Internet sin coste económico, generalmente en páginas web de la agencia medioambiental americana (USEPA) y de universidades de EE.UU.; así como en publicaciones y revistas especializadas en descontaminación de suelos, también de dicho país, existiendo un campo de publicaciones mucho más reducido a nivel europeo y sobre todo a nivel nacional.
3. Los modelos de sorción y los tipos de isothermas de sorción se encuentran definidas para suelos y contaminantes concretos dentro de ensayos de laboratorio, no habiéndose encontrado resultados de modelos de sorción para un emplazamiento real contaminado que abarque y tenga en cuenta todos los parámetros que intervienen en los procesos de sorción (arcillas, materia orgánica, coeficiente de carbono orgánico, tipo y propiedades del hidrocarburo, hidrofobicidad, etc).
4. Falta una discusión clara entre la relación existente en la generación de procesos de biodegradación y de volatilización producidos por los sistemas de tratamiento por extracción de vapores del suelo y por inyección de aire (factor de bioestimulación).
5. Falta un contraste de resultados entre los ensayos de tratamiento de aireación en general realizados en laboratorio y los llevados a cabo "in situ" tanto en pruebas piloto como en obras de descontaminación reales, contraste fundamental ya que las condiciones naturales son muy difíciles de reflejar en el laboratorio, ya que existen multitud de parámetros que afectan en mayor o menor grado y resultan difíciles de cuantificar y simular de forma artificial (velocidad de flujo subterráneo, heterogeneidades en el terreno, biodisponibilidad de nutrientes, etc.).

6. Los métodos existentes para el diseño de los sistemas de aireación necesitan de parámetros difíciles de cuantificar en un emplazamiento "in situ", o bien necesitan de unos ensayos o se basan en unas ecuaciones de cálculo muy complejas lo que dificulta dichos cálculos básicos. Estos parámetros difíciles de cuantificar son: permeabilidad al aire y porosidad al aire del suelo, difusividad de los compuestos volátiles, velocidad del aire en el suelo.
7. El cálculo del reparto entre las distintas fases en que se puede presentar la contaminación en el medio o balance de masas se define con expresiones basadas en los valores de concentración de las distintas fases y no en función de la masa de existente. Así mismo, el concepto de tasa de renovación de aire se basa en complejas cálculos numéricos con parámetros que difícilmente son cuantificables en emplazamientos reales.
8. No existen modelos conceptuales de descontaminación para ninguno de los tratamientos expuestos, así como no existen sistemas de cálculo estimativo de los procesos de eliminación que van a tener lugar una vez puesto en marcha el sistema.
9. Así mismo, no existe un método de cálculo estimativo de los tiempos de limpieza requeridos fiable y que considere los parámetros fundamentales que definen tanto las características del emplazamiento contaminado como el método de tratamiento.
10. Se observa que existe una carencia fundamental como es el estudio de la evolución de los procesos que afectan directa e indirectamente en una descontaminación, así como la definición de los parámetros indicadores de dichos procesos y las variables vinculadas con el desarrollo de la eliminación de la contaminación en las cuatro fases posibles en las que puede presentarse.

En definitiva, en el análisis crítico del estado del conocimiento se observa que no hay una unificación de criterios a la hora de evaluar los variables que afectan en una descontaminación, ya que existe una ausencia de identificación de los parámetros que definen dichos procesos y que afectan directa o indirectamente en el rendimiento de los sistemas de descontaminación según sean las características del medio y del tipo de contaminante; siendo necesaria la definición de ecuaciones que definan la evolución de la eliminación de la contaminación y la elaboración de un modelo conceptual que permita



estimar la evolución del sistema y el tiempo de limpieza requerido para la remediación del emplazamiento.

Así mismo, se advierte el desarrollo de modelos excesivamente conservadores basados exclusivamente en procesos individuales de volatilización o de biodegradación y, por consiguiente, existe una laguna de investigación donde se muestren la actuación conjunta de ambos procesos en un sistema de extracción de vapores y bioventing. La investigación de modelos conjuntos de volatilización-biodegradación debe llevar implícito la funcionalidad de los mismos, para mejorar el alcance y la práctica de las técnicas de saneamiento y el conocimiento de los procesos de evolución de la descontaminación de suelos afectados por hidrocarburos.

Uno de los objetivos estratégicos del "*Plan Nacional de Investigación Científica de Desarrollo e Innovación Tecnológica*" del M<sup>o</sup> de Ciencia y Tecnología para el 2000-2003 es mejorar el aprovechamiento de los resultados de I+D por parte de las empresas y de la sociedad española en su conjunto e incrementar los recursos humanos cualificados dentro del sector público como en el privado, siendo una de las áreas prioritarias de investigación el Medio Ambiente, y, en concreto, el desarrollo del tratamiento y depuración del agua por un lado, y por otro, de instrumentos, técnicas y métodos de seguimiento de variables medioambientales.

Dentro de este marco de fomento de la investigación se encuentra la concesión de la ayuda a D<sup>a</sup> Esther Maroto Arroyo para la elaboración de la presente **Tesis Doctoral**. Esta ayuda se encontró dentro del programa de "*Intercambio de Personal Investigador entre Industrias y Centros Públicos de Investigación*" (Convocatoria año 1992, BOE 20-11-92)<sup>1</sup>.

Este trabajo de investigación encaja de forma global con los objetivos del Plan de I+D del Ministerio de Ciencia y Tecnología y con las deficiencias encontradas en la revisión y análisis del estado del conocimiento respecto a la contaminación de suelos y aguas subterráneas.

---

<sup>1</sup> Dicho programa perteneció inicialmente a la Dirección de Enseñanza Superior e Investigación Científica del Ministerio de Educación y Ciencia (RD 696/2000) pasando desde el enero del 2000 al Ministerio de Ciencia y Tecnología.

# **CAPÍTULO V**

## **METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN**

## V. METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN

### V.1. DESCRIPCIÓN DE LOS EMPLAZAMIENTOS ESTUDIADOS

Para la realización de los trabajos de investigación de la tesis doctoral se ha elegido un emplazamiento tipo ubicado en el *centro* de España, con presencia de contaminación por hidrocarburos, en los cuales una vez finalizada la campaña inicial de investigación y diagnóstico de la contaminación en el subsuelo, se ha diseñado y puesto en marcha *dos pruebas piloto o campo de pruebas* con sistemas de remediación similares y adaptados a las características de la contaminación de cada emplazamiento. Estas pruebas piloto son las de mayor peso en la investigación debido a su entidad e infraestructuras.

Ambos campos de pruebas, correspondientes a dicho emplazamiento (*centro*), denominados **campo de pruebas nº 1** y **campo de pruebas nº 2**, se encuentran situados a 500 m de distancia entre sí, y poseen las mismas características geológicas e hidrogeológicas, y difieren únicamente en la presencia y distribución de la contaminación en subsuelo. Ambos campos de pruebas se consideran por su infraestructura y características los de mayor peso en la investigación.

En ellos se ha diseñado y utilizado para descontaminar el suelo y las aguas subterráneas un conjunto de tecnologías de probada eficacia en otras experiencias a nivel internacional, consistentes en un sistema de extracción de vapores e inyección de aire en el suelo, junto con bombeo y tratamiento del agua subterráneas y el producto libre.

Estas tecnologías se adecuaron a las características geológicas e hidrogeológicas de cada campo de pruebas mediante la realización de ensayos previos a la puesta en marcha y a lo largo de todo el tiempo en que duraron los trabajos de investigación y seguimiento de los procesos, aplicando mejoras al sistema diseñado y observando la evolución y eficacia de las mismas.

Para finalizar los trabajos de investigación, los resultados obtenidos se han contrastado con los datos obtenidos en otros cuatro emplazamiento reales, *emplazamientos de contraste*, definidos en el Anejo I, en el que se pusieron en marcha otros campos de pruebas y que ha servido para verificar y contrastar las hipótesis generadas de los campos de pruebas nº 1 y nº 2.

El emplazamiento de contraste 1 es el de mayor definición y del que se tiene mayor información de los cuatro utilizados de contraste, aunque este emplazamiento modelo tiene menor peso en la investigación respecto a los campos de pruebas nº 1 y nº 2, ya que solamente se ha utilizado como contraste de hipótesis.

Tanto en los campos de prueba como en los emplazamientos de contraste se han utilizado similares técnicas o sistemas de tratamiento del suelo y de las aguas subterráneas, situándose la diferencia entre ellos en el tipo, concentración y la forma de estar presente la contaminación en el suelo y en las aguas subterráneas, habiéndose identificado en los campos de pruebas queroseno, y en los emplazamientos de contraste, gasolina y gasóleos.

En los campos de pruebas y en los emplazamientos de contraste el subsuelo está constituido por depósitos aluviales cuaternarios formados por niveles interestratificados de arenas arcillosas y/o limos arcillosos y arcillas sobre un nivel, de espesor variable, de cantos y gravas arenosas. Debajo de estos depósitos aluviales se encuentra un sustrato constituido por materiales de carácter impermeable formado por arcillas del Terciario.

Para la selección del sistema más efectivo se tuvieron en cuenta las características hidrogeológicas y geológicas existentes, así como las características del contaminante y su distribución en el suelo. Se eligió como sistema común y principal la **extracción de vapores orgánicos** del suelo (Soil Vacuum Extration o SVE), al cual se le adicionó una serie de mejoras para conseguir un mayor rendimiento del sistema, basadas en la utilización en conjunto de una serie de técnicas innovadoras consistentes en **inyección de aire** en el suelo (Bioventing), sistema de **alto vacío** (SVA), **bombeo y tratamiento** de aguas contaminadas (Pump&Treat), **biorremediación** y abatimiento del nivel freático.

En los campos de pruebas y en los emplazamientos de contraste se utilizaron de forma individual o combinada los sistemas elegidos, separándose conceptualmente el tratamiento en el sistema formado para el tratamiento de suelos (línea de aire) y de aguas subterráneas (línea de agua).

## **V.2 METODOLOGÍA DE LA INVESTIGACIÓN**

Los trabajos de investigación en los emplazamientos elegidos se han dividido en tres fases, la primera fase ha consistido en la realización de la investigación de la contaminación en la zona de estudio, caracterizando y evaluando la contaminación, una segunda fase, consisten en el diseño y puesta en marcha del sistema o conjunto de técnicas "in situ" para el saneamiento del suelo, y una tercera, y última fase, consistente en el análisis e interpretación de los resultados obtenidos.

### **V.2.1. Primera fase de investigación**

Los trabajos de investigación y análisis se orientarán hacia la evaluación del nivel de contaminación de los suelos y aguas subterráneas en los emplazamientos escogidos, delimitar su extensión, establecer el nivel de riesgos y diseñar las correspondientes medidas de actuación, mediante ensayos en las pruebas piloto.

Esta primera fase de investigación se centrará en los siguientes puntos:

- Definir el medio físico del emplazamiento: geología e hidrogeología, y establecer el modelo de funcionamiento de los acuíferos que se detecten para definir el modelo de dispersión de los contaminantes hacia los potenciales receptores.
- Identificar la tipología, espesores y concentración de los hidrocarburos presentes, su extensión y distribución espacial (vertical y horizontalmente).
- Valorar los niveles de contaminación existentes y determinar el riesgo de transmisión y afección al medio y su entorno en función de su vulnerabilidad.
- Con los resultados obtenidos, se pondrán en marcha las medidas de actuación que se precisen, utilizando el método de descontaminación que se considere más adecuado.

### **V.2.2. Segunda fase de investigación**

La segunda fase de investigación se centrará en el seguimiento y control de los campos de pruebas. Para ello es necesario la determinación de la metodología de la investigación a

emplear y el estudio de la influencia y el grado de rendimiento de aquellos parámetros que afectan en un proceso de descontaminación del suelo y las aguas subterráneas.

La segunda fase de investigación se centrará en los siguientes puntos:

- Selección de los parámetros fundamentales de control en el sistema, relativos a los vapores extraídos, las aguas subterráneas y a los suelos.
- Proyectar un plan de muestreo y de control sistemático y periódico de los parámetros seleccionados.
- Diseñar posibles ensayos y pruebas dentro del sistema que sirvan de referencia para identificar la influencia y la interrelación que existe entre los distintos parámetros entre sí.
- Obtener los parámetros de dimensionamiento del sistema de descontaminación.
- Definir el alcance final y estimar la eficacia del sistema propuesto, cuantificando el rendimiento del sistema.

### **V.2.3. Tercera fase de investigación**

La última fase de investigación se corresponderá con el análisis e interpretación de los resultados obtenidos en los trabajos iniciales de caracterización de la contaminación y en la evolución de las pruebas piloto realizadas.

Dentro de este amplio campo de estudio esta fase se centrará en cinco puntos principales de investigación:

- El primero de ellos es la identificación de los procesos físico-químicos que afectan directa e indirectamente al desarrollo y migración de la contaminación, determinando los mecanismos de transporte de la carga contaminante, tanto en el suelo/subsuelo como en las aguas subterráneas.
- El segundo punto es la descripción de las ecuaciones que rigen el movimiento y el transporte de los contaminantes tanto en la zona no saturada como en la saturada.

- El tercer punto es la elaboración del modelo conceptual del comportamiento hidrogeológico y de la migración de la contaminación, así como de los procesos de descontaminación donde se evalúen los procesos físico-químicos y biodegradación acontecidos. Este modelo servirá de apoyo a los modelos elaborados mediante la utilización de programas de simulación informáticos.
- El cuarto punto se refiere al estudio de los parámetros conocidos que afectan directa o indirectamente en el rendimiento de los sistemas de descontaminación según sean las características del medio y del tipo de contaminante.
- El quinto punto se dirige hacia la elaboración de metodologías o modelos de evolución de los procesos que se ven implicados en la descontaminación, de cara al diseño futuro de este tipo de actuaciones.

### V.3. PLAN DE DESARROLLO DE LA INVESTIGACIÓN

La contaminación esta presente en todos los campos de pruebas tanto en el suelo como en las aguas subterráneas, en concentraciones suficientemente altas como para aplicar un tratamiento de descontaminación. El hidrocarburo se encuentra en las aguas subterráneas disuelto en el agua y en algunos puntos en fase inmisible como liquido en forma de producto libre; en el suelo en fase gaseosa, en forma de vapores volátiles entre los intersticios del suelo, y en fase sólida absorbido a la matriz del suelo.

El esquema constructivo de los campos de pruebas es básicamente el mismo, estando formados cada uno por unidades de descontaminación formadas por una línea de agua y otra de aire, constituidas por:

Línea de aire:

*Sistema extracción de aire / inyección aire + separador de gotas + filtros de carbón activo*

Línea de agua:

*Sistema bombeo agua/producto + separador agua/ producto + stripper ó carbón activo*

- 1) La línea de aire está formada esencialmente por el **sistema de extracción de vapores** (Soil Vacuum Extration) del suelo se efectúa mediante la conexión de pozos de extracción, situados en dos líneas paralelas, con *depresores de canal lateral* situados en unidades de descontaminación móviles. Los vapores extraídos (aire con concentraciones variables de hidrocarburo) se tratan previamente en un *separador de gotas* donde se condensa la parte líquida que acompaña al vapor extraído del suelo antes de su paso por los *filtros de carbón activo*, con el fin de no difundir a la atmósfera compuestos orgánicos volátiles.

Este sistema se ayuda de un **sistema de inyección** de aire mediante pozos de *inyección* contruidos para tal fin y que se sitúan en el eje de los pozos de extracción para facilitar la volatilización de los hidrocarburos y el flujo de los vapores orgánicos a los pozos de extracción. La inyección de aire en los pozos se efectúa mediante un *depresor con estrangulación en el lado de la presión* o inyector.

- 2) La línea de agua está diseñada mediante el **sistema de bombeo y tratamiento** (Pump&Treat) tanto para la extracción de las aguas subterráneas contaminadas y como del hidrocarburo en flotación. La extracción de la fase libre se realiza mediante bombeo con *bombas skimmer* o *bombas de fluidos totales* (ambas de accionamiento neumático). El hidrocarburo bombeado se conduce inicialmente hacia una "unidad de tratamiento" compuesta inicialmente por un *decantador* donde se separa por gravedad el hidrocarburo del agua, y donde el efluente obtenido posteriormente pasa a un *separador de hidrocarburos* por gravedad, aislándose la fase acuosa de la fase inmiscible residual existente, antes de su vertido a la red de saneamiento. La fase hidrocarburada junto con el producto más puro recogido en el decantador y en el separador pasan a ser gestionados adecuadamente.

Para incrementar la zona de exposición a la extracción de vapores y facilitar la eliminación del producto libre, se puede recurrir al abatimiento del nivel freático mediante *bombas eléctricas sumergibles* situadas en el fondo de los pozos de extracción.

Las aguas contaminadas son eliminadas mediante el sistema de bombeo y tratamiento, consistente en la extracción de las mismas por un sistema de bombeo, a través de *bombas eléctricas* situadas en fondo del pozo de bombeo/extracción, y el posterior



tratamiento de las aguas contaminadas bombeadas haciéndolas pasar por la *torre stripper* o en su defecto, por *filtros de carbón activo*.

Los trabajos relativos a la primera fase de investigación, correspondiente a la caracterización de la contaminación, se llevan a cabo en un plazo aproximado de 2 meses. Sin embargo, la duración de la segunda fase de la investigación, equivalente al tiempo de tratamiento o de actuación del sistema de descontaminación, es de aproximadamente 7 meses.

Las infraestructuras y características utilizadas en los campos de pruebas son:

Tabla V.1: Características de los campos de pruebas

UBICACIÓN EMPLAZAMIENTO	Centro		Este
	Nº 1	Nº 2	Contraste 1
Tipo contaminante	Queroseno	Queroseno	Gasolina + gasóleo
Matriz del suelo contaminado	Arcillas arenosas	Arcillas arenosas	Arcillas arenosas
Sistema extracción de vapores	si	si	si
Sistema inyección aire	si	si	no
Sistema bombeo y tratamiento	si	si	si
Sistema extracción producto libre	si	no	si
Extensión campo de pruebas (m <sup>2</sup> )	2.885	2.625	4.731
ML perforación de pozos	726	620	125
Nº pozos investigación	6	6	8
Nº pozos extracción	10	10	6
Nº pozos inyección	8	8	0
Nº pozos control	8	8	6

### V.3.1. Primera fase de investigación

Una vez seleccionados los dos emplazamientos donde realizar los campos de pruebas se llevó a cabo la caracterización geológica e hidrogeológica y una investigación de la contaminación. Los trabajos realizados se resumen a continuación:

#### V.3.1.1. Caracterización geológica e hidrogeológica de los campos de pruebas:

- Estudio del marco geológico e hidrogeológico general del emplazamiento.

- Ejecución de sondeos en seco y con recuperación de testigo con levantamiento de las columnas litológicas mediante descripción detallada de los materiales existentes.
- Toma de muestras inalteradas y parafinadas para la realización de análisis de mecánica de suelos en el laboratorio e identificación de la densidad seca, permeabilidad, índice de huecos, y humedad.
- Ejecución de piezómetros, para el registro y evolución de los niveles freáticos y así poder identificar la dirección y la velocidad del flujo subterráneo.
- Realización de ensayos de bombeo para la determinación de los parámetros hidráulicos que definen el acuífero (transmisividad, coeficiente de almacenamiento y conductividad hidráulica).

#### **V.3.1.2. Caracterización de la contaminación inicial de los campos de pruebas**

- Toma de muestras de suelos durante la ejecución de los sondeos para el análisis de TPH y BTEX en el laboratorio, y realización in situ de la medida de los COV's mediante la técnica de "head space".
- Toma de muestras líquidas en los piezómetros para el análisis de TPH, BTEX y calidad general en el laboratorio.
- Toma de muestras gaseosas en boca de piezómetro para el análisis de TPH y BTEX en el laboratorio y registro de la explosividad, COV's y el oxígeno de forma periódica.
- Control y seguimiento de la evolución del espesor de producto libre aparente en los piezómetros de control.
- Obtención del espesor real de producto libre en flotación sobre el nivel freático mediante la realización de ensayos de "bail-down".

### **V.3.2 Segunda fase de investigación**

Una vez caracterizados los emplazamientos donde se van a ubicar los campos de pruebas se lleva a cabo el diseño y la ejecución del sistema de descontaminación, así como se establece el programa de control y seguimiento. Los trabajos realizados se resumen a continuación:

#### **V.3.2.1. Control y seguimiento de los campos de pruebas**

Una vez puesto en marcha el sistema en cada campo de pruebas se pasa a realizar el control y seguimiento de la descontaminación, registrando de forma periódica los siguientes parámetros:

Control y seguimiento de la extracción de vapores:

- Medición de los caudales de aire extraídos
- Medición de los caudales de aire inyectados
- Medición de la presión de vacío en los pozos de extracción
- Medición de la explosividad de los gases extraídos
- Medición de metano de los gases extraídos
- Medición de dióxido de carbono de los gases extraídos
- Medición de temperatura del aire de los gases extraídos
- Medición de temperatura del aire de los gases de inyección
- Muestreo de vapores orgánicos extraídos (TPH y fracción volátil)

Control y seguimiento de aguas subterráneas y de extracción de producto:

- Medición de niveles piezométricos en los pozos
- Medición de espesores aparentes de producto en los pozos
- Muestreo de aguas subterráneas (TPH y fracción volátil)
- Muestreo de nutrientes

Control y seguimiento en suelos:

- Muestreo de suelos en sondeos de comprobación (TPH y fracción volátil)
- Medición de la humedad del suelo
- Muestreo de nutrientes

Ensayos realizados:

- Ensayos de bail-down
- Ensayos de inyección de aire
- Ensayos de vacío

### **V.3.2.2. Revisión de los datos obtenidos**

Dado el enorme volumen de información obtenida en las anteriores fases de investigación se hace necesario el tratamiento técnico-estadístico de los datos registrados con el fin de realizar un meticuloso estudio comparativo entre los resultados obtenidos los distintos parámetros.

El estudio de la evolución de la descontaminación de las pruebas piloto realizadas dará lugar a las curvas de evolución de los parámetros registrados frente el tiempo de tratamiento, como por ejemplo: COV's-tiempo de tratamiento; Presión de vacío-tiempo de tratamiento; TPH-tiempo de tratamiento; Caudales extracción-tiempo de tratamiento, etc.

### **V.3.3. Tercera fase de investigación**

La tercera fase de investigación se corresponde con el análisis e interpretación de los resultados obtenidos en los trabajos realizados en la primera y la segunda fase de investigación.

#### **V.3.3.1. Interpretación y discusión de resultados**

La interpretación y análisis de los resultados obtenidos tiene como objetivo final la elaboración del modelo conceptual del comportamiento hidrogeológico y de la migración de la contaminación, así como de la evolución de los procesos de descontaminación donde se evalúen los procesos físico-químicos y biodegradación acontecidos. Este modelo servirá de apoyo a los modelos elaborados mediante la utilización de programas de simulación informáticos (AIRFLOW<sup>a</sup> y MODFLOW<sup>b</sup>) y los modelos estimativos de comportamiento del sistema realizados por los métodos de cálculos revisados en la investigación bibliográfica.

---

<sup>a</sup> Programa de simulación informática Airflow-SVE, v-1. Waterloo Hydrogeologic Software, 1995.

<sup>b</sup> Programa de simulación informática Visual Modflow., v 2.6. Waterloo Hydrogeologic Software, 1997.

Para ello se llevará a cabo un balance de masas entre la masa inicial de la contaminación (en cada una de sus fases) y la masa final obtenida después de finalizado el sistema de tratamiento, observando la evolución de cada una de las fases a lo largo del tratamiento.

Así mismo se identificarán las variables que afectan de forma directa e indirectamente en la evolución de la descontaminación, se elaborará un balance entre los procesos físico-químicos que han tenido lugar durante la descontaminación y los procesos de biodegradación acontecidos.

### **V.3.3.2. Elaboración del modelo conceptual de descontaminación.**

Para la elaboración de dicho **modelo conceptual** será necesario identificar los parámetros que afectan directa o indirectamente en el rendimiento de los sistemas de descontaminación según sean las características del medio y del tipo de contaminante.

Inicialmente se elaborará un *modelo estimativo* de los procesos de descontaminación que a priori tendrán lugar, volatilización -mediante el sistema de extracción de vapores- y eliminación de la fase libre y disuelta -mediante la extracción de producto libre y aguas subterráneas-, así como se estimará el tiempo de limpieza necesario para cada campo de pruebas. Este modelos estimativo se basará en los métodos de cálculo existentes y revisados en la investigación bibliográfica.

Posteriormente, y una vez analizado y especificado cada uno de los parámetros de evolución reales, se elaborará un *modelo conceptual innovador* que defina y resuelva los procesos acontecidos en cada campo de pruebas.

Por ultimo, se lleva a cabo el contraste de dicho modelo conceptual con la modelización hidrogeológica y de la contaminación elaboradas mediante el programa informático de simulación del flujo subterráneo MODFLOW, y la modelización de los procesos de descontaminación producidos mediante el programa informático AIRFLOW, de modo que se acredite el modelo conceptual propuesto.

#### **V.4. DESCRIPCIÓN DE LOS PROCEDIMIENTOS DE TRABAJO UTILIZADOS**

Tanto la fase inicial de investigación como la sucesivas en el control y seguimiento de la descontaminación se realizaron siguiendo un protocolo de trabajo. Esta metodología se ha basado en los métodos elaborados por la Agencia de Medio Ambiente americana (USEPA), y en los procedimientos de Calidad y Medioambiente utilizados en GEOCISA. La elaboración de otro tipo de ensayos, como los de vacío y el de inyección, selección y proceso de toma de datos, y de diversas pruebas de comparación de parámetros realizadas en los campos de pruebas se ha realizado a criterio de la autora de la presente TESIS DOCTORAL y según se iban produciendo los trabajos de investigación.

A continuación se detallan los procedimientos relacionados con la ejecución de sondeos instalación de pozos, la toma de muestras de suelos, gases y aguas subterráneas, y realización de ensayos tipo "head space" y baildown.

Así mismo, se indica el procedimiento de análisis mediante cromatografía de gases (CG) utilizada en la determinación de TPH (Hidrocarburos Totales del Petróleo) y fracción volátil en el laboratorio en suelos, gases y aguas.

##### **V.4.1. Protocolo de ejecución de sondeos e instalación de pozos**

A continuación se detallan los procedimientos de ejecución de sondeos (solo con recuperación de testigo, los realizados a destroza no están descritos), tanto los considerados como profundos (hasta arcillas de la formación La Peñuela del Terciario) como los superficiales (aquellos que se encuentran hasta los cantos y gravas del Cuaternario); y la instalación de piezómetros de investigación y los pozos de los campos de pruebas.

##### **V.4.1.1. Ejecución de sondeos e instalación de pozos en la fase de investigación**

###### **a) Sondeos profundos (piezómetros largos)**

###### ***1. Procedimiento de aislamiento con cementación (nº 1)***

La perforación se realiza a rotación con extracción continua de testigo, mediante batería tipo "B" de 101 mm en seco para evitar el arrastre de la contaminación-, hasta localizar el primer

nivel freático y alcanzar el siguiente nivel de baja permeabilidad –muro del acuífero superficial.

La perforación penetra hasta 1 m en el tramo inferior de baja permeabilidad. Posteriormente se ensancha hasta 200 mm de diámetro, con tripleta y se introduce un revestimiento de 165 mm, de acero, para poder recuperarlo, después por el interior se introduce una batería de 120 mm de diámetro para hacer una maniobra de 50 cm de perforación. A continuación, se introduce una tubería de PVC de 125 mm.

Una vez instalados los dos revestimientos por el anular entre ellos se procede a inyectar una lechada de mortero-cemento y paralelamente se va retirando el revestimiento de acero exterior. La lechada de mortero-cemento lleva un aditivo acelerante del fraguado. Finalmente queda cementado todo el anular entre la tubería de PVC y la perforación de 200 mm.

Una vez fraguada la masa de cementación, se continúa la perforación por el interior de la tubería de PVC de 125 mm con una batería tipo "B" de 101-86 mm de diámetro, a rotación con recuperación de testigo, si el material mas frecuente es permeable. Si este terreno fuera de baja permeabilidad, se continúa la perforación hasta unos 5 m más (en 1/3 de los sondeos profundos).

Si es necesario, se utiliza una tubería de revestimiento de 101 mm para evitar el colapso de las paredes de la perforación. Esta tubería es retirada durante las labores de entubado y el de los piezómetros.

Con este procedimiento se instalaron los piezómetros P-1L, P-3L, P-4L, P-6L, P-9L y P-14L.

## *2. Procedimiento de aislamiento con tubería de revestimiento (nº 2)*

La perforación se realiza a rotación con extracción continua de testigo, mediante batería tipo "B" de 101-86 mm de diámetro, en seco – para evitar el arrastre de contaminación -. En todo momento se emplea tubería de revestimiento de 101 mm hasta atravesar los materiales que constituyen la terraza y empotrarse en los materiales del Mioceno, evitando así la conexión del acuífero superficial posiblemente contaminado con el más profundo, "a priori" exento de contaminación.

Las maniobras de avance de la batería por delante del revestimiento, son como máximo de 50 cm; en cada maniobra de avance del revestimiento, antes de continuar con la perforación se procede a limpiar el interior del taladro de los detritus que puedan haber colapsado con la bajada del revestimiento. Una vez que el taladro está limpio se continúa con la perforación.-

Posteriormente, si es necesario para evitar el colapso de las paredes se continúa empleando la tubería de revestimiento. Esta tubería es retirada durante las labores de entubado y engavillado de los piezómetros. La perforación se finaliza una vez alcanzado los niveles relativamente mas permeables (gravas). De lo contrario, si el terreno es de baja permeabilidad, se profundizará unos 4 o 5 m. En ambos procedimientos, las herramientas de perforación y los vástagos son limpiados con agua a presión antes de cada nueva perforación y cada vez que se atravesase un nivel contaminado.

El testigo del sondeo se deposita en cajas porta testigo convenientemente ordenados y numerados. Cada extracción de batería se separa de la siguiente y se indica las correspondientes profundidades de extracción. La caja queda convenientemente identificada.

Con este procedimiento se instalaron los piezómetros P-2L, P-5L, P-7L, P-8L, P-10L, P-11L, P-15L, P-16L y P-17L.

#### **b) Sondeos superficiales (piezómetros cortos)**

A 1 m de distancia de cada piezómetro largo se perfora otro corto, de 101 mm de diámetro, a rotación con recuperación de detritus hasta el muro del primer nivel freático de la misma forma, se instala un piezómetro enfrentado con dicho nivel acuífero, en el espacio anular se instala un macizo filtrante constituido por grava silicea calibrada (2-4 mm), sellando con bentonita el resto del sondeo para evitar la interconexión a través de la perforación.

De la misma forma, una vez concluida las labores de perforación, realizados el entubado selectivo de los piezómetros, engravillado y sellado, se procede a la limpieza y desarrollo de cada piezómetro para propiciar el aumento de la permeabilidad del terreno circundante.

Cada piezómetro, tanto los largos como los cortos, queda cerrado con una arqueta de inspección, consistente en un tubo metálico de protección dotado de tapa de rosca con llave



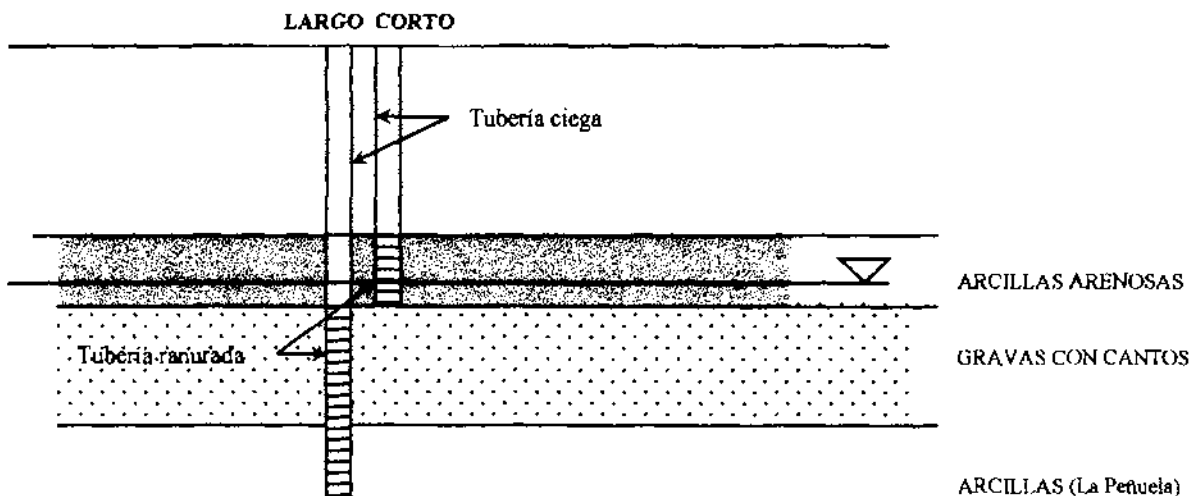
de seguridad. La arqueta tiene un diámetro de 110 mm y quedará enrasada con la superficie del terreno, asfalto o pista de aparcamiento, sellada con una masa de cemento que asegurará su protección y estanqueidad.

Con este procedimiento se ejecutaron todos los piezómetros cortos, es decir: P-1C, P-2C, P-3C, P-3I, P-4C, P-5C, P-6C, P-7C, P-8C, P-9C, P-10C, P-11C, P-14C, P-15C, P-16C, y P-17C.

En el Anejo II se encuentra una tabla donde se detallan los trabajos de perforación e instalación de piezómetros de investigación.

En la figura siguiente se presenta un esquema de los instalación de los piezómetros cortos y largos, localizándose la situación de los tramos ranurados:

**Fig. V.1: Esquema de los piezómetros de investigación**



#### V.4.1.2. Ejecución de sondeos e instalación de pozos en los campos de pruebas

La ejecución de los pozos de los campos de pruebas se realizaron mediante sondeos a destroza con un sistema mixto de perforación con revestimiento ocasional mediante tubería metálica especial, añadiendo agua y/o aire a presión para favorecer la perforación y la extracción del detritus.

Los sondeos se profundizaron en función del tipo y la función del pozo dentro del sistema, existiendo perforaciones profundas, hasta 20-25 m, que se corresponden con los pozos de extracción de aire y de bombeo, y perforaciones menos profundas, hasta 10-15 m, correspondientes a los pozos de inyección y a los de control.

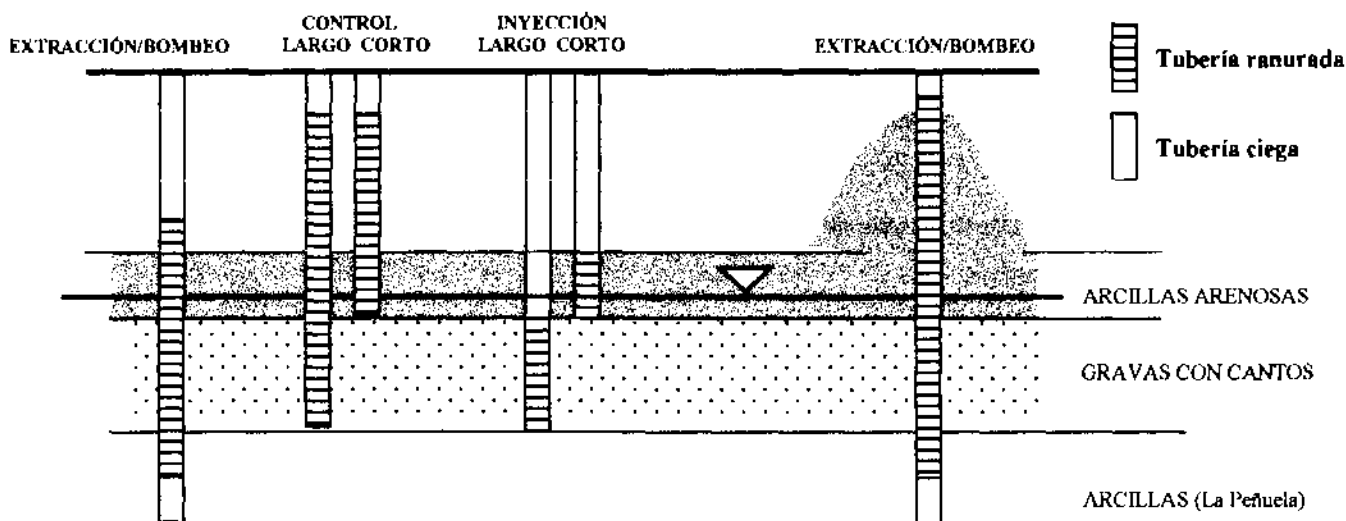
Los pozos de extracción se perforaron con un tricono y odex de 350 mm de diámetro, mediante un sistema mixto de perforación no convencional (rotopercusión) para paso de gravas y bolos, revistiendo con tubería metálica especial similar a la empleada para pilotes, y entubándose con una tubería de PVC de 125 mm ranurada en la zona de gravas y en la zona de suelo contaminado (aproximadamente 1 m por debajo de la cota inferior de gravas y 2 m por encima de la cota superior de gravas en el campo de pruebas nº 1 y hasta tres metros antes de superficie en el campo de pruebas nº 2), instalando en el resto tubería ciega. En el espacio anular se instala el macizo filtrante de grava silícea calibrada (2-4 mm), sellando con una mezcla de cemento bentonita los últimos 3 metros correspondientes a la tubería ciega.

Los pozos de inyección se realizaron igualmente a destroza, con un tricono de 150 mm, entubándose con una tubería de 50 mm de PVC, ranurada en el caso de los pozos de inyección largos (aproximadamente 15 m de profundidad) en la zona enfrentada a las gravas, y en el caso de los pozos de inyección cortos (aproximadamente 10 m de profundidad) en la zona de arcillas arenosas en donde se encuentra localizada la contaminación en el suelos, el resto se entuba con tubería ciega. En el espacio anular se introduce el macizo filtrante de grava silícea calibrada (2-4 mm), y se sella con una mezcla de cemento bentonita el último metro correspondiente a la tubería ciega.

Los pozos de control cortos y largos se realizaron siguiendo el mismo procedimiento que los pozos de inyección, diferenciándose en la profundidad de la perforación, ya que los pozos largos se instalaron hasta los 20 m (hasta el muro de las gravas aproximadamente) y los pozos cortos hasta los 15 m (hasta el techo de las gravas) y en la situación de los filtros ranurados, ya que en tanto en los pozos cortos como en los largos se localizaron a lo largo de todo el pozo salvo el último metro y medio en el que se instaló tubería ciega.

En la figure siguiente se muestra un esquema de los pozos construidos para los campos de pruebas:

Fig. V.2: Esquema de los pozos de los campos de pruebas



#### V.4.2. Protocolo de toma de muestras

El procedimiento de toma de muestras está basado en los protocolos de la USEPA (United States Environmental Protection Agency) para asegurar la conservación y representatividad de las muestras hasta su recepción en el laboratorio para su posterior análisis. El procedimiento de toma de muestras se llevará a cabo siguiendo los siguientes protocolos:

##### V.4.2.1. Protocolo de toma de muestras de suelo

El procedimiento a seguir de toma de muestras de suelo será el mismo para cada uno de los pozos que se lleven a cabo, realizándose del siguiente modo:

- ◆ Se tomarán como mínimo dos muestras de cada sondeo realizado.
- ◆ Las muestras que se tomen deberán ser representativas de la contaminación, intentando escoger muestras del suelo más contaminado a distinta profundidad.
- ◆ La toma de muestras se realizará con guantes estériles, metiendo inmediatamente la muestra en tarros de cristal con cierre hermético.
- ◆ Una vez introducida la muestra en el recipiente se procederá a taparla con papel de aluminio antes de cerrar la tapa para evitar el escape de COV's.

- ◆ Cada muestra llevará una etiqueta de identificación debidamente cumplimentada en la cual deberá llevar todos los datos necesarios para la correcta ubicación física y temporal de la muestra: situación del sondeo (campo de pruebas), nº de muestra, identificación del sondeo, profundidad aproximada y tipo de perforación, y fecha y hora del muestreo.
- ◆ Una vez tomada la muestra se refrigerará a 4°C como indica el protocolo de toma de muestras de la USEPA.
- ◆ La persona que tome la muestra deberá conservar, en todo momento, la cadena de custodia de las muestras.
- ◆ Una vez tomada las muestras se llevarán al laboratorio donde se procederá a su registro en Recepción de Muestras antes de llevarla al laboratorio.
- ◆ Una vez registrada la muestra se hará la petición de ensayos a realizar por el laboratorio de Química.

#### **V.4.2.2. Protocolo de toma de muestras de aguas subterráneas**

Con respecto a la toma de muestras de agua subterráneas se tendrá en cuenta que la toma se hará una vez realizado las operaciones de limpieza y desarrollo de los pozos y una vez que se establezcan las condiciones hidrogeológicas de la zona.

El procedimiento de toma de muestras a seguir se hará del siguiente modo:

- ◆ Se tomará cada una de las muestras de agua con "bailers" de un solo uso para evitar problemas de contaminación cruzada.
- ◆ La muestra se introducirá en una botella de vidrio esmerilado de 1 litro de capacidad.
- ◆ Las botellas deberán ser llenadas totalmente, evitando en la medida de lo posible la agitación del agua y que quede aire en el interior para evitar el escape de los compuestos orgánicos volátiles. El tapón de cierre deberá ser hermético.
- ◆ Cada muestra llevará una etiqueta de identificación debidamente cumplimentada para que quede perfectamente ubicada tanto física como temporalmente. Esta etiqueta deberá contener: situación del pozo (campo de pruebas), nº de muestra, identificación del pozo, y fecha y hora del muestreo.
- ◆ Una vez tomada la muestra de agua se refrigerará en nevera a 4° C a fin de mantener las propiedades de la muestra lo más inalteradas que sea posible.

- ◆ La persona que tome la muestra deberá conservar, en todo momento, la cadena de custodia de las muestras.
- ◆ Una vez tomada las muestras se llevarán al laboratorio donde se procederá a su registro en Recepción de Muestras antes de llevarla al laboratorio.
- ◆ Una vez registrada la muestra se hará la petición de ensayos a realizar por el laboratorio de Química.

#### **V.4.2.3. Protocolo de toma de muestras de gases:**

Con respecto a los gases orgánicos se procederá a la toma de muestras de gases con tubos carbón activo a la salida de los canales de extracción de vapores.

La toma de muestras de gases se llevará a cabo del siguiente modo:

- ◆ El tubo de carbón activo es introducido en la bomba de aspiración y situado en la salida de aire a muestrear.
- ◆ Para la toma de compuestos orgánicos serán necesarios del orden de 20 a 25 emboladas o aspiraciones de aire.
- ◆ Los tubos de carbón activo utilizados se tapanán una vez utilizados y se refrigerarán para evitar el escape de volátiles.
- ◆ Cada tubo irá convenientemente etiquetado a fin de poder ubicar la muestra tanto física como temporalmente. Cada etiqueta deberá contener: situación del punto de muestreo (campo de pruebas), nº de muestra, identificación del pozo o ramal, y fecha y hora del muestreo.
- ◆ Los procedimientos de seguimiento – cadena de custodia – y registro de muestras son idénticos a los especificados anteriormente para suelos y aguas.

#### **V.4.3. Protocolo de análisis por cromatografía de gases**

La técnica de cromatografía de gases se utiliza para determinar la concentración e identificar los compuestos hidrocarburos de muestras tanto de suelos, aguas como de gases. Este método analítico se basa en los protocolos utilizados por el American Petroleum Institute definidos en el "Manual of Sampling and Analytical Methods for Petroleum Hydrocarbons in

Ground Water and Soil" (apéndice B-7), y en el "Sampling and Analysis of Gasoline range Organics in Soil" (apéndice C-1).

La técnica de cromatografía de gases (CG) se basa en la separación de cada uno de los compuestos que forman parte del hidrocarburo en un extracto líquido de la fase líquida a la fase gaseosa al someter las muestras a subidas graduales de temperatura, y suficientes como para que se produzca esta separación, registrándose posteriormente en el detector.

La separación de los compuestos se basa por tanto en la temperatura de ebullición de cada uno. Estos compuestos una vez separados pasan a la columna de CG de forma muy rápida. El tiempo que el compuesto tarda en pasar a través de la columna se llama *tiempo de retención* o de *elutación*.

Los compuestos más volátiles, con cadenas con menor número de carbono ( $C_6-C_{10}$ ), poseen una temperatura de ebullición menor que los compuestos de cadenas más pesadas y de carácter menos volátil, por lo que los compuestos volátiles tardarán menos tiempo en pasar por la columna cromatográfica, y por tanto tendrán tiempos de retención menores, y se situarán al principio del cromatograma. Lógicamente, los compuestos con temperaturas de ebullición más altas, de cadenas largas ( $C_{10}-C_{18}$ ), tendrán tiempos de retención mayores y se situarán más a la derecha del cromatograma.

Cada uno de los compuestos analizados (gasolinas, gasóleos, querosenos, etc.) tendrán un cromatograma característico y por tanto la identificación de la muestra analizada, estudiando la configuración del mismo e identificando cada uno de los "picos" y tiempos de retención correspondientes. Así mismo, se puede conocer el grado de degradación del producto analizado y si hay mezcla de distintos compuestos.

La cuantificación de las muestras analizadas por CG se realiza calculando el área que ocupan todos los picos que conforman los compuestos del cromatograma, de forma que ese área se le hace corresponder con una *curva de calibración* en donde el área se corresponde con una concentración de TPH<sup>c</sup> determinada u otro compuesto, cabe destacar que se puede llevar a cabo para compuestos individuales o rango de cadenas.

---

<sup>c</sup> TPH (Total Petroleum Hydrocarbon): Hidrocarburos totales del petróleo

Fig. V.3. Cromatograma de una gasolina y un queroseno

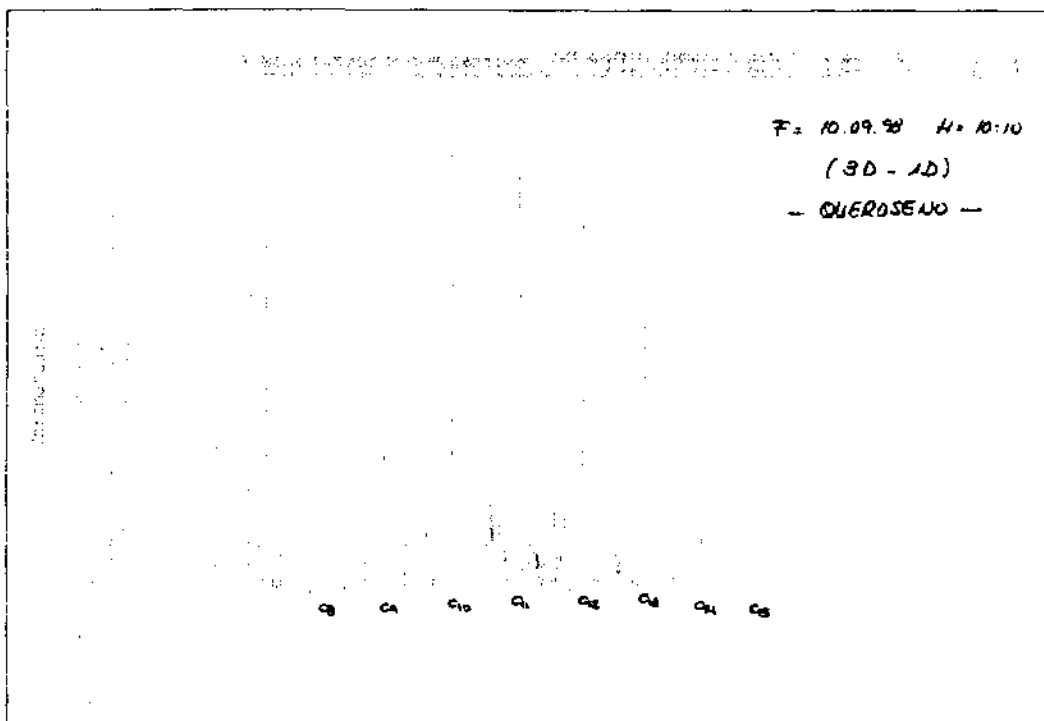
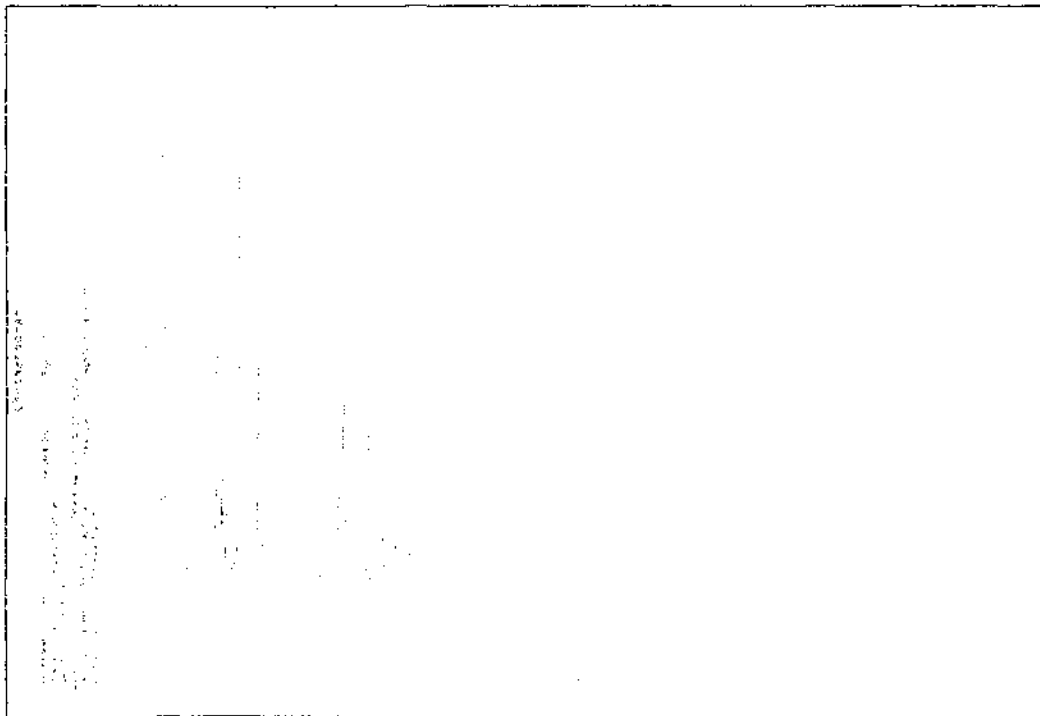
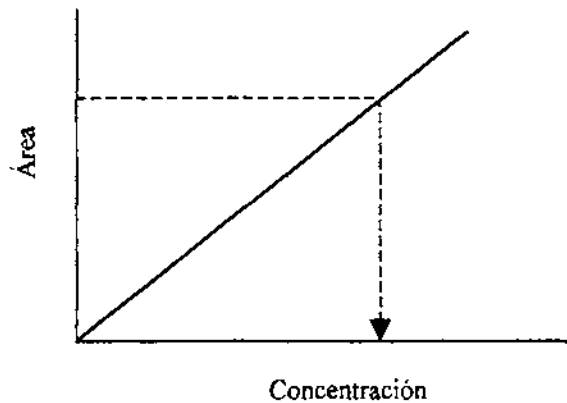


Fig. V.4: Ejemplo de curva de calibración



Una vez introducidos los compuestos en la columna de CG se reflejan en un detector de ionización (FID), en un detector de fotoionización (PID) o en un espectrómetros de masas (MS).

El FID está constituido por una llama de hidrógeno donde llegan los compuestos volatilizados. Una vez alcanzada la llama, los compuestos se “queman”, formando los iones que posteriormente son detectados en el FID. Cada uno de los compuestos tendrá un potencial de ionización (IP) determinado, por lo que será fácilmente identificable.

Tabla V.2: Potencial de ionización (IP) de algunos compuestos (Fuente: Bruya, 1995)

Compuesto	IP (ev)	Compuesto	IP (ev)
<b><u>Alcanos</u></b>		<b><u>Aromáticos</u></b>	
n- Hexano	10,18	Benceno	9,245
n-Pentano	10,08	Tolueno	8,82
Isooctano	9,86	Etil benceno	8,76
<b><u>Oxigenados</u></b>		O-xilenos	
Etanol	10,48	m-xilenos	
		p-xilenos	
		naftaleno	

El PID es un detector más selectivo que el FID y puede utilizarse para ver compuestos individuales. El PID se basa en la ionización mediante un haz de luz de los compuestos seleccionados con una determinada longitud de onda. Los compuestos que no son ionizados no podrán ser detectados.



La espectrometría de masas (MS) se basa en la excitación de los compuestos que pasan a través de la columna de CG, ionizándose una parte de los mismos y absorbiéndose otra porción de los mismos. Estudiando las frecuencias de ionización de cada compuesto se puede identificar cada uno de ellos.

#### **V.4.4. Ensayo de head space**

El ensayo de "head space" consiste en la medida "in situ" de concentración de los compuestos orgánicos volátiles (COV's) presentes en el suelo mediante un detector de fotoionización portátil (PID).

Esta medida de COV's es una medida representativa de la concentración real de hidrocarburos volátiles que existen en el suelo, que verifica la identificación de la presencia de contaminación por medios organolépticos, que sirve como criterio de selección de las muestras que son llevadas al laboratorio para analizar por cromatografía de gases.

Sin embargo, la concentración obtenida mediante el PID engloba una pequeña parte del registro de compuestos volátiles que pueden existir, por lo que las concentraciones obtenidas no siempre se corresponden con las obtenidas en el análisis de TPH en el laboratorio, a tenor de que el análisis se ve muy influenciado por las condiciones ambientales existentes, siendo muy sensible a la humedad y la temperatura.

El ensayo de "head space" se lleva a cabo siguiendo los siguientes pasos:

- ◆ Cada medio metro de perforación, se recoge del testigo de suelo extraído una muestra por duplicado de suelo, y se introducen rápidamente en sendos tarros de cristal.
- ◆ Una de las muestras se utilizará para el análisis de laboratorio y la otra para la realización del "head space". Para analizar en el laboratorio se seguirá el procedimiento de toma de muestras de suelo anteriormente expuesto.
- ◆ Para el ensayo de "head space", se rellena el tarro hasta la mitad de la capacidad del tarro de cristal, intentando desmenuzar el suelo para que puedan desprenderse los volátiles del suelo. Rápidamente el tarro debe taparse con papel de aluminio y con una tapa hermética para evitar el escape de volátiles.
- ◆ Se agita la muestra y se deja reposar durante 10-15 minutos a temperatura ambiente (se recomiendan temperaturas mayores de 15 °C).

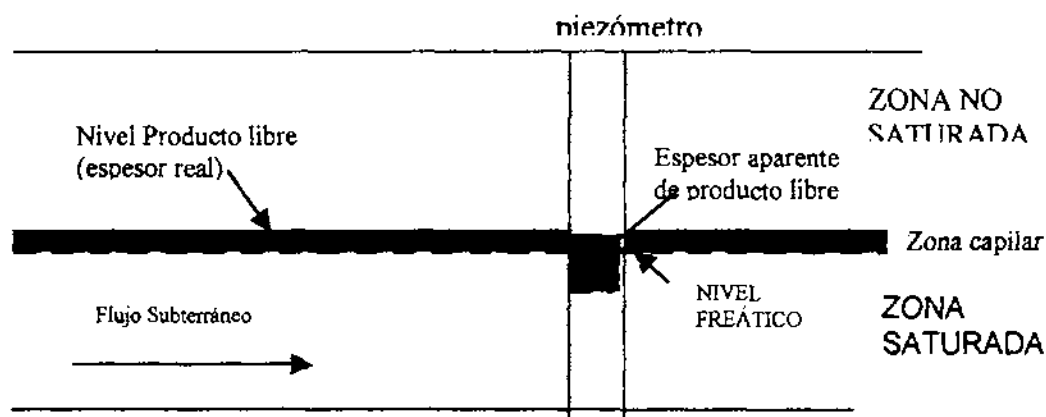
- ◆ Pasado dicho tiempo se destapa, y con cuidado de que no se desprendan los volátiles, se procede a la medición de COV's con el PID, anotando cuidadosamente la concentración obtenida, la profundidad de la muestra y la matriz del suelo.

#### V.4.5. Ensayos de bail-down

Una vez realizado las labores de limpieza y desarrollo de los piezómetros se pasa a realizar ensayo de "Bail-Down". Este ensayo está basado en los métodos desarrollados para medir la permeabilidad "in situ", para determinar el espesor real de producto libre.

Una de las dificultades que se plantea, es que el espesor de producto libre en flotación medido directamente desde los piezómetros de control no se corresponde con el espesor real en la formación acuífera, sino que se trata de un espesor aparente, el cual depende del ascenso capilar.

Fig. V.5: Esquema de la presencia de espesor real y aparente de producto libre sobrenadante



La diferencia entre el espesor aparente de producto libre y el espesor real se encuentra en el tamaño y distribución de los poros del suelo y en el ascenso capilar, aumentando la diferencia, esto es, el espesor aparente, cuanto mayor es el tamaño de grano y existe una menor proporción de arcillas.

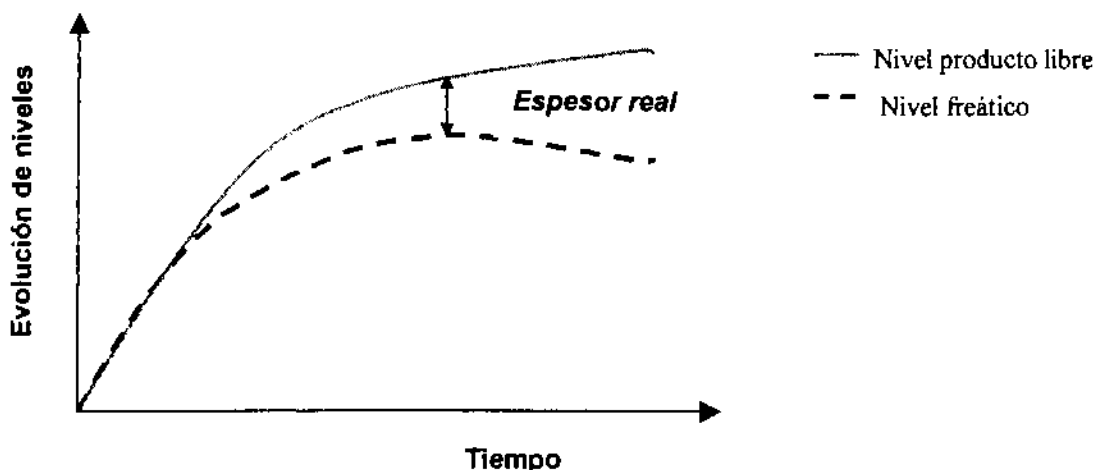
Los ensayos de campo de "Bail-Down" permiten estimar el espesor real de producto libre existente. Es un ensayo basado en los métodos desarrollados para medir la permeabilidad "in situ", por lo que además del espesor real de producto libre se puede obtener la permeabilidad de la formación.

El ensayo de "Bail-down" consiste en la extracción instantánea de un piezómetro, total o parcialmente penetrante en el acuífero, de un volumen de agua y fase orgánica. El vaciado del piezómetro tiene que ser de tal magnitud que se consiga retirar, o reducir considerablemente, el espesor de producto libre del interior de la tubería. A partir de este momento se procede a medir secuencialmente la recuperación del nivel del agua y del nivel de producto libre con sonda detectora de hidrocarburos. El ensayo se considera finalizado cuando se encuentran a un 90% del nivel inicial.

Se mide la recuperación del nivel del agua y del producto libre en un intervalo de tiempo estructurado de forma creciente desde el momento en que termina el proceso de purga del sondeo (por ejemplo del siguiente modo: 1, 2, 3, 4, 5, 10, 15, 20, 25, 30 y 45 minutos). Posteriormente con estos datos se procede a calcular la conductividad hidráulica del terreno y el espesor real de producto libre.

Como se puede ver en el gráfico adjunto el espesor de producto libre aumenta paulatinamente como consecuencia de la entrada del existente en la formación hasta un punto en el que se produce una inflexión, *punto de inflexión*; a partir de ese punto, el espesor de producto aumenta en detrimento del nivel del agua, ya que el nivel del agua se ve desplazado por la fase orgánica.

Fig. V.6: Curvas de interpretación ensayo de baildown



De este modo, el espesor en el punto de inflexión se interpreta como el *espesor real* de producto libre en el suelo.

## V.6. CONTROL Y SEGUIMIENTO DE LOS CAMPOS DE PRUEBAS

Durante la ejecución de las perforaciones se llevó a cabo la toma de muestras de suelos, aguas subterráneas y gases, así como se procedió al seguimiento y control de los niveles piezométricos de los pozos, espesores aparentes y reales de producto, caudales de agua, de aire, de vacío, de inyección, temperatura del aire extraído, el grado de explosividad presente, concentración de COV's, concentración de metano y de CO<sub>2</sub>.

Los datos obtenidos en cada campaña de medidas se anotó en fichas específicas para cada caso, identificando cada ficha el Campo de Pruebas a que pertenecía, así como la fecha y la hora de la toma de la medida y todas aquellas observaciones que se consideraban oportunas.

Así mismo se incluyó en la ficha el funcionamiento de los equipos para su control, indicando las bombas que se encontraban en funcionamiento, si los pozos de inyección se encontraban conectados, así como el estado y situación de los equipos de depuración y los depresores.

Para la comprobación de la efectividad del tratamiento en el tiempo se realizaron una serie de sondeos de comprobación localizados en el interior de campos de pruebas. Estos sondeos se realizaron en seco y con extracción continua de testigo, sobre los cuales se realizaron medidas de los vapores que contenía el suelo con el método del "head space". Se seleccionaron para el análisis en laboratorio de aquellas muestras que presentaron una concentración mayor de COV's.

Una vez realizados todos los pozos y antes de la puesta en marcha de todo el sistema de extracción se procedió a realizar una pruebas de bombeo con el fin de obtener los parámetros hidráulicos que definen el acuífero.

Para el control de la evolución del sistema de extracción de vapores se precedió a realizar un seguimiento exhaustivo de los caudales de aire extraídos y de la presión de vacío, de la variación de los niveles piezométricos de los pozos, de la concentración de TPH, COV's y explosividad de los vapores extraídos, así como del estado de cada uno de los equipos de vacío, inyección, y de depuración de los gases.

Para el control de la evolución del sistema de bombeo y tratamiento se llevó a cabo un seguimiento de la variación de los niveles freáticos y espesores aparentes de producto en los pozos, de los caudales de agua bombeados, de la concentración de TPH de las aguas

bombeadas, el volumen de producto libre extraído, así como del estado de cada uno de los equipos de bombeo y tratamiento (decantador, separador de hidrocarburos y stripper).

### **V.5.1. Medida de Compuestos Orgánicos Volátiles**

Se tomó de forma diaria la concentración de COV's con un detector de partículas por fotoionización (PID) tanto en las salidas del Conjunto I y del conjunto D como en las individuales para cada pozo.

El detector de fotoionización (PID) es un medidor de la concentración total de compuestos orgánicos volátiles, referida a un compuesto patrón que en este caso fue isobutileno, con el fin de obtener las medidas lo más fiables posibles.

Las unidades de medida de este equipo son de en partes por millón (ppm) en fase de gas, esto es, mililitros de gas por metro cúbico ( $\text{ml}/\text{m}^3$ )

Con los datos obtenidos se procedió a la realización de curvas de evolución de la concentración de compuestos orgánicos volátiles, recogidas en el Anejo IV y detalladas en los Apdos. VI.2.1.1. y VI.2.2.1.

### **V.5.2. Medida de Explosividades**

La explosividad se midió de forma diaria en todos los conjuntos I y D de cada unidad de descontaminación. Si era necesario, o cuando los valores obtenidos así lo requerían, se procedía a la lectura individual del índice de explosividad en todos los pozos de extracción.

La explosividad se midió con un explosímetro; este equipo dispone de un sensor catalítico que mide la concentración total de gases explosivos referida a un porcentaje del L.I.E. (Límite Inferior de Explosividad) de un gas de calibración, con dos tipos de gas, con hexano y con nonano; el hexano por ser un gas utilizado para medidas de seguridad en ambientes afectados por presencia de combustibles líquidos derivados del petróleo, y el nonano, por ser un gas que coincide con las características del queroseno.

Con los datos obtenidos se procedió a la realización de curvas de evolución de la explosividad recogidas en el Anejo IV y detalladas en los Apdos. VI.2.1.2. y VI.2.2.2.

### **V.5.3. Medida de metano, CO<sub>2</sub> y temperatura del aire**

Se observó la posibilidad de existencia de metano en el suelo debido a que no era correlacionable con la explosividad existente, cerca de un 40 % del L.I.E. en boca de piezómetro en algunos puntos (el explosímetro estaba calibrado con hexano), explosividad que se considera muy elevada, y la concentración de Vapores Orgánicos, con el PID, por lo que se procedió a la medida de su concentración.

Se realizó tres muestreos en periodos diferentes utilizando bolsas tipo Tygon, cogiendo muestras de gas en tanto en la salida de gases del ramal I como del D de los dos campos de pruebas.

Para controlar los procesos de biodegradación que se pudieran producir se procedió a la toma de muestras de gas para medir in "situ" la concentración de dióxido de carbono de los pozos de extracción. Las muestras se tomaron periódicamente a 5 metros de profundidad de determinados pozos de extracción, para evitar interferencias con el dióxido de carbono presente en el aire atmosférico.

Así mismo se llevó un control de la evolución de la temperatura de inyección y extracción de aire, tomando el registro de dichas temperaturas periódicamente en determinados pozos. El registro y evolución de estos parámetros se encuentran detalladas en los Apdos. VI.2.1.3. y VI.2.2.3. y en el Anejo IV.

### **V.5.4. Niveles piezométricos y espesores de producto libre**

Se tomó la medida del nivel freático, y de espesor aparente de producto libre si lo hubiese, en todos los pozos de la actuación existentes con el fin de obtener la planimetría y el abatimiento del nivel freático con el bombeo.

Por otra parte, se recopilaron periódicamente datos piezométricos y de espesor de producto libre de los pozos ejecutados durante las fases de investigación y los utilizados en el inventario de pozos, con el fin de evaluar el efecto de la actuación sobre el resto del área y realizar los mapas de isopiezas pertinentes.

En aquellos pozos donde se detectaba presencia de producto libre se procedió a la medida del espesor aparente existente con la sonda de hidrocarburos.

Las medidas piezométricas de todos los pozos se realizaron en principio diariamente, pero en función de la evolución se variaba la periodicidad de las campañas de medida llegando a realizarse hasta tres medidas en 24 horas.

Así mismo se hizo un control riguroso de la aparición de producto libre en cada uno de los piezómetros, con el fin de localizar los pozos con mayor productividad de producto libre y así poder situar en profundidad las bombas skimmer (y/o neumáticas) del modo más efectivo.

El registro de los niveles freáticos y espesores aparentes de producto junto con los planos de isopiezas a lo largo del tiempo de tratamiento libre se encuentran en el Anejo IV. La evolución de dichos parámetros se detalla en los Apdos. VI.2.1.4. y VI.2.2.4.

#### **V.5.5. Medida de caudales de extracción e inyección**

Se tomaron medidas diarias de los caudales de extracción de gases, tanto en el ramal I como en el D, de forma diaria, en cada uno de los pozos de extracción aunque en ocasiones especiales se llegó a tomar hasta tres medidas en 24 horas.

Así mismo se realizaron medidas diarias del volumen de aire inyectado, de forma total en el Campo de Pruebas nº 2, para conocer el volumen de aire total de aire inyectado mediante un caudalímetro instalado entre el inyector y los pozos de inyección. En el campo de pruebas nº 1 no se instaló ninguno por lo que se llevó a cabo una prueba de inyección de aire para determinar el caudal de inyección.

Las medidas de caudal de extracción de aire se tomaron en los rotámetros instalados al efecto en cada pozo, con escala de 10-100 m<sup>3</sup>/hora. Los caudales de inyección se registraron de forma global solamente en el campo de pruebas nº 2, mediante un caudalímetro con un campo de media de 10-250 m<sup>3</sup>/h.

Los resultados de los caudales de extracción de aire en el campo de pruebas nº 1 se muestran en el Apdo. VI.2.1.5, y los del campo de pruebas nº 2 en el Apdo. VI.2.2.5.. así mismo, los caudales de inyección de aire respectivos se encuentran en el Apdo. VI.2.1.6 y en el VI.2.2.6.

### **V.5.6. Medida de caudales de agua bombeados**

Se tomaron medidas periódicas del caudal de agua extraído mediante bombeo por cada pozo mediante caudalímetros instalados en cada línea de impulsión de agua, con el fin de controlar el volumen de agua extraída al principio del tratamiento, de forma diaria al principio y espaciándose posteriormente en el tiempo.

Las unidades de medida fueron tomadas en m<sup>3</sup>/hora.

Los resultados de los caudales de agua bombeados para cada pozo y campos de pruebas se indican en los Apdos. VI.2.1.9 y VI.2.2.8.

### **V.5.7. Medida del volumen de producto libre extraído**

El hidrocarburo extraído mediante el bombeo se trasvasaba a bidones de 200 litros donde era cubicado diariamente con el fin de llevar un control del volumen de queroseno extraído, antes de ser trasladado a los bidones de 1000 l correspondientes para su posterior gestión.

Los resultados de la extracción de producto libre se encuentran en el Apdo. VI.2.1.10.

### **V.5.8. Medida de presión de vacío**

Se midió la presión de vacío con un vacuómetro (mbar) en todos los pozos de extracción I y D así como en los pozos de control (C) y en todos los pozos de inyección (E) de forma diaria las primeras semanas de tratamiento, espaciándose el registro a medida que se estabilizaba el tratamiento.

Las unidades de medida utilizadas fueron en mbar.

Los resultados de vacío de cada pozo y campo de pruebas se muestran en las tablas del Anejo IV y en los Apdos. VI.2.1.8. y VI.2.2.7.

### **V.5.9. Muestreo de aguas subterráneas**

Mensualmente se recogía una muestra de agua entrada al decantador de hidrocarburos en el campo n° 1 y a la torre stripper en el n° 2, siguiendo el protocolo de recogida de muestras



indicado en el Apdo. V.4.2.2., para analizar la concentración de TPH del agua extraída mediante bombeo y control de la descontaminación en las aguas subterráneas. Antes del vertido a la red de alcantarillado, en algunos momentos se llevó a cabo un análisis del influente con el fin de controlar si cumplían los límites de concentración de vertido.

Los resultados se describen en los Apdos. VI.2.1.11 y VI.2.2.9.

#### **V.5.10. Muestreo de vapores orgánicos**

Se tomó muestra diaria de los gases extraídos antes de la entrada a los filtros de carbón activo mediante tomamuestras de carbón activo, para su análisis en el laboratorio. Inicialmente se procedió a la toma de muestras de cada uno de los pozos de extracción para obtener la referencia inicial de concentración existente.

Los análisis de gases en el laboratorio se efectúan mediante la extracción previa de los hidrocarburos del soporte de muestreo (tubos de carbón activo) y la determinación mediante cromatografía de gases (GC). Mediante este método se cuantifica el contenido en hidrocarburos totales del petróleo (TPH) y se identifican los compuestos individuales o rango de compuestos.

Las muestras de gases se tomaron de forma diaria tanto en el ramal I (aguas arriba) como en el ramal D (aguas abajo), siguiendo los protocolos de toma de muestras para gases recogidos en el Apdo. V.4.2.3.

Las unidades de medida de TPH son  $\text{mg}/\text{m}^3$ . Para convertir estas unidades a ppm de volumen ( $\text{ml}/\text{m}^3$ ) se utiliza la densidad del vapor. En el caso del queroseno en fase vapor la densidad es 4,5 veces la del aire, lo que supone 5,8  $\text{mg}/\text{ml}$ .

Los resultados se encuentran detallados en los Apdos. VI.2.1.12. y VI.2.2.10.

#### **V.5.11. Muestreo de suelos**

Se recogieron muestras de suelo durante la ejecución de los pozos de saneamiento como índices iniciales de contaminación junto con las muestras obtenidas en la campaña previa de investigación.

Una vez puesto en marcha todo el proceso de tratamiento se llevó a cabo una campaña periódica de sondeos de reconocimiento, en seco y con extracción continua de testigo, en donde se realizaba un "head space" cada medio metro de suelo y en función de ese resultado se analizaron las muestras de suelo que se consideraron más convenientes. Las campañas se realizaron a los 35-45 días, 75, y 140 días desde la puesta en marcha de cada uno de los campos de pruebas.

La toma de muestras se llevó a cabo tomando como referencia el protocolo de toma de muestras de la USEPA tal y como se describe en el Apdo. V.4.2.1.

También se tomaron muestras parafinadas de testigo para el análisis de los parámetros mecánicos del suelo en el laboratorio.

Los resultados se encuentran recogidos en el Apdo. VI.2.1.12. para el campo de pruebas nº 1 y en el Apdo. VI.2.2.11. en el campo de pruebas nº 2.

#### **V.5.12. Ensayos de bombeo**

En ambos campos de pruebas se realizó sendos ensayos de bombeo antes del inicio del sistema de descontaminación para conocer con mayor exactitud los parámetros hidrogeológicos de la zona contaminada (transmisividad, coeficiente de almacenamiento y permeabilidad), así como calcular los radios de influencia y de captación para los pozos de bombeo.

En el campo de pruebas nº 1 se realizó en el pozo D-2 y en el campo de pruebas nº 2 en el I-3. Los resultados del ensayo de bombeo en el campo de pruebas nº 1 se describen en el Apdo. VI.2.1.13, y los referentes al campo de pruebas nº 2 en el Apdo. VI.2.2.12. La interpretación de los ensayos se muestra en los Apdos. VII.2.1.1 y VII.5.1.1 para el campo nº 1 y nº 2 respectivamente.

#### **V.5.13. Ensayos de bail-down**

Se realizó de forma inicial un ensayo de baildown para conocer el espesor real en el P-6C que presentaba producto libre en flotación, como representación del espesor real existente en el campo de pruebas nº 1. Así mismo, a medida que se llevó a cabo las labores de saneamiento

se procedió a la realización de nuevos ensayos de baildown en dicho pozo para ver la evolución de dicho espesor en el tiempo.

Los ensayos de bail-down se realizaron siguiendo el procedimiento contemplado en el Apdo. V.4.5., mostrándose los resultados en el Apdo. VI.2.1.14.

#### **V.5.14. Ensayos de inyección de aire**

Se realizaron varias pruebas de inyección en ambos campos de pruebas, con el fin de conocer en el caso del campo de pruebas nº 1 el caudal de inyección resultante por el sistema y los radios de influencia, y en el campo nº 2, con el objeto de conocer la influencia de la inyección de vacío en diferentes parámetros de control.

En el campo de pruebas nº 1 se llevó a cabo un ensayo de inyección en el E-2L y en el E-2c (pozos de inyección corto y largo), integrado por 7 pruebas diferentes. El ensayo de vacío se llevó a cabo controlando la evolución del caudal de inyectado en el pozo y el de extracción en los pozos de extracción adyacentes, y observando la posible influencia en el nivel freático de los pozos cercanos. Los resultados del ensayo se especifican en el Apdo. VI.2.1.15. y la interpretación de los mismos VII.2.3.3.3.

En el campo de pruebas nº 2 se realizó otra prueba de inyección consistente en la observación de la variación de los niveles freáticos, concentraciones de COV's, TPH, explosividad, caudales de extracción y presiones de vacío en todos los pozos del campo de pruebas antes y después de haberse conectada la inyección de aire. Los resultados y la interpretación del ensayo se especifican en el Apdo. VI.2.2.13.

#### **V.5.15. Ensayos de vacío**

En el campo de pruebas nº 2 se llevó a cabo un ensayo de vacío en el suelo con el fin de determinar el comportamiento del vacío en el suelo y el radio de influencia de la presión de vacío con el sistema de extracción de vapores.

Los resultados del ensayo se detallan en el Apdo. VI.2.2.13. y la interpretación y cálculo del radio de influencia de vacío en el VII.5.3.3.2..

## V.5. DESCRIPCIÓN DE LOS EQUIPOS

A continuación se detallan los equipos utilizados en los trabajos de campo. Se indica el nombre del equipo, campo de medida, marca, modelo y nº de serie. En el Anejo I se encuentran recogidas las fichas de cada equipo, con los certificados de calibración.

Tabla V.3: Equipos utilizados en los trabajos de investigación

Nombre de equipo	Campo de Medida	Marca	Modelo	Nº de serie
Sonda interfase agua hidrocarburo	0-30 m	SOLINIST	122	1220017381
Sonda hidronivel	0-30 m	NORDMEYER	KABEL-AKUSTIC	7479
Monitor de gases	0,5-2000 ppm ( $\pm 10\%$ )	PE PHOTOVAC	2020	EK GG 336
Monitor de gases inflamables	0,5-500 ppm COV's 0-30% O <sub>2</sub> 0-100 % LIE	RAE SYSTEMS	PGM50-5P	501664
Explosivímetro	0-25% O <sub>2</sub> 0-100% LIE	DRAGER	Multiwarm II	Arm-6500
Bomba manual	100 $\pm$ 5 cm <sup>3</sup>	DRAGER	64	ARMB-F009
Toma muestras manual (bailer)	-	EIJKELKAMP	04.01/04.02	N/D
pHmetro	0-14	HANNA	HI 98107	N/D
Conductivímetro	0 a 10,99 ms/cm	HANNA INSTRUM. 3292	CONMET 2	N/D
Termómetro	-30 +50°C	POBEL	TEMM0010	N/D
Vacuómetro	0 a -25 mbar	MIP	DIN 63 INF. ¼"	N/D
Vacuómetro	0 a -100 mbar	MIP	DIN 63 INF. ¼"	N/D
Caudalímetro de agua	50-480 m <sup>3</sup> /h	TECFLUID	SC50/INOX	6510858
Rotámetro	0-100 m <sup>3</sup> /h			N/D
Compresor de canal lateral	500 m <sup>3</sup> /h -300 mbar	ELECKTROR	SD 8	
Separador de gotas	200 l			
Separador de hidrocarburos	1 obturador de 36 m <sup>3</sup> /h			
Bomba skimmer	56-66 l/h	DURHAN	TR-701	1-800-837-0864
Bomba eléctrica sumergible	0-90 m	GRUNDFOSS	MP1 MODELO 1*105003	98290359
Bomba neumática sumergible fluidos totales	0-70 m	BRAINARD-KILMAN TM	2"	1020
Compresor eléctrico	350 m <sup>3</sup> /h -400 mbar	INGERSOLL-RAND	EC9B20D1-43109206	6CDV404CR3
Equipo alto vacío	480 m <sup>3</sup> /h - 760 mbar	BUSCH	R 5 0400/0630 B	ND
Tubos carbón activo	$\leq 15.000$ mg/m <sup>3</sup>	DRÄGUER	Type G	67 288831
Tubos coloriméricos CO <sub>2</sub>	0-5000 ppm	DRÄGUER	CH 30801	ND
Cromatógrafo de gases	Con detector de ionización de llama (FID)	PERKIN-ELMER	AUTOSYSTEM	21089
Cromatógrafo de gases	Con detector de espectrometría de gases	VARIAN	SATURN 2000	21210

## **CAPÍTULO VI**

### **TRABAJOS DE INVESTIGACIÓN**

## **VI. TRABAJOS DE INVESTIGACIÓN**

### **VI.1. INVESTIGACIÓN INICIAL DE LA CONTAMINACIÓN**

#### **VI.1.1. Objetivos del estudio**

Los trabajos se centran en seis puntos principales de investigación:

- El primero de ellos es la caracterización de la contaminación en el emplazamiento elegido (en suelos, aguas y gases).
- El segundo es la elección de la ubicación de los campos de pruebas nº 1 y nº 2, en función de los resultados de la primera fase de investigación.
- El tercero es el estudio de las posibles alternativas de saneamiento a aplicar y el diseño de las pruebas piloto.
- El cuarto es el estudio y análisis de las condiciones iniciales de la contaminación antes de la puesta en marcha del sistema de tratamiento.
- El quinto es el control y seguimiento de los procesos de descontaminación que tienen lugar.
- El sexto es la exposición y análisis de los resultados obtenidos

#### **VI.1.2. Trabajos realizados**

##### **VI.1.2.1. Perforaciones y construcción de piezómetros**

Para la consecución del trabajo se procedió a replantear las perforaciones a partir de un plan inicial de reconocimiento, que se fue ajustando y ampliando a medida en que se fueron obteniendo los resultados de contaminación de los sondeos terminados.

Los sondeos de reconocimiento realizados ascendió a un total de 12 puntos replanteados en la zona de investigación (S-1, S-2, S-3, S-4, S-5, S-6, S-8, S-9, S-10, S-11, S-14, y S-15) Cada uno de los puntos de reconocimiento estaba formado por dos perforaciones, profundas, de unos 20 m, y superficiales, de 10 m aproximadamente, tal y como se ha detallado en el Apdo. V.4.1. La situación de todos estos puntos se indica en el plano 2 situado en el Anejo III.

La realización de los sondeos se efectuó a rotación con extracción continua de testigo, con

batería tipo "B" de 101 mm, en seco – para evitar el arrastre de la contaminación de unos niveles a otros – hasta atravesar los rellenos de carácter antrópico, la terraza cuaternaria y empotrarse entre 5 y 10 m en los materiales del Mioceno. Una vez efectuada la perforación se instala un piezómetro enfrentado con el nivel acuífero profundo, desarrollado en los materiales del Mioceno; en el espacio anular se instaló un macizo filtrante constituido por grava silícea calibrada (2-4 mm), sellando con bentonita el resto del anular para evitar la interconexión a través de la perforación.

Posteriormente, a 1 m de distancia de cada piezómetro largo se perforó otro corto hasta alcanzar el nivel freático superficial, y de la misma forma, se colocó un piezómetro enfrentado con el nivel acuífero de la terraza cuaternaria, en el espacio anular se instaló un macizo filtrante constituido por grava silícea calibrada (2-4 mm), sellando con bentonita el resto para evitar la interconexión a través de la perforación.

Por tanto cada sondeo se pasó a denominar con la letra P (piezómetro) seguida del número del sondeo y la letra C si era el caso de un piezómetro corto y de la letra L si era largo. (Ejemplo: S-1 se corresponde con P-1C y P-1L).

En el Anejo I se encuentra una tabla con la descripción detallada de la instalación de cada piezómetro, profundidad de los filtros y de la perforación.

#### **VI.1.2.2. Medición de compuestos orgánicos volátiles**

Durante la perforación de los sondeos se tomaron muestras de suelo, cada medio metro, para la lectura de la concentración de Compuestos Orgánicos Volátiles (COV's) mediante la técnica del "head-space". Se utilizó un PID (Photo-Ionization Detector) previamente calibrado con una disolución de 100 ppm de isobutileno en aire. El procedimiento de esta técnica se especifica en el Apdo. V.4.4.

Las medidas así obtenidas no permiten la identificación separada de los distintos compuestos, sino que aporta una medida global de la presencia de Compuestos Orgánicos Volátiles. Como ya se ha indicado, las lecturas obtenidas son medidas relativas respecto del gas utilizado en la calibración y dependen de la textura del suelo, del tipo de contaminante – presión de vapor – las condiciones ambientales existentes y del tiempo transcurrido desde que se produjo el vertido.

Las medidas de COV's realizadas en cada sondeo se encuentran recogidas en las columnas de los sondeos del Anejo III.

Tabla VI.1. Resultados de concentración de COV's en el ensayo de "head space" en sondeos de investigación

Prof. (m)	S-1	S-2	S-3	S-4	S-5	S-6	S-8	S-9	S-10	S-11	S-14	S-15
0	3,3	0,0	0,0	179,5	16,0	14,6	143,4	2,82	21,2	24,4	24,9	24,0
0,5	13,2	0,0	66,3	274,5	16,0	22,1	376,5	3,3	15,0	<b>1231,4</b>	29,1	23,5
1	13,6	33,4	349,7	261,3	15,0	19,7	63,5	9,9	17,4	<b>1320,7</b>	33,4	26,8
1,5	9,4	37,6	30,6	31,5	16,0	16,5	60,2	7,5	29,6	<b>1489,9</b>	29,6	27,7
2	7,5	34,3	37,6	63,0	14,6	16,5	123,1	9,4	34,8	<b>1555,7</b>	47,0	92,6
2,5	3,8	30,6	28,2	111,9	13,6	29,6	94,5	4,2	25,9	<b>1645,0</b>	24,9	83,7
3	2,8	32,0	23,5	135,8	32,4	37,1	30,6	3,8	30,6	<b>1837,7</b>	33,4	236,9
3,5	2,4	33,8	23,5	59,2	25,9	36,2	36,7	5,6	17,4	<b>1240,8</b>	32,0	195,5
4	2,8	42,8	32,4	58,3	35,7	32,0	315,8	5,2	30,6	<b>1297,2</b>	33,4	76,1
4,5	0,9	40,0	<b>775,5</b>	43,7	30,6	34,3	32,0	10,3	12,7	<b>1616,8</b>	30,6	87,4
5	0,5	34,3	<b>672,1</b>	64,4	96,4	34,8	49,8	4,2	11,8	<b>1104,5</b>	33,4	82,3
5,5	0,0	32,4	<b>1024,6</b>	43,2	85,1	30,6	18,8	9,9	16,0	<b>1179,7</b>	30,6	39,5
6	0,5	33,8	155,1	18,8	73,3	35,3	17,9	5,2	22,6	<b>1419,4</b>	22,1	47,9
6,5		45,1	124,1	55,9	69,6	29,1	38,5	5,6	27,3	<b>&gt; 2000</b>	14,6	45,1
7	30,6	35,3	76,1	25,4	63,5	29,1		7,1	33,4	<b>1480,5</b>	24,4	54,1
7,5	41,8	36,7	63,5	14,6	63,9	27,7		9,9	46,5	<b>1471,1</b>	44,2	56,9
8	283,9	110,5	40,0	28,2	63,9	30,1	47,5	9,4	39,5	<b>256,2</b>	67,7	63,0
8,5	354,9	142,9	<b>639,2</b>	130,7	40,9	30,6	63,5	4,7	41,4	<b>1828,3</b>	47,9	123,1
9	292,8	<b>719,1</b>	<b>1687,3</b>	<b>1269,0</b>	45,6	32,9	<b>847,4</b>	13,6	26,3	213,4	47,9	
9,5	4,2	<b>1532,2</b>	<b>&gt; 2000</b>	<b>1677,9</b>	23,0	<b>723,8</b>	<b>&gt; 2000</b>	16,5	24,4	180,0	59,7	158,9
10	0,9	94,5	<b>1635,6</b>	57,3	22,6	<b>1724,9</b>	<b>752,9</b>	23,0	42,3		65,3	87,4
10,5	0,0	24,9	179,1	16,9	<b>587,5</b>	<b>1273,7</b>	<b>362,4</b>	<b>1649,7</b>	53,1	<b>1104,5</b>		105,3
11	0,5	5,6	82,7	325,7	<b>1715,5</b>	47,9	70,5	188,5	51,7	175,8	<b>1391,2</b>	296,6
11,5	1,4	11,3	98,2	9,9	<b>&gt; 2000</b>	39,0	41,8	<b>808,4</b>	38,5	119,4	<b>1372,4</b>	353,0
12	1,9	14,6	35,7	14,6	<b>1715,5</b>	33,8	46,1	32,4	80,4	97,8	24,9	<b>925,9</b>
12,5	2,8	11,8	37,6	9,9	<b>526,4</b>	25,4	41,8	110,9	<b>502,9</b>	99,2	23,0	343,6
13	2,4	8,9	32,4	20,2	71,4	25,4	44,2	59,2	<b>&gt; 2000</b>	101,5	23,0	240,6
13,5	2,4	13,2	35,3	14,6	41,8	19,7	29,6	79,9	<b>&gt; 2000</b>	85,1	22,6	95,4
14	2,8	14,6	23,0	24,0	30,1	17,9	29,1	72,9	418,3	71,4	16,0	27,7
14,5	2,8	32,4	30,1	10,8	43,2	24,4	29,1	66,3	366,6	48,4	18,3	22,6
15	2,8	31,0	28,2	22,1	47,5	19,3	11,8	67,7	328,5	41,8	22,1	16,9
15,5	0,5	38,5	23,0	16,0	16,5	35,7	10,3	75,2	265,1	36,7	27,7	22,1
16	2,8	37,1	27,7	9,9	14,6	77,6	39,0	71,4	144,3	32,4	67,7	58,3
16,5	3,8	39,5	21,6	9,4	9,9	72,4	9,9	62,5	71,9	40,0	21,2	45,1
17	7,1	39,5	17,9	8,9	11,3	41,8	16,5	48,9	55,9	29,1	19,3	66,3
17,5	4,2	39,0	32,4	3,8	8,9	24,0	13,6	46,1	62,5	27,3	21,2	57,3
18	3,8	39,0	47,9	-	8,5	24,9	9,9	68,6	49,8	25,4	20,2	41,8
18,5	7,1	30,1	55,0	-	9,4	30,6	8,5	70,5	47,5	99,6	23,0	38,5
19	10,3	29,1	41,8	-	10,8	32,4	4,2	82,7	46,5	81,3	35,3	47,5



Prof. (m)	S-1	S-2	S-3	S-4	S-5	S-6	S-8	S-9	S-10	S-11	S-14	S-15
<b>19,5</b>	9,9	32,9	30,6	-	8,9	25,9	0,5	24,2	45,6	92,1	45,6	32,4
<b>20</b>	6,6	30,1	25,4	-	8,5	14,6	0,5	2,82	46,1	58,3	28,7	29,1
<b>20,5</b>	4,7	29,1	32,0	-	7,5	-	0,5	-	40,9	24,4	33,8	24,4
<b>21</b>	3,3	22,6	32,4	-	4,2	-	143,4	-	28,2	-	24,9	24,0
<b>21,5</b>	-	18,3	38,1	-	3,8	-	-	-	26,3	-	-	-
<b>22</b>	-	-	51,2	-	16,0	-	-	-	31,5	-	-	-
<b>22,5</b>	-	-	35,7	-	-	-	-	-	26,8	-	-	-
<b>23</b>	-	-	31,0	-	-	-	-	-	21,2	-	-	-
<b>23,5</b>	-	-	44,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>24</b>	-	-	42,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>25</b>	-	-	38,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Nota: en negrita se señalan los valores de COV's superiores a 500 ppm y en cursiva los valores superiores a 100 ppm de cada sondeo

**VI.1.2.3. Toma de muestras de suelos**

Durante las perforaciones se empleó la técnica "head space" para determinar "in situ" la concentración de compuestos orgánicos volátiles – cada 50 cm de testigo – en cada una de las perforaciones profundas.

La selección de las muestras de suelo más representativas de la contaminación seleccionadas para su análisis en el laboratorio de cada sondeo se ha basado en la concentración de COV's obtenida por "head space" y por criterios organolépticos, seleccionándose aquellas muestras que presentaban mayor concentración de COV's y que organolépticamente daban muestras de estar muy contaminadas:

**Tabla VI.2: Muestras seleccionadas para el laboratorio**

SONDEO	S-1		S-2			S-3		S-4		S-5	
Profundidad (m)	8,4	9,1	9,5	10,1	20,5	9,5	10,1	10,2	12,1	11,6	11,5
COV'S (ppm)	283,9	354,9	719,1	1532,2	27,3	1687,3	>2000	1269,0	1677,9	>2000	1715,5

SONDEO	S-6		S-8		S-9		S-10		S-11		S-14
Profundidad (m)	11,1	11,5	9,7	10,5	10,1	10,5	13,5	14,1	3,05	7,1	11,5
COV'S (ppm)	1724,9	1273,7	> 2000	752,0	1668,5	1922,3	>2000	>2000	1645,0	>2000	1391,2

Tal y como se especificó en el Apdo. V.4.2.1. la toma de muestras se realizó siguiendo los protocolos USEPA (Agencia de Protección Ambiental Estadounidense) que asegura la conservación y representatividad de las muestras hasta su recepción en el laboratorio. Las

muestras seleccionadas fueron introducidas en recipientes de cristal, convenientemente etiquetadas y mantenidas en refrigeración hasta su entrega en el laboratorio.

La analítica a realizar consistió en la determinación del contenido en TPH (hidrocarburos totales procedentes del petróleo) y la identificación del hidrocarburo mediante la técnica de cromatografía de gases (Apdo. V.4.3.).

#### **VI.1.2.4. Toma de muestras líquidas**

Las muestras de agua subterránea se tomaron una vez recuperado el equilibrio del acuífero, después de la limpieza y desarrollo de todos los piezómetros.

La analítica a realizar consistió en la determinación del contenido en TPH (hidrocarburos totales procedentes del petróleo) en las aguas subterráneas y en la identificación del hidrocarburo en fase libre existente mediante la técnica de cromatografía de gases (Apdo. V.4.3.).

Se hicieron varias campañas de toma de muestras de agua subterránea en diferentes fechas, en determinados puntos para corroborar los resultados de concentración de TPH obtenidos.

Tal y como se especificó en el Apdo. V.4.2.2. se utilizaron tomamuestras estériles o "bailer" de un solo uso para evitar la contaminación cruzada de un punto a otro. El agua subterránea recogida se introdujo en una botella oscura de cristal para evitar su fotodegradación, dejándola fluir por las paredes de la misma para minimizar posibles turbulencias. Cada botella se rellenó totalmente para evitar reacciones con la atmósfera libre (espacio en cabeza).

Previamente a la toma de muestras, todo el material fue convenientemente limpiado con el fin de evitar contaminaciones cruzadas.

Cada muestra fue precintada, etiquetada y mantenida en refrigeración (<4°C) hasta su entrega en el laboratorio el mismo día de la toma.

#### **VI.1.2.5. Toma de muestras de gas**

Así mismo se llevó a cabo el muestreo de los gases emanados en los pozos P-1C, P-6C y P-10C mediante tubos de carbón activo y a 5 metros de profundidad desde la boca del piezómetro, para determinar la concentración de TPH ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ), siguiendo el protocolo de toma de muestras recogido en el Apdo. V.4.2.3..

#### **VI.1.2.6. Medición de COV's, explosividad y oxígeno en boca de piezómetro**

Se realizaron medidas semanales con el PID en la boca de cada uno de los piezómetros de COV's, porcentaje de explosividad (% LIE calibrado con metano) y de oxígeno, con el fin de observar la variación de dichos parámetros en el tiempo.

Los datos obtenidos en distintas campañas de COV's, de explosividad y de oxígeno se encuentran en las tablas situadas en el Anejo III.

#### **VI.1.2.7. Medida de niveles piezométricos**

Se registraron periódicamente las medidas de los niveles freáticos de todos los piezómetros de investigación instalados con una sonda "Interface Meter", así como se realizó un inventario de pozos en la zona, registrando los niveles de dichos piezómetros.

La tabla con la medida de la profundidad y cota de los niveles freáticos de cada uno de los piezómetros se encuentra en las tablas del Anejo III.

Así mismo se efectuó una planimetría y nivelación de los piezómetros para establecer los niveles piezométricos, para delimitar la zona saturada y no saturada, la determinación de la dirección de flujo y gradiente hidráulico existentes. El mapa de isopiezas se encuentra en el plano 3 del Anejo III.

#### **VI.1.2.8. Contaminación y espesores de producto libre**

Durante la ejecución de las perforaciones se tomó nota detallada de la aparición-desaparición de la contaminación en el suelo por índices organolépticos, registrando a su vez la existencia de producto libre impregnado en el suelo.

En la tabla siguiente se detalla el espesor de suelo contaminado detectado en cada sondeo, y la profundidad y cota correspondiente del suelo afectado.

Tabla VI.3: Cota y espesor de suelo contaminado de sondeos investigación

Sondeo	Cota sondeo (m)	Nivel sup. (m)	Nivel inf. (m)	Cota sup. (m)	Cota inf. (m)	Espesor suelo contaminado (m)
S-1	603,7	8,0	11,0	595,7	592,7	3,0
S-2	602,8	9,0	10,0	593,8	592,8	1,0
S-3	602,7	8,5	11,0	594,2	591,7	2,5
S-4	602,7	8,0	11,0	594,7	591,7	3,0
S-5	602,8	11,4	13,3	591,4	589,5	1,9
S-6	602,6	9,0	11,0	593,6	591,6	2,0
S-8	604,6	8,5	11,0	596,1	593,6	2,5
S-9	604,6	9,5	11,0	595,1	593,6	1,5
S-10	605,5	12,0	15,0	593,5	590,5	3,0
S-11	606,9	1,0	11,0	605,9	595,9	10,0
S-14	605,1	9,5	11,3	595,6	593,8	1,8
S-15	603,2	10,4	12,5	592,8	590,7	2,1
			<b>Media*</b>	<b>594,2</b>	<b>592,0</b>	<b>2,2</b>

\* No se han considerado los datos de S-11 por pertenecer a focos de contaminación diferentes

La contaminación se encuentra en general entre la cota media superior del suelo contaminado de 594,2 m y la inferior de 590,0 m, y con espesor medio de 2,2 m. En general la contaminación se sitúa en la capa de arcillas arenosas situada inmediatamente encima de la capa de gravas con cantos.

Cabe destacar que la contaminación detectada en el S-11 se sitúa desde la superficie hasta la capa de gravas con cantos (10 m de espesor de suelo afectado), por lo que no se corresponde a la situación de la contaminación de los demás sondeos de investigación. Dicho sondeo se encuentra ubicado en unas vías férreas abandonadas, por lo que debieron existir también derrames superficiales de contaminante. También se observó en los sondeos S-4 y S-8 contaminación en los dos primeros metros de sondeo, tal y como atestiguan las concentraciones de COV's tomadas para el "head space", contaminación de escasa identidad y que procede igualmente de derrames superficiales.

Se efectuó un seguimiento de la aparición de producto libre en flotación en todos los piezómetros, registrándose periódicamente las medidas de los espesores aparentes de producto en los mismos. El producto en fase libre se registró en los piezómetros P-3C, P-6C, P-8C, P-9C y P-14.

Los resultados de las campañas de medida del nivel freático y espesores aparentes de producto en los piezómetros se encuentra recogida en el Anejo III.

### **VI.2.9. Ensayos de Bail-down**

Una vez realizado las labores de limpieza y desarrollo de todos los piezómetros se eligió piezómetro P-6C para realizar un ensayo de "Bail-Down" ya que contenía presencia de producto en fase libre. El espesor real obtenido fue de 6 cm. Los resultados del ensayo se muestran en el Apdo. VI.2.1.13.

Los ensayos de campo de "Bail-Down" permiten estimar el espesor real de producto libre existente. Es un ensayo basado en los métodos desarrollados para medir la permeabilidad "in situ" y consiste en la extracción instantánea de un piezómetro, total o parcialmente penetrante en el acuífero, de un volumen de agua y fase orgánica suficiente hasta que no exista fase libre en el pozo del ensayo. A partir de este momento se procede a medir secuencialmente la recuperación del nivel del agua y del nivel de producto. El procedimiento de realización e interpretación del ensayo se encuentra especificado en el Apdo. V.4.5.

### **VI.1.3. Marco geológico e hidrogeológico**

#### **VI.1.3.1. Marco geológico**

Los materiales atravesados en los sondeos de investigación realizados corresponden a los sistemas Terciario (Mioceno medio) y Cuaternario, predominando estos últimos, debido a que uno de los objetivos de la campaña se centró en el reconocimiento de los acuíferos más superficiales asociados a la serie cuaternaria, situados, por tanto, sobre el nivel de base impermeable que originan las formaciones del Terciario en esta zona.

Geomorfológicamente destaca el aspecto alomado del terreno, con pendientes muy suaves, dando lugar en su conjunto a un relieve prácticamente llano, interrumpido por el encajamiento de la red fluvial.

A continuación se describen las diferentes unidades litológicas que, de base a techo, se pueden identificar en las columnas de los veinticinco sondeos.

### Terciario

En este caso, se observa una serie de materiales de tonalidades ocre a amarillentas, y entre los que predominan arenas de composición arcósica, de grano medio a grueso, con matriz arcillosa, constituyendo la denominada "Facies Madrid". Se trata de depósitos originados por los abanicos aluviales (facies intermedias) procedentes del Sistema Central, que rellenaron la cuenca del Tajo durante el Mioceno medio.

Sin embargo, los materiales cortados al final de todos los sondeos corresponden principalmente a margas arcillosas duras, de colores marrón u ocre, eventualmente con niveles sepiolíticos o encostramientos carbonáticos. Se trata de la denominada "Formación Peñuela", originada en un ambiente lacustre o palustre (facies distales de abanicos aluviales).

La relación entre ambas unidades se establece mediante un cambio lateral de facies, por lo que es posible localizar niveles arenosos intercalados en las margas del techo de la "Fm. Peñuela".

### Cuaternario

La zona de estudio se asienta sobre materiales del Cuaternario (Pleistoceno). Se trata fundamentalmente de facies de origen fluvial, pertenecientes a las terrazas medias del río Jarama, cuya relación con los materiales terciarios suprayacentes se establece mediante una discordancia erosiva, con depósito de gravas ("lag") basal o bien, eventualmente, mediante una costra ferruginosa, indicativa de un periodo de exposición subaérea, sin sedimentación.

La potencia de dichos depósitos oscila entre los 8 y 15 m y se hallan constituidos por un apilamiento de secuencias deposicionales de espesor decimétrico a métrico, formadas, de modo sintético, por los siguientes tramos:

- Base: Superficie de erosión. Sobre ella aparecen gravas de clastos cuarcíticos subredondeados de granulometría diversa, con matriz arcillosa o limosa. Pueden constituir un depósito de "lag" basal o un paquete continuo de hasta 3 m de espesor. Formadas por:

- o Arenas de granulometría media a gruesa, granosoportadas en la base y con matriz arcillosa hacia techo.
- o Arenas de grano fino, con abundante matriz arcillosa y/o limos arenosos de colores oscuros (grises o marrones).

- Techo: Arcillas o limos arcillosos de color verdoso o grisáceo, con abundante materia orgánica carbonizada.

Como se observa en los perfiles litológicos, se trata de una secuencia granodecreciente hacia techo en la cual los términos basales de granulometrías más groseras (gravas y arenas gruesas) representan a los depósitos de mayor energía, originados en las zonas del canal fluvial, durante las fases de flujo alto (avenidas), fluvial, mientras que los detríticos más finos (limos arenosos y arcillas) corresponden a depósitos de baja energía, ligados a etapas menos energéticas (estiaje) o bien a zonas marginales del canal fluvial (llanura de inundación o depósitos palustres).

En la mayor parte de los sondeos realizados los depósitos cuaternarios comienzan con un tramo basal de gravas compuestas por clastos de cuarzo y cuarcita, subredondeados, con un tamaño medio de grano de entre 8 y 10 cm (centil > 12 cm, de acuerdo con los datos de perforación), y una potencia que oscila entre 0,10 y 3,20 m. Este paquete constituye la base de la mesosecuencia (terrazza) cuaternaria y representa el inicio del encajamiento del primitivo Jarama en esta zona, el cual posiblemente tuviera las características de un río "braided" de gravas. La ausencia de estos depósitos en alguno de los sondeos, es indicador de la situación marginal de ese sector con respecto a al canal fluvial principal (ver cortes geológicos situados en Anejo III).

Los niveles arenosos descritos presentan un grado de madurez composicional y sedimentológica importantes. Los clastos son, en más del 70%, cuarzo o metacuarcitas, y el resto, en su mayor parte de feldespato potásico o plagioclasas, generalmente muy alteradas. Así mismo, presentan un grado de redondez medio a alto (subredondeados).

Todo ello parece indicar que se trata de materiales retrabajados procedentes de la denudación de las formaciones detríticas terciarias aflorantes en la cuenca (arcosas de las facies Madrid y/o Guadalajara).

Cabe destacar la presencia de abundantes micas en los limos de los tramos inferiores, sobre el paquete de gravas, lo cual se debe a las especiales características de estos clastos (forma aplanada y baja densidad), que facilitan su transporte en ambientes poco energéticos.

Intercalados entre las facies típicamente fluviales o superpuestos a las mismas, se encuentran depósitos formados predominantemente por arcillas, con granos de arena y/o grava mal seleccionados y dispersos, por lo que se describen en las columnas de los sondeos como arenas arcillosas o arcillas arenosas, cuyo nivel de consolidación suele ser elevado.

Se interpretan como depósitos de ladera masivos, originados por conos de deyección coalescentes, procedentes de áreas topográficamente más altas (terrazas más antiguas o escarpes de materiales terciarios denudados). La serie contiene pasadas decimétricas de arenas de grano medio a fino, con poca matriz, debidas a la circulación de una red fluvial dendrítica sobre los conos ya formados, durante las fases de flujo bajo.

El resultado de la superposición de terrazas y depósitos de ladera origina sistemas de glacis-terrazza cuya topografía en forma de cuña, con la pendiente hacia el Jarama, se ha perdido actualmente debido a la alteración antrópica de la zona.

Su espesor varía entre unos 0,5 m y más de 7 m, contribuyendo a incrementar notablemente la potencia de las series cuaternarias hasta los 12 a 20 m, que se han atravesado en los sondeos de investigación.

Todas estas características justifican las numerosas diferencias que se observan entre los materiales descritos en las diferentes columnas de los sondeos, resultando muy complicado establecer unas correlaciones litológicas detalladas, ya que la propia heterogeneidad del sistema deposicional propicia los continuos cambios laterales de facies, incluso a muy pocos metros de distancia.



Por ello, en los perfiles hidrogeológicos realizados se han utilizado como niveles guía de correlación el paquete basal de gravas, cuya continuidad en el subsuelo de la zona parece evidente.

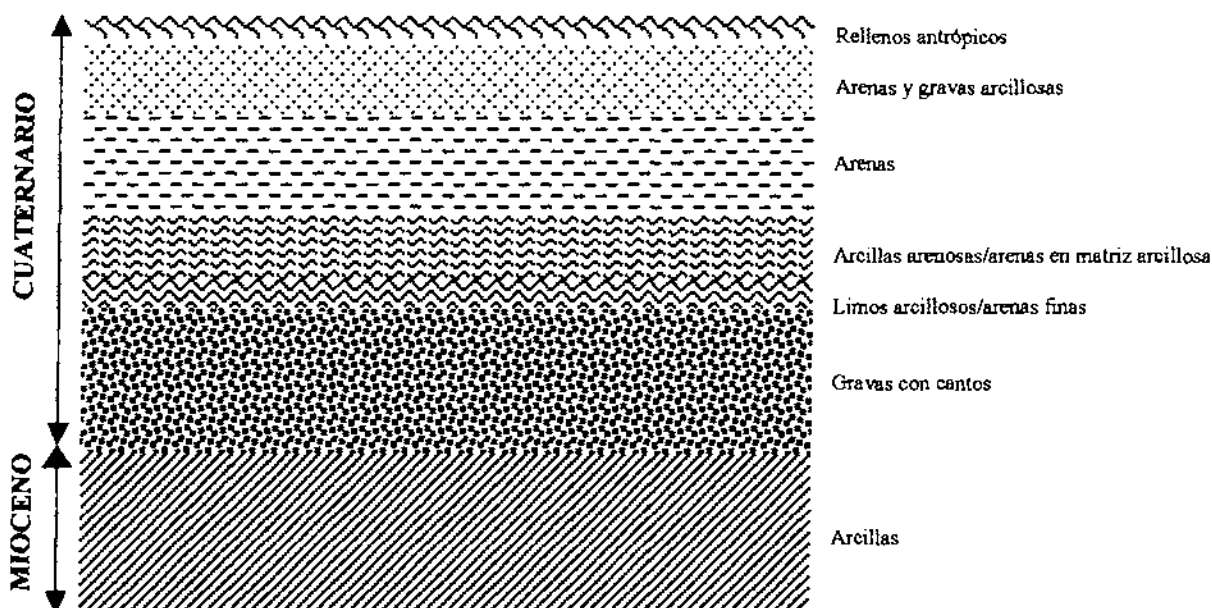
**Materiales antrópicos**

En todos los sondeos se atravesaron materiales originados por la actividad humana. Estos van desde los pavimentos de asfalto y hormigón, hasta los depósitos de escombros constituidos por arenas, gravas, restos de materiales de construcción y madera, englobados en una matriz arcillo-arenosa de color marrón que se localizan bajo la capa hormigonada y restos de suelos abonados en los sondeos situados en la zona ajardinada.

Las columnas de registro litológico de los sondeos y los perfiles geológicos (planos 4 y 5) se encuentran en el Anejo III.

Con la información obtenida de las columnas litológicas de los sondeos de investigación se logra un corte estratigráfico de la zona, tal y como se muestra el esquema geológico siguiente:

**Fig. VI. 1. Corte geológico esquemático de la zona de investigación**



### VI.1.3.2. Marco hidrogeológico

Desde el punto de vista hidrogeológico, la zona se incluye dentro del Sistema Acuífero nº 14 (Acuífero Detrítico de Madrid) en el interfluvio del río Manzanares Oeste y el río Jarama al Este.

La zona incluida en este trabajo vierte sus aguas hacia el tramo medio del curso fluvial del Jarama, encontrándose asentado sobre una de sus terrazas medias. Estas formaciones superficiales suelen presentar una elevada proporción de detríticos groseros en su composición, tal como se ha descrito en el apartado precedente, por lo que originan acuíferos superficiales, libres o semiconfinados, de cierto interés.

Los materiales detríticos miocenos de la "Fm. Madrid", que se extienden superficialmente hacia el Oeste del aeropuerto, constituyen un acuífero multicapa, contribuyendo mediante sus salidas, a la recarga subterránea lateral de los niveles de la terraza.

Este medio constituye la vía de recarga más importante para el acuífero cuaternario, puesto que debido a que la mayor parte de su superficie está cubierta por asfalto y hormigón, su recarga directa por infiltración de agua de lluvia es muy escasa.

Por otra parte, las salidas naturales de este acuífero consisten en manantiales con régimen de funcionamiento estacional que se situarían en los escarpes de la terraza próximos a la llanura de inundación del Jarama, o bien en el contacto basal de la misma con el Mioceno impermeable subyacente.

El nivel freático se encontraba entorno a la cota 592 m.s.n.m. y la cota 595 m.s.n.m., en la zona de estudio, tal y como se refleja en los planos de isopiezas del Anejo III.

La circulación hídrica subterránea de este acuífero, en ausencia de bombeos sería en dirección SSE, es decir, hacia el río Jarama. También debe de estar condicionado por la paleotopografía del techo del substrato impermeable presenta la estructura de una superficie de erosión surcada por paleocanales fluviales, más o menos conectados entre si, y rellenos de las gravas que conforman el/los cuerpos acuíferos (Ver perfiles hidrogeológicos situados en el Anejo III).

#### VI.1.4. Resultados analíticos

Se analizaron en el laboratorio muestras de suelos, aguas y gases, determinando la concentración existente de TPH (Hidrocarburos Totales del Petróleo), identificando el compuesto hidrocarburado contaminante y estableciendo los compuestos que conforman el hidrocarburo por cromatografía de gases y/o espectrometría de masas.

En todas las muestras se identificó el contaminante como queroseno de aviación, integrándose la mayor parte de los compuestos que forman el queroseno dentro del rango de cadenas de carbono entre  $C_7$ - $C_{10}$ . Según los cromatogramas estudiados la fracción más volátil se sitúa entre las cadenas  $C_7$ - $C_{10}$ , siendo más predominante la fracción situada entre la  $C_9$ - $C_{10}$ , decreciendo rápidamente hasta alcanzar el  $C_{11}$ . La fracción semivolátil situada entre los carbono  $C_{11}$ - $C_{16}$  tiene menos identidad respecto a la fracción volátil.

No se ha detectado cantidad apreciable de BTEX en las muestras analizadas.

Para la evaluación de la contaminación por hidrocarburos se acudió a la normativa internacional, ya que no existía legislación nacional ni autonómica al respecto. La normativa Holandesa es, a nivel Europeo, la de mayor uso en estudios de contaminación. Establece unos valores denominados valor Objetivo y valor de Intervención: el valor de Intervención para cada contaminante, es aquel que indica que el suelo, o el agua, está seriamente contaminada; y el valor objetivo, que es aquel que se entiende no representa riesgos para el Medio Ambiente.

Para el contenido total de hidrocarburos en suelo y agua (TPH) se establecieron los siguientes valores:

**Tabla VI.4: Nivel de intervención y valor objetivo para suelos y aguas (TPH)**

	Valor De Intervención	Valor Objetivo
SUELO	5.000 mg/kg	50 mg/kg
AGUA	600 µg/l	50 µg/l

### VI.1.4.1. Análisis de suelos

La selección de las muestras de suelo más representativas para su análisis en el laboratorio se ha realizado mediante los resultados de concentración de COV's obtenidos por la técnica de "head space" y por criterios organolépticos.

El hidrocarburo retenido en suelo analizado fue identificado como **queroseno** de aviación, con cadenas de carbonos de C<sub>7</sub>-C<sub>16</sub>, tal y como se observa en los cromatogramas situados en el Anejo III. La fracción volátil en suelos se corresponde con los compuestos encontrados entre las cadenas C<sub>7</sub>-C<sub>10</sub>.

Se han realizado determinaciones de la concentración de TPH en los suelos (mg/kg) en 17 muestras de suelo. Se han obtenido valores de TPH mayores de 1.000 mg/kg en la mayor parte de los sondeos, llegando en el S-5 a 15.022 mg/kg y en el S-6 a 11.875 mg/kg. Los resultados analíticos de las muestras de suelos se encuentra en la tabla siguiente:

**Tabla VI.5: Resultados analíticos de suelos de los sondeos de investigación (Fecha: 20-05-98)**

Sondeo	Profundidad	Cota muestra	COV's	TPH	Matriz del suelo
	(m)	(m)	(ppm)	(mg/kg)	
S-1	8,4	595,3	284	925	Limos arcillosos
	9,1	594,6	355	<10	Limos arcillosos
S-2	9,5	593,3	719	1088	Arcillas arenosas
	10,1	592,7	1.532	42,2	Arcillas arenosas
	20,5	582,3	27	<10	Arcillas margosas
S-3	9,5	593,2	1.687	405	Arenas y gravas en matriz limosa
	10,1	592,6	> 2.000	742	Arenas y gravas en matriz arcillosa
S-4	10,2	592,5	1.269	982	Arenas y gravas arcillosas
	12,1	590,6	> 2.000	<10	Arcillas limo-arcillosas
S-5	11,6	591,2	> 2.000	<b>15.022</b>	Arcillas arenosas
	11,5	591,3	1.716	<b>11.875</b>	Arcillas arenosas
S-6	11,1	591,5	1.725	2.699	Arcillas arenosas
	11,5	591,1	1.274	<b>6.497</b>	Arcillas arenosas
S-8	9,7	594,9	> 2.000	1.741	Arenas arcillosas
	10,5	594,1	752	472	Arenas arcillosas
S-9	10,1	594,5	1.669	625	Arenas y gravas en matriz arcillosa
	10,5	594,1	1.22	1.244	Arenas y gravas en matriz limosa
S-10	13,5	592,0	> 2.000	<b>7.770</b>	Arcillas
	14,1	591,4	> 2.000	<10	Arcillas arenosas

Sondeo	Profundidad	Cota muestra	COV's	TPH	Matriz del suelo
	(m)	(m)	(ppm)	(mg/kg)	
S-11	3,05	603,9	1.645	696	Arcillas
	7,1	599,8	> 2.000	2.304	Arenas y gravas en matriz limosa
S-14	11,5	593,6	1.391	1.286	Cantos y gravas cuarcíticas
	12,1	593,0	1.372	2.409	Cantos y gravas cuarcíticas
S-15	12,1	591,1	> 2.000	4.614	Arcillas arenosas
	12,5	590,7	926	<b>7.026</b>	Arcillas arenosas

Nota: En negrita se señalan los resultados que se encuentran por encima del nivel de intervención (> 5.000 mg/kg)

En el Anejo III se encuentran los planos de isoconcentraciones de TPH en suelos, así como de isopespesores de suelos contaminados.

También se ha determinado la fracción volátil en tres muestras de suelo (S-3, S-5 y S-6) en diferentes profundidades, oscilando el porcentaje de fracción volátil en las muestras analizadas entre el 26% y el 36%:

Tabla VI.6: Resultados de TPH y fracción volátil en sondeos de investigación

SONDEO	PROF.	TPH	CADENA DE CARBONOS	F. VOLÁTIL		CADENA DE CARBONOS
	m	mg/kg		%	mg/kg	
S-3	10	742	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	26	192,9	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
S-5	11,6	11.872	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	36	4273,9	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
S-6	11,5	6497	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	31	2014,1	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>

#### VI.1.4.2. Análisis de aguas subterráneas

Se han analizado muestras de aguas subterráneas de todos los piezómetros instalados, obteniendo datos de las aguas subterráneas tanto en el acuífero superficial como en el profundo.

El producto libre en flotación sobre el nivel freático analizado fue identificado como **queroseno** de aviación, con cadenas de carbonos de C<sub>7</sub>-C<sub>16</sub>, tal y como se observa en los cromatogramas.

Con respecto a los datos en aguas subterráneas se han analizado muestras de agua tanto de los piezómetros largos como de los cortos, obteniéndose valores de TPH que superan

en la mayoría de los sondeos los 1.000  $\mu\text{g/l}$  hasta llegar a valores de 10.380  $\mu\text{g/l}$  registrados en el P-10C, e incluso a los 2.866 mg/l del P-6C (donde se ha detectado un espesor de producto libre). Los resultados del análisis de muestras de aguas subterráneas se encuentran en la tabla adjunta.

Con el fin de confirmar la ausencia de contaminación del agua en el acuífero inferior se realizó una nueva analítica en todos los piezómetros largos al cabo de varias semanas obteniéndose valores iguales y/o más bajos en la mayoría de los piezómetros excepto en el P-8L, donde la concentración de TPH se incrementó considerablemente.

**Tabla VI.7: Resultados analíticos de TPH ( $\mu\text{g/l}$ ) de las muestras de agua subterránea en los trabajos de investigación.**

Piezómetro	Profundidad filtro		TPH( $\mu\text{g/l}$ )		
	Superior	Inferior	07/05/98	20/05/98	07/07/98
P-1C	10	16	<b>3.830</b>	-	-
P-1L	16	21	<b>1.190</b>	-	465
P-2C	7	11	-	<b>8.660</b>	-
P-2L	18	22	-	<100	205
P-3C	7	11	-	<b>8.620</b>	-
P-3I	14	21	-	-	<b>13.430</b>
P-3L	21	25	-	<b>4.240</b>	<b>3.175</b>
P-4C	8	14	<b>7.260</b>	-	-
P-4L	14	18	<b>1.010</b>	-	<b>700</b>
P-5C	10	16	<b>650</b>	-	-
P-5L	18	22	220	-	255
P-6C	9	15	<b>2.866 mg/l</b>	-	-
P-6L	16,5	20	<b>910</b>	-	<b>1.292</b>
P-8C	7	12	<b>11.010</b>	-	-
P-8L	13	21	<b>2.570</b>	-	<b>3.350</b>
P-9C	9	13	<b>183.200</b>	-	-
P-9L	14	21	<b>780</b>	-	165
P-10C	11,5	17,5	-	<b>10.380</b>	-
P-10L	19	23	-	<b>1.030</b>	310
P-11C	10	14	-	<b>13.140</b>	-
P-11L	14,5	20,5	-	<b>4.500</b>	<b>787</b>
P-14C	10	16	-	<b>12.180</b>	-
P-14L	16,5	21	-	<b>20.520</b>	<100
P-15C	11	15	-	<b>27.260</b>	-
P-15L	17	21	-	<100	<b>13.680</b>

Nota: En negrita se señalan los resultados que se encuentran por encima del nivel de intervención (> 600  $\mu\text{g/l}$ )

Se ha determinado la fracción volátil, correspondiente a las cadenas C<sub>7</sub>-C<sub>10</sub>, en una muestra de producto libre de queroseno del P-6C, con un porcentaje del 33%.

Así mismo se tomaron muestras de agua subterránea en los piezómetros P-15C, P-15L, P-5L y P-5C para la determinación de la calidad general del agua. Los resultados se exponen a continuación en la tabla VI.8:

Tabla VI.8: Resultados de calidad general de las aguas subterráneas en la zona de investigación ( Fecha: 28-05-98)

Parámetro	Piezómetros cortos		Piezómetros largos	
	P-5C	P-15C	P-5L	P-15L
pH	6,98	7,11	8,57	7,62
Conductividad (ms/cm)	990	890	350	720
Materia en suspensión (mg/l)	70	2.282	5,6	18
Residuo seco a 110°C (mg/l)	660	540	211	470
Dureza total (°HF)	45,3	30	5,5	21,1
Alcalinidad TA (°HF)	0	0	0,6	0
Alcalinidad TAC (°HF)	37,1	27,9	11,9	24,8
Materia en orgánica en mg/l de Oxígeno absorbido por el MNO <sub>4</sub> K	1,4	2,1	0,8	2,9
<b>ANIONES (mg/l):</b>				
Sulfatos	85	72	21	57
Cloruros	31,9	38,1	27,8	38,1
Carbonatos	0	0	0	0
Bicarbonatos	452,7	340	130,1	340
Nitratos	11,1	24,4	< 0,5	24,4
<b>CACIONES (mg/l)</b>				
Calcio	105	66,8	12,8	66,8
Magnesio	46,3	32,3	5,5	32,3
Sodio	19	49,8	48,9	49,8
Potasio	1,3	1,8	1,6	1,8

El análisis de las muestras de agua en el diagrama de Piper las aguas se clasifican como bicarbonatadas cálcico-magnésicas. También se ha llevado a cabo la clasificación con los diagramas de Stiff y de Berkaloof. Los diagramas se encuentran en el Anejo III.

#### VI.1.4.3. Análisis de gases del suelo

Respecto a los gases del suelo se estudiaron la concentración de COV's existente en los huecos intersticiales del suelo (head space) y en boca de piezómetro, la explosividad en

boca de piezómetro y la concentración de TPH existente en el piezómetro a 5 m de profundidad.

Los vapores orgánicos que se encontraban retenidos dentro de los huecos intersticiales del suelo presentaban dos aspectos: uno, el riesgo de explosividad, y otro el contenido de compuestos orgánicos volátiles en el aire del suelo (COV's). En lo que se refiere al riesgo de explosividad es usual admitir un límite máximo de riesgo del 20% de LIE (Límite Inferior de la Explosividad) sobre 100%, según regulaciones usuales de seguridad. Respecto al contenido de compuestos orgánicos volátiles no se encontró en la Normativa Holandesa, ni en otras similares, otros valores indicativos, pero si en algunas guías de EE.UU.

Se realizaron medidas semanales con el PID en la boca de cada uno de los piezómetros de COV's, porcentaje de explosividad, con el fin de observar la variación de dichos parámetros en el tiempo. Respecto a los valores de COV's se encontraron valores altos en los piezómetros P-4C, P-9C, P-6C y P-11C, valores comprendidos entre 400 ppm y 1500 ppm; con respecto a la explosividad se marcó como nivel de prealarma un 10% y un nivel de alarma situado en el 20% LIE. Se hicieron medidas periódicas de explosividad las cuales registraron valores situados por encima del nivel de prealarma en varios piezómetros.

También se realizó la toma de muestras de compuestos volátiles a 5 m de profundidad en los piezómetros más representativos para determinar la concentración de TPH ( $\text{mg}/\text{m}^3$ ). Los datos de se encuentran recogidos en la siguiente tabla:

**Tabla VI.9: Concentración en TPH de volátiles a 5 m de profundidad (25-05-98)**

Sondeo	PIEZÓMETRO	Nº aspiraciones de aire	TPH ( $\text{mg}/\text{m}^3$ )	COV's (ppm)
S-1	P-1C	25	341	24,7
		50	341	
S-6	P-6C	25	9940	87,6
		50	9350	
S-10	P-10C	25	562	8,2
		50	469	

Se identificó por cromatografía de gases/espectrometría de masas los compuestos mayoritarios recogidas en la muestra de gases en carbono activo del P-6C, detectándose los siguientes compuestos:



C <sub>6</sub> -H <sub>12</sub>	Hexano
C <sub>7</sub> -H <sub>16</sub>	Heptano
C <sub>7</sub> -H <sub>14</sub>	Metilciclohexano
C <sub>7</sub> -H <sub>16</sub>	Metilhexano
C <sub>8</sub> -H <sub>18</sub>	Metilheptano
C <sub>8</sub> -H <sub>18</sub>	Trimetilpentano y sus isómeros de posición
C <sub>8</sub> -H <sub>16</sub>	Dimetilciclohexano y sus isómeros de posición
C <sub>9</sub> -H <sub>20</sub>	Metiloctano
C <sub>9</sub> -H <sub>18</sub>	Trimetilciclohexano y sus isómeros de posición
C <sub>9</sub> -H <sub>18</sub>	Dimetilheptano
C <sub>9</sub> -H <sub>18</sub>	Etilmetilciclohexano y sus isómeros de posición
C <sub>9</sub> -H <sub>18</sub>	Propilciclohexano
C <sub>9</sub> -H <sub>12</sub>	Metiletilbenceno y sus isómeros de posición
C <sub>9</sub> -H <sub>12</sub>	Trimetilbenceno
C <sub>10</sub> -H <sub>12</sub>	Etilmetilheptano y sus isómeros de posición
C <sub>11</sub> -H <sub>24</sub>	Dimetilnonano y sus isómeros de posición

Los compuestos identificados son n-alcenos, alcenos ramificados y alicíclicos. Los cromatogramas realizados muestran que la fracción volátil existente en las muestras de gas se sitúan en un 30%, englobando los compuestos entre C<sub>7</sub>-C<sub>10</sub>. Los compuestos que tienen mayor proporción dentro del cromatograma se corresponden con la C<sub>9</sub>, por tanto, el queroseno está mayoritariamente formado por compuestos de cadena C<sub>9</sub>, es decir entre C<sub>8</sub>-C<sub>10</sub>, por este motivo se considera que el compuesto representativo del queroseno es el **nonano** (C<sub>9</sub>-H<sub>20</sub>).

### **VI.1.5. Situación global de la contaminación**

#### **VI.1.5.1. Contaminación del suelo**

La situación de la contaminación en los suelos se expone a continuación:

- De cada uno de los sondeos se recogieron muestras representativas de suelo contaminado, de las cuales se ha procedido a realizar de las más adecuadas el análisis de Hidrocarburos Totales (TPH) en el laboratorio. Prácticamente todos los sondeos

superan el umbral de contaminación fijado por la Normativa holandesa en 50 mg/kg, alcanzando la mayoría de los sondeos valores entre 500 y 2.500 mg/kg de TPH, siendo superado de forma alarmante el nivel de actuación cifrado en 5000 mg/kg por varios sondeos, entre los que destacan el S-6 con 11.875 mg/kg y el S-5 con 15.022 mg/kg de TPH.

- La zona de suelo contaminado se situaba entre las cotas 591,5 y 595 m.s.n.m..
- El espesor de suelo contaminado se mantenía más o menos constante y se situaba entre 1 y 3 metros de potencia (2,2 m de media), excepto el S-11 con un espesor superior a 10 m.
- La contaminación se encontraba siempre localizada en materiales de baja permeabilidad correspondientes a las arcillas arenosas de color verde. Estas arcillas arenosas están formadas por tramos intermedios de arcillas y de arenas arcillosas decimétricas, encontrándose la concentración más alta en los niveles más arcillosos. Por debajo se encuentran gravas con cantos en matriz arenosa de granulometría variable, en las cuales no se detectó contaminación.

#### **VI.1.5.2. Contaminación de las aguas subterráneas**

La situación respecto a la contaminación del agua subterránea correspondiente tanto al acuífero superficial como al profundo se expone a continuación:

- Se encontró contaminación en prácticamente todos los piezómetros, tanto en los cortos, situados en el acuífero superficial, como en los largos, que corresponden al profundo, superándose en todos el umbral de contaminación situado por la Normativa Holandesa en 50 µg/l. Los valores más altos de contaminación correspondieron a las aguas del acuífero superficial, cuyos valores oscilan entre los 3.830 µg/l del P-1C, 8.660 µg/l del P-2C, 10.380 µg/l del P-10C, 13.140 µg/l del P-11C hasta los 2.866 mg/l (producto en fase libre). Sin embargo, los valores obtenidos en el acuífero inferior representan concentraciones mínimas oscilando entre menores de 205 µg/l, para el P-2L), a las máximas registradas en el P-8L, con una concentración de 3.350 µg/l. Es muy posible que la existencia de contaminación en los pozos largos se produjera por contaminación cruzada durante la ejecución de los sondeos, y no por que el acuífero inferior se

encontrase contaminado.

- Cabe destacar que los resultados de la campaña posterior de muestreo, realizada dos meses después de la primera, para verificar la existencia o no en el acuífero inferior dio como resultado concentraciones de TPH similares en casi todos los piezómetros e incluso menores, salvo en el P-8L que se vio incrementada en casi 800  $\mu\text{g/l}$ , lo cual indicaba una menor contaminación en dicho acuífero respecto al acuífero superior.
- Como se puede deducir de los párrafos anteriores, la contaminación de las aguas subterráneas estuvo presente en el acuífero superficial, superando de forma muy considerable el nivel de actuación fijado por la Normativa Holandesa en 600  $\mu\text{g/l}$  prácticamente todos los piezómetros situados en el acuífero superficial.
- Se detectó la presencia de producto libre por encima del nivel freático en varios piezómetros cortos concretamente en el P-3C, P-6C, P-8C y P-14C y en el P-14C, correspondientes al acuífero superficial, cuyo espesor aparente de producto libre varía de pocos centímetros hasta valores cercanos al metro de espesor. También se registró producto libre en algunos de los pozos inventariados en la zona de estudio.
- Los resultados de los "Bail-down Test" con el fin de determinar el espesor real de producto presente en el suelo en el piezómetro que presentaba mayor espesor aparente de producto libre, correspondiente al P-6C, indicaron que existe un espesor de 6 cm de producto libre situado en la franja capilar (los resultados de los ensayos se encuentran en el Apdo. VI.3.1.13. del campo de pruebas nº 1).
- Con los resultados de laboratorio se determinó las distintas zonas de concentración del hidrocarburo en las aguas del acuífero superficial, donde se obtuvo que la zona de mayor concentración de contaminación se sitúa en el P-6C, en el P-9C, P-11C y en el P-14C.
- Según las isopiezas la dirección del flujo subterráneo se dirigía hacia el S-SE, es decir hacia donde se encuentra el río Jarama.
- El espesor de la zona saturada del suelo perteneciente al acuífero superficial, oscilaba entre valores de 2 m hasta 6 m, tomando como espesor medio para la zona saturada de

aproximadamente 4 m.

### VI.1.5.3. Contaminación por volátiles

En todos los sondeos se realizó la medida de Compuestos Orgánicos Volátiles (COV's en ppm) con el PID cada medio metro de testigo con la técnica del "Head Space", así como se tomaron medidas de COV's, y grado de explosividad existentes en la boca de cada piezómetro y también se midieron la concentración de Hidrocarburos Totales (TPH en  $\text{mg}/\text{m}^3$ ) en los gases en profundidad. Obteniendo lo siguiente:

- Se encontró contaminación en prácticamente todos los sondeos, con valores de COV's entre 5 y 100 ppm en las zonas de contaminación alta y con valores que superan los 100 ppm en la zona de suelo con contaminación muy alta. Todos los sondeos, superan el umbral de actuación fijado en 100 ppm, alcanzando valores entre 300 y 1000 ppm en la mayoría de estos sondeos. Los sondeos S-3, S-5, S-6, S-8, S-10 y S-11 superaron en algunos puntos el límite de detección del aparato, fijado en 2.000 ppm.
- Se midieron periódicamente los COV's en la boca de cada piezómetro, y se observó como la concentración de COV's aumentaba con el tiempo, dando concentraciones por encima de 10 ppm hasta 70 ppm en todos los sondeos que presentaban contaminación.
- También se ha realizado la toma de muestras de TPH con la sonda Dragüer a 5 m de profundidad en los piezómetros P-1C, P-6C y P-10C, obteniéndose valores entre  $340 \text{ mg}/\text{m}^3$  (58 ppm) en el P-1C, y  $9.350 \text{ mg}/\text{m}^3$  (1.612 ppm) en el P-6C, y  $562 \text{ mg}/\text{m}^3$  (97 ppm) en el P-10C.
- Así mismo se midió la explosividad (calibrado con metano) existente en la boca de cada piezómetro encontrándose valores que superaban el 10%, e incluso 20%, sin embargo, posteriormente se ha considerado que el uso del metano como gas de calibración no fue el acertado por las características del queroseno, y utilizándose en los trabajos de investigación sucesivos el hexano y el nonano, tal y como se recoge en los Apdo. VI. 2.1.2 y VI. 2.2.2.

## **VI.1.6. Diseño del sistema de saneamiento**

### **VI.1.6.1. Objetivos del saneamiento**

Durante la ejecución de la actuación de saneamiento, se establecieron los siguientes objetivos preliminares a conseguir:

- I. Eliminación de producto libre sobrenadante.
- II. Reducción de los compuestos orgánicos volátiles en el suelo.
- III. Eliminación del agua contaminada.

Para la consecución de los objetivos anteriores fue necesario proceder a:

1. La extracción del producto libre.
2. La extracción de compuestos orgánicos volátiles en el suelo.
3. La extracción del agua subterránea contaminada.

Por tanto, el propósito de extracción de la contaminación indujo a la investigación y el diseño de los métodos estudiados en las referencias bibliográficas como los más adecuados hasta la fecha. De este modo, para el estudio de la eficacia del sistema o sistemas elegidos se llevaron a cabo la puesta en marcha de dos pruebas piloto, detalladas más adelante, para estudiar los parámetros que más influían en el sistema y qué tipo de mejoras se podían aplicar para obtener el mejor rendimiento del proceso de descontaminación.

Para ello, se eligieron dos puntos dentro de la zona de investigación inicial en los cuales se puso en marcha dos campos de pruebas o pruebas piloto, denominados campo de pruebas nº 1 y nº 2, ambos con características geológicas e hidrogeológicas similares pero en los que la presencia de la contaminación era diferente:

- o El **campo de pruebas nº 1**, situado en las inmediaciones de los sondeos S-6 y S-5, tenía presencia de producto libre y las concentraciones de TPH tanto en suelos como en aguas eran muy elevadas, situándose la contaminación en los 2,0 m inmediatamente superiores al nivel freático, y en las arcillas arenosas.

- El campo de pruebas n° 2, situado en las inmediaciones de los sondeos S-1 y S-11, se caracterizaba por no existir producto libre y por que la presencia de contaminación en suelos se encontraba desde la superficie hasta el nivel freático, con una potencia media de suelo contaminado de 11,0 m, y con concentraciones de TPH mucho menores a las del campo n° 1.

#### VI.1.6.2. Descripción del proceso de tratamiento

Para la elección del sistema más efectivo se tuvieron en cuenta las características hidrogeológicas y geológicas existentes en cada zona de tratamiento o campos de pruebas, así como las características del contaminante (tipo, presión de vapor, etc), la concentración del hidrocarburo en suelo y agua, objetivos de calidad marcados y tiempo posible para la obtención de dichos objetivos de calidad.

El sistema o unidad de descontaminación se determinó en función de la contaminación a tratar, considerándose por tanto 3 tipos de tecnologías diferentes:

1. Extracción de vapores orgánicos en el suelo mediante un **sistema de extracción de vacío (SVE) con inyección de aire**.
2. Extracción del producto libre en flotación sobre el nivel freático mediante **bombeo de la fase libre y alto vacío**.
3. Extracción de la fase orgánica disuelta de las aguas subterráneas mediante **bombeo y tratamiento (pump&treat)**.

Luego, en función de las características intrínsecas de los campos de pruebas se emplearon el siguiente conjunto de técnicas en cada uno:

##### Campo de pruebas n° 1

- Extracción de vapores + inyección de aire
- Bombeo del producto libre + alto vacío
- Bombeo de aguas subterráneas

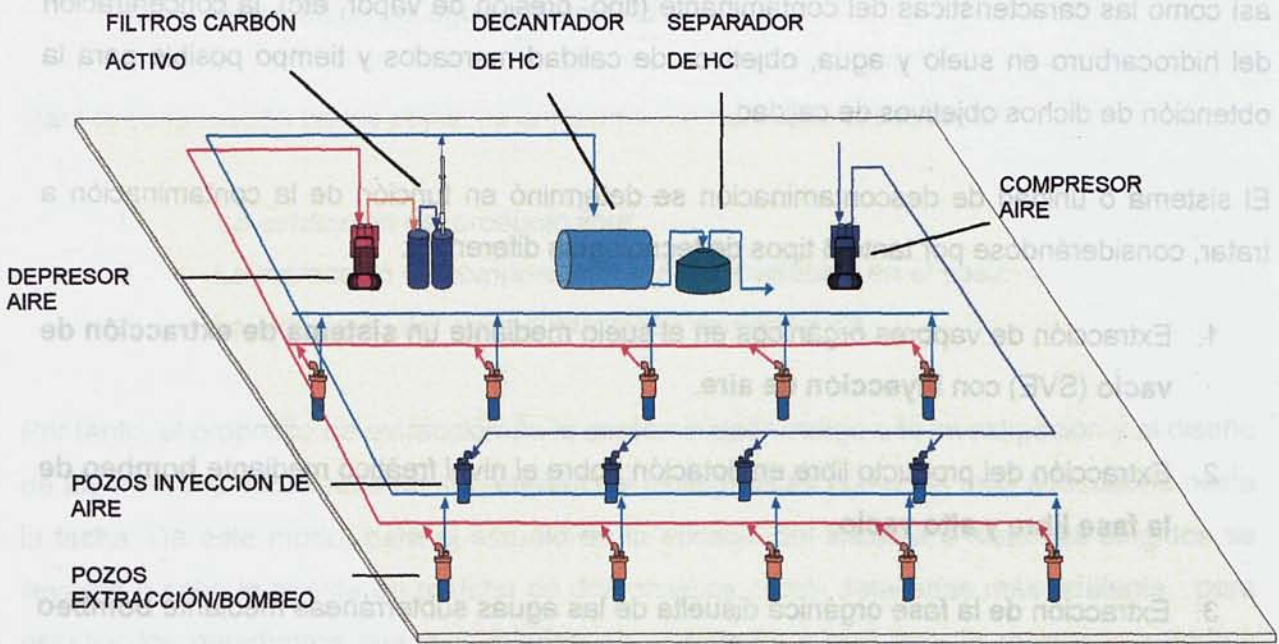
##### Campo de pruebas n° 2

- Extracción de vapores + inyección de aire
- Bombeo de aguas subterráneas



El esquema constructivo de las dos pruebas piloto fue básicamente el mismo. Se ejecutaron tres tipos de pozos de extracción /bombeo con funciones distintas: por una parte se realizaron pozos para la extracción de hidrocarburo en flotación, bombeo de agua y extracción de volátiles, por otra pozos de inyección, pudiendo utilizarse para inyección de agua o de aire según conviniera (aunque sólo se utilizaron finalmente para inyección de aire), y finalmente, se ejecutaron otros pozos, pozos de control, cuya misión era la de efectuar el control y seguimiento en puntos intermedios en la zona de actuación.

**Fig. VI. 2. Esquema en planta de la localización de pozos y sistema de tratamiento**



En el Anejo III se encuentra el reportaje fotográfico donde se muestran el sistema de tratamiento y los equipos utilizados.

A continuación se describen de forma detallada cada una de las tecnologías seleccionadas y el diseño y adecuación de las mismas en los campos de pruebas.

**VI.1.6.2.1. Sistema de extracción de vapores del suelo mediante vacío**

Después de analizar cada uno de los parámetros se consideró que el proceso más adecuado para la eliminación de la contaminación existente en el suelo era la utilización de extracción de vapores del suelo mediante vacío, consistente en la eliminación de los Compuestos Orgánicos Volátiles (COV's) de la zona no saturada del suelo, mediante el paso de una corriente de aire a través del suelo, produciéndose la transferencia de los

paso de una corriente de aire a través del suelo, produciéndose la transferencia de los contaminantes desde la matriz del suelo (o suelo/agua) a la corriente de aire. Para incrementar esta transferencia se añadió un sistema de *inyección de aire* al suelo.

Para la aplicación de este sistema de ventilación es necesario la instalación de un sistema de pozos de inyección de aire y otro de extracción de vapores, de modo que se produzca un flujo continuo de aire que posibilite la volatilización del hidrocarburo. En este caso, los pozos utilizados para la aplicación de vacío se denominan de extracción, y se utilizan de forma conjunta para el bombeo como veremos más adelante.

Los **pozos de extracción** de agua, hidrocarburo y gases tienen un diámetro de 250 mm, en los que se ha instalado una tubería con DN 125. Su profundidad variaba ligeramente de un punto a otro, aunque aproximadamente tenía una profundidad de 25 metros. Estos pozos se situaban en dos líneas paralelas de 15 metros de separación entre ambas, los pozos situados aguas arriba, en el ramal I, se denominaron con la letra I seguida del número de pozo, y a los pozos situados aguas abajo, en el ramal D, se denominaron con la letra D seguida del número de pozo. La separación entre los pozos fue de unos 10 metros.

Para la extracción de vapores se instaló una estación de vacío capaz de extraer unos 60 m<sup>3</sup>/hora aproximadamente en cabeza de cada pozo. Esta extracción de los gases se efectuó mediante la conexión de los pozos de extracción con **depresores de canal lateral** situados en la unidad de descontaminación.

Los vapores extraídos (aire con concentraciones variables de hidrocarburos volátiles) eran conducidos mediante tuberías de PVC con refuerzo helicoidal situadas en superficie o enterradas según el caso, para su tratamiento en **filtros de carbón activo**, con el fin de depurar los vapores orgánicos y así no difundir a la atmósfera Compuestos Orgánicos Volátiles. Los vapores extraídos del suelo se introducen por un **separador de gotas** antes de su depuración en los filtros de carbón activo para disminuir la humedad del aire, evitando así el deterioro de los filtros y la posible llegada de agua a la turbina.

En un principio se pensó en la posibilidad de tener que densificar la malla de pozos de extracción, dado que los radios de influencia en la zona de arenas arcillosas, que era la que más contaminación planteaba, debía de ser de unos 10 metros para que fuese efectiva. Al realizar los ensayos de vacío pertinentes se concluyó que el radio de influencia de vacío era el suficiente (Apdo. VII. 2.3.3.2) por lo que no fue necesario su ejecución.



Cada pozo de extracción se le acopló un **rotámetro** para medir el caudal de aire extraído y un **vacuómetro** para registrar la presión de vacío ejercida en cabeza de pozo.

#### VI.1.6.2.2. Sistema de inyección de aire

Como se ha indicado en el apartado anterior, para incrementar el procesos de transferencia de los compuestos orgánicos volátiles en el suelo se introdujo un sistema de inyección de aire en el suelo.

La inyección de aire se lleva a cabo mediante **pozos de inyección**. Estos pozos son dobles y construidos a profundidades diferentes, para abarcar distintas capas de suelo, la zona de arcillas arenosas, mediante pozos de inyección cortos, y la zona de gravas, con pozos de inyección largos. La inyección de aire se efectuó mediante un **depresor con estrangulación en el lado de la presión** o inyector que estaba conectado con los pozos de inyección a través de tuberías de PVC con refuerzo helicoidal situadas en superficie o enterradas según las necesidades de la instalación.

El pozo de inyección corto tiene un diámetro de 50 mm, y su profundidad varía, ya que el criterio seguido ha sido el de abarcar la zona de suelo contaminado, pero aproximadamente alcanzaban los 12 metros. Los filtros se enfrentaron con la zona de suelo contaminado de tal forma que la inyección se produciría solamente en la capa de suelo afectada. El pozo de inyección largo también tiene 50 mm de diámetro, con una profundidad media de 15 metros. Los filtros se situaron teniendo cuidado de sellar bien el tramo que existía entre el pozo corto y el largo. Los pozos de inyección se situaron a tresbolillo con respecto a los de extracción, siendo la separación entre los pozos de inyección de unos 10 metros.

En un principio se pensó en dos tipos de inyección. Por una parte, la inyección de aire, con la que se pretendía arrastrar vapores desde la zona interior hasta los pozos laterales de extracción. Esta inyección se realizaría a dos niveles: en el nivel de arcillas contaminadas y en el nivel de gravas. Y, por otra parte, la inyección de agua, que produciría un aumento del nivel freático incrementando la pendiente motriz del hidrocarburo en flotación en dicha zona, con lo que facilita su eliminación de esa zona. Sin embargo esta segunda actuación no se llegó a realizar nunca al no considerarse necesario.

Se construyeron otro tipo de pozos, los **pozos de control**, para el registro y control de diversos parámetros y su evolución a lo largo del tiempo de tratamiento. Estos pozos fueron ejecutados de la misma forma que los de inyección, en la zona de arcillas los cortos y en hasta la zona de gravas los largos, profundizando algo más en alguno de los pozos largos para poder observar la evolución del nivel freático en más puntos. Se ubicaron de tal forma que permitieran realizar observaciones a diferentes distancias respecto del resto de los pozos (extracción e inyección).

Estos pozos se denominaron con una C seguida del número del pozo más una letra C si el pozo era de tipo corto, o bien una L si es largo.

#### VI.1.6.2.3. Extracción de producto libre en flotación

El campo de pruebas nº 1 fue el que tenía presencia de producto libre, por tanto fue el único en el que se hicieron actuaciones de extracción de producto libre.

La extracción del producto libre se realizó mediante **bombas skimmer**, de accionamiento neumático con un filtro selectivo hidrófobo, situadas en los **pozos de extracción**, y perfectamente adecuadas para el bombeo de productos tales como hidrocarburos.

El hidrocarburo extraído se introdujo en un bidón de almacenamiento de 200 l, en donde se purga el producto libre del agua captada por las skimmer, y se almacena en bidones de 1000 l para su posterior gestión. El resto del efluente bombeado, mezcla de producto emulsionado y agua, se trasiega inicialmente a un **decantador** donde se separaba por decantación la fase acuosa que pudiera contener del producto libre, obteniéndose un producto más puro, que se gestionó adecuadamente, y posteriormente hasta un **separador de hidrocarburos**.

Para incrementar la extracción de producto libre se procedió al abatimiento del nivel freático, aumentando la afluencia del hidrocarburo hacia el pozo de extracción/bombeo, mediante bombas eléctricas sumergibles situadas en el fondo de los pozos de extracción, donde existe una cámara de bombeo de 2 metros.

#### VI.6.2.4. Bombeo y tratamiento del agua contaminada

El agua subterránea contaminada era bombeada mediante **bombas eléctricas sumergibles** dotadas de sistemas de control de nivel situadas el fondo de los **pozos de extracción**.

Por tanto, los pozos de extracción se utilizaron tanto para la extracción de vapores como para la extracción de producto y aguas contaminadas, por lo que se les denominó también *pozos de extracción/bombeo*.

El agua bombeada era conducida inicialmente al **separador de hidrocarburos** y posteriormente a los **filtros de carbón activo** a fin de eliminar la contaminación contenida en la misma, hasta el punto de poder verter el efluente a la red de alcantarillado, siendo necesario que la concentración de salida de TPH no superase los 100 mg/l.

Si el agua extraída contenía una gran cantidad de volátiles, entonces se procedía a pasarla por una **torre "stripper"**, donde estos se eliminarían, dejando el agua limpia o lista para su paso por un filtro de carbón activo.

Con este bombeo se procedió también al abatimiento del nivel freático, con varias finalidades: la eliminación del agua contaminada, el aumento de la extracción de producto libre y el incremento de la zona de exposición a la extracción de vapores orgánicos, ya que se incrementa de esta forma la zona no saturada del suelo.

El agua bombeada era conducida mediante una red de tuberías desde cada pozo al separador de hidrocarburo, equipado con un **caudalímetro** con objeto de controlar el volumen de agua tratada.

#### Resumen

En síntesis, cada **unidad de descontaminación** en los dos campos de pruebas estaba formada por una línea de agua y otra de aire, formadas por:

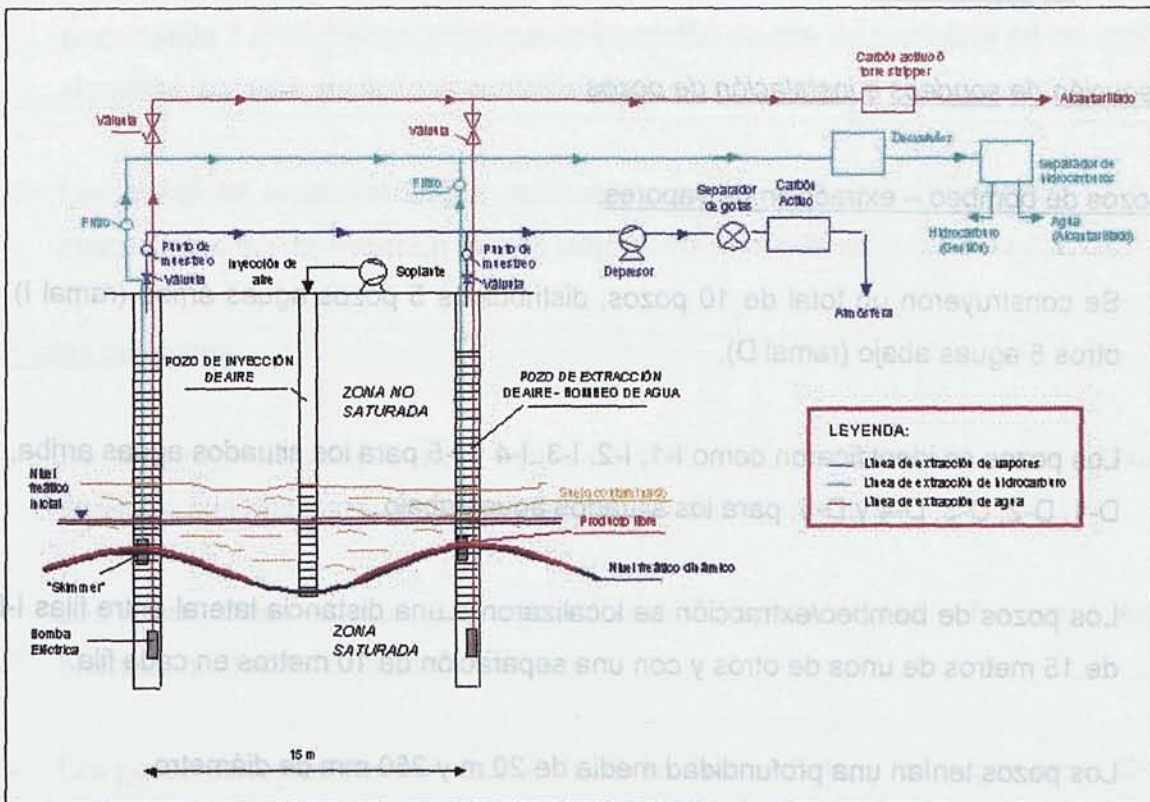
Línea de agua

Extracción producto libre/agua contaminada + Separación agua /producto + Stripper + carbón activo para agua

Línea de aire

Extracción de aire + separador de gotas + carbón activo para vapores

Fig. VI.3: Esquema del sistema de tratamiento



**VI.1.7. Descripción de los Campos de Pruebas n° 1 y n° 2**

Con los resultados obtenidos en la fase de investigación, se determinó, como se ha mencionado anteriormente, que se podían diferenciar dos zonas con caracterización de la contaminación distintas, una representativa de una zona con presencia de producto libre en flotación en las aguas subterráneas, con una elevada contaminación en suelos y en aguas, y otra sin presencia de producto libre, pero también con elevada contaminación en suelo y en agua.

Por este motivo se escogieron dos emplazamientos tipo donde ubicar los campos de pruebas.

A continuación se describen las infraestructuras y las condiciones iniciales de contaminación de cada uno de los campos de pruebas.

### **VI.1.7.1 CAMPO DE PRUEBAS N° 1**

#### **VI.1.7.1.1. Infraestructuras**

##### **A) Ejecución de sondeos e instalación de pozos**

###### **♦ Pozos de bombeo – extracción de vapores:**

- Se construyeron un total de 10 pozos, distribuidos 5 pozos aguas arriba (ramal I) y otros 5 aguas abajo (ramal D).
- Los pozos se identificaron como I-1, I-2, I-3, I-4 y I-5 para los situados aguas arriba, y D-1, D-2, D-3, D-4 y D-5, para los situados aguas abajo.
- Los pozos de bombeo/extracción se localizaron a una distancia lateral entre filas I-D de 15 metros de unos de otros y con una separación de 10 metros en cada fila.
- Los pozos tenían una profundidad media de 20 m y 250 mm de diámetro.
- Los pozos construidos tenían tubería ranurada 1 metro por debajo de la cota inferior de gravas y unos metros por encima de la cota superior de gravas, cubriendo, en todo caso, todo el espesor de suelo contaminado, rellinando el espacio anular con material filtrante y la parte superior (de 0 a 3 metros) sellado con cemento-bentonita, el resto contiene tubería ciega.

###### **♦ Pozos de inyección de aire**

- Se construyeron parejas de 4 pozos de inyección, justo en el eje de las líneas laterales de extracción, situadas a tresbolillo con dichos pozos.

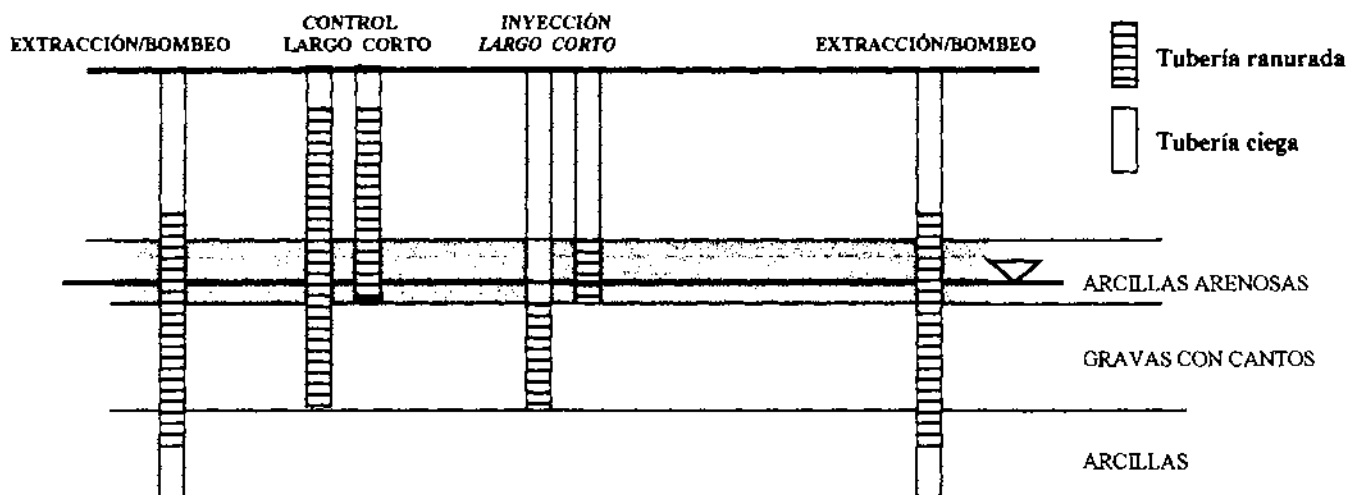
- Se instalaron en todos ellos dos pozos, uno corto que finaliza aproximadamente a los 12 m y otros que finaliza a los 15 metros de profundidad. Cada pareja de pozos tiene medio metro de separación y un diámetro de 50 mm.
  - Los pozos se denominaron como E, es decir E-1c, E-2c, E-3c y E-4c para los pozos de inyección cortos y E-1L, E-2L, E-3L y E-4L para los pozos de inyección largos.
  - Los pozos de inyección cortos se construyeron ranurados de forma variable según el pozo desde 7 a 15 metros, para que la inyección de aire se produjera en las arcillas arenosas, es decir, en la zona contaminada.
  - Los pozos de inyección largos estaban ranurados de forma variable de 12 a 15 metros, para que la inyección de aire actuara como ayuda en la zona de gravas.
- ♦ Pozos de control
- Se construyeron parejas de 4 pozos de control de presiones de vacío y niveles freáticos, con dos piezómetros instalados, uno corto y otro largo.
  - Los pozos cortos se situaron a unos 15 metros de profundidad, y los pozos largos hasta 20 metros aproximadamente.
  - Los pozos cortos se denominaron C-1c, C-2c, C-3c y C-4c, y los largos como C-1C, C-2C, C-3C, y C-4C.
  - Los pozos cortos se ranuraron desde 3 a 15 metros y los largos de 15 a 20 metros de profundidad.
  - Estos pozos se ubicaron de forma repartida a lo largo del campo de pruebas, como se puede observar en el plano 7 del Anejo III.

Las perforaciones se realizaron a destroza, con inyección de aire y/o de agua. Durante la ejecución de cada una de las perforaciones y ejecución de los pozos se llevó a cabo un control exhaustivo de la perforación, anotando en las fichas correspondientes al efecto la

fecha de inicio y fin del sondeo, tipo de sonda empleada, profundidad del sondeo, nivel de gravas y arcillas, localización de los filtros, etc. Así como cualquier observación que pudiera ser considerada de interés.

En la figura siguiente se muestra el esquema constructivo de los diferentes pozos de saneamiento y de control:

**Fig. VI.4: Esquema constructivo de los pozos de extracción/bombeo, inyección de aire y control del campo de pruebas n° 1**



En los planos 11 y 12 del Anejo III se detalla un corte transversal de los pozos en el margen derecho (ramal D) y en el margen izquierdo (ramal I) para el campo de pruebas n° 1.

### **B) Instalación de equipos**

En la prueba piloto n° 1 se efectuó la instalación de los siguientes equipos para el sistema de extracción de producto libre y bombeo y tratamiento de las aguas subterráneas (*línea de agua*):

- Diez bombas sumergibles eléctricas instaladas en los pozos con un caudal de bombeo de 10 m<sup>3</sup>/hora, con las tuberías necesarias.
- Diez bombas skimmer para extracción producto libre.

- Diez bombas sumergibles eléctricas instaladas en los pozos con un caudal de bombeo de 10 m<sup>3</sup>/hora, con las tuberías necesarias.
- Diez bombas skimmer para extracción producto libre.
- Una torre stripper para el tratamiento del agua bombeada antes de su vertido al alcantarillado.
- Un decantador de 50.000 l de capacidad.
- Un separador de hidrocarburos de clase 1 de 3,6 m<sup>3</sup>/hora de capacidad.
- Filtro de carbón activo para el tratamiento del agua extraída.

Para el sistema de extracción de gases del suelo e inyección de aire (*línea de aire*) se utilizaron los siguientes equipos.

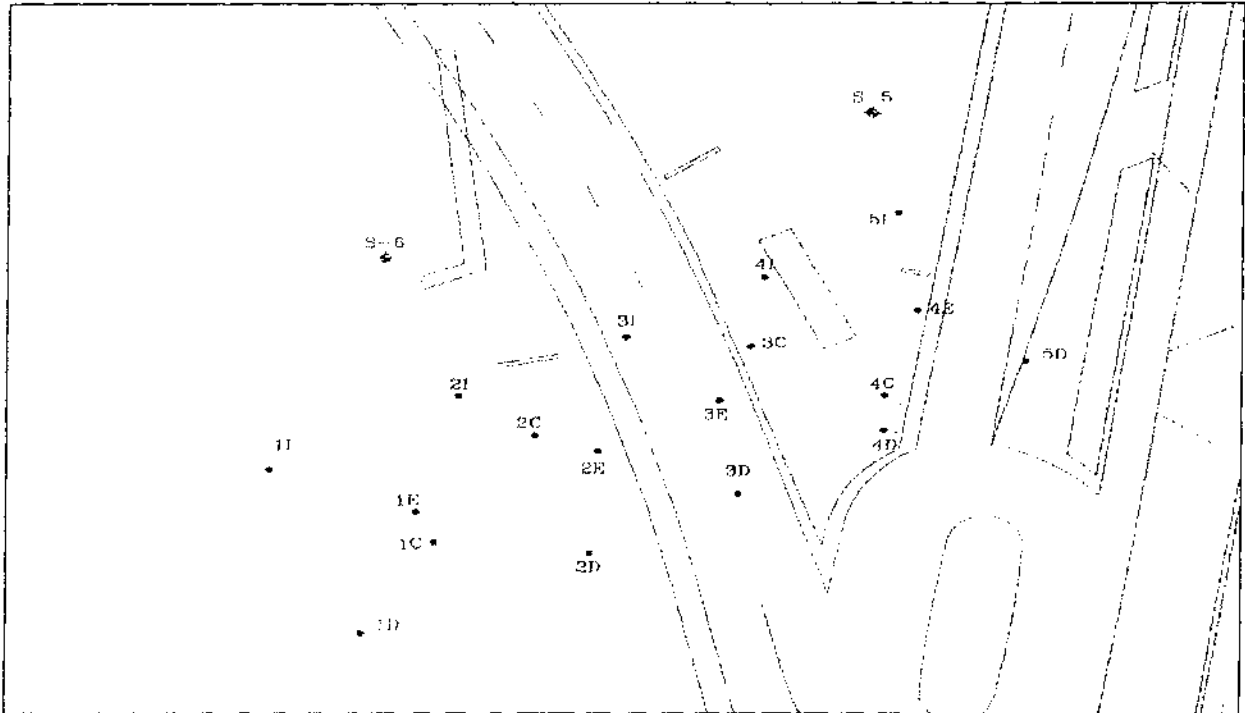
- Planta móvil de extracción de gases dotada de los siguientes equipos:
  - Dos depresores de canal lateral con un caudal nominal de extracción de aire de 500 m<sup>3</sup>/hora y 5,5 Kw, con una presión de vacío máximo de 300 mbar.
  - Un depresor con estrangulación en el lado de la presión o inyector.
  - Un separador de gotas de 200 litros de capacidad.
- Una batería montada en serie de filtros de carbón activo compuesta por 4 depósitos de 200 l metálicos para la depuración de gases.

Según se fue estudiando la respuesta del medio al sistema de tratamiento se introdujeron mejoras el equipo de saneamiento en la línea de agua, consistentes en:

- Planta móvil de alto vacío, formada por una bomba de paletas rotativas de 18,5 Kw, para incrementar la extracción de producto en fase libre. Así mismo, el alto vacío también va a favorecer la extracción de compuestos volátiles.
- 5 bombas neumáticas sumergible de fluidos totales, para incrementar la extracción de producto libre en aquellos pozos donde existía mayor productividad.



Fig. VI.5: Esquema de situación de los pozos en el campo de pruebas n° 1



### C) Equipos de control:

- 10 caudalímetros de agua en cada línea de impulsión de agua procedente de cada pozo.
- 5 vacuómetros y 5 caudalímetros de aire en cada pozo y línea de extracción de vapores, y 4 vacuómetros en los pozos de control.
- Equipos portátiles de medición de COV's (PID) y explosividad (explosivímetro).
- Equipos de muestreo de TPH en gases y de dióxido de carbono.
- Sonda de hidrocarburos.

#### VI.1.7.1.2. Definición de las condiciones iniciales

El campo de pruebas n° 1 se situó en los alrededores de los sondeos de investigación S-5, S-6, y S-10, ocupando un área aproximada de 2.885 m<sup>2</sup>. La ubicación del campo de pruebas n° 1 se muestra en el plano 6 del Anejo III.

Los resultados de la investigación inicial de mayo de 1998, mostraban como esta zona (cerca del sondeo S-6) se detectaba producto libre, identificado como queroseno, en

flotación sobre el nivel de agua subterránea, con una concentración analizada en el P-6C de 2.866 mg/l de TPH.

Sin embargo, los sondeos más inmediatos (S-5 y S-10) no presentaban una concentración en aguas que superase el nivel de intervención holandés.

En cuanto a la contaminación de suelos, tanto el S-5 como el S-6 presentan un nivel de contaminación que supera el nivel de intervención de la legislación holandesa en torno a los 11 m de profundidad, en el nivel de arcillas arenosas, situado encima del nivel de gravas, donde las concentraciones encontradas en el entorno de ese nivel eran de 11.875 a 15.022 mg/kg de TPH.

Aparte de la información recogida de la fase de investigación de los suelos contaminados, en el momento de ejecución de las perforaciones del sistema de tratamiento se tomaron muestras de suelo, así como de aguas subterráneas en los pozos instalados. Por otra parte se tomaron muestras de la concentración inicial de los vapores extraídos y el registro de los niveles freáticos, para poder definir las condiciones iniciales de partida.

#### a) *Análisis de suelos previos al tratamiento*

Los resultados de los análisis de las muestras de suelo de los pozos situados en las inmediaciones del campo de pruebas (S-5, y S-6) se consideran representativas de la contaminación inicial existente antes del tratamiento se resumen en la siguiente tabla VI.10. Se ha descartado los resultados del S-10 al considerar que la distancia al campo de pruebas es demasiado extensa y fuera de la influencia del sistema de tratamiento:

Tabla VI.10: Concentración inicial de TPH en suelos (sondeos investigación) del campo de pruebas nº 1

Sondeo	Profundidad	Cota muestra	TPH	Matriz del suelo
	(m)	(m)	(mg/kg)	
S-5	11,6	591,2	<b>15.022</b>	Arcillas arenosas
	11,5	591,3	<b>11.875</b>	Arcillas arenosas
S-6	11,1	591,5	2.699	Arcillas arenosas
	11,5	591,1	<b>6.497</b>	Arcillas arenosas

También se tomaron muestras de suelo en el momento de la ejecución de los pozos de

saneamiento, observándose que los resultados de concentración de TPH obtenidos en las muestras de suelo en algunos casos indican valores muy bajos (< 50 mg/kg), debido a que el procedimiento de toma de muestras y el método de ejecución de los pozos debido a motivos constructivos fue a destroza y con inyección de aire y agua, método con el cual la representatividad de las muestras de suelo no fue la más adecuada.

Sin embargo, en otras se obtuvieron valores de 3.398 mg/kg y de 2.005 mg/kg a una profundidad de 11 y 12 metros respectivamente, aunque lógicamente muy por debajo de los 15.022 mg/kg obtenidos en la fase de investigación.

Tabla VI.11: Concentración inicial de TPH en suelos (pozos de saneamiento) del campo n° 1

SONDEO	PROFUND.	FECHA	OBSERVACIONES	TPH
				(mg/kg)
E-2L	18 m	1/07/98	Perforación con hélice	< 50
D-1	7 m	1/07/98	Perforación con tricono	< 50
D-1	15 m	1/07/98	Perforación con tricono	157
E-2C	10 m	2/07/98	Perforación con hélice	< 50
C-2	10,5 m	2/07/98	Perforación con hélice	703,05
C-2	12 m	2/07/98	Perforación con hélice	395
I-3	11 m	2/07/98	Perforación con hélice	3398
D-3	12 m	2/07/98	Perforación con hélice	2005
E-4	12 m	3/07/98	Perforación con hélice	98,9
E-3	11 m	6/07/98	Perforación con hélice	197
D-4	12 m	6/07/98	Perforación con ODEX	900
I-4	15 m	8/07/98	Perforación con hélice	1003
I-5	15 m	9/07/98	Perforación con hélice	817
D-5	12 m	10/07/98	Perforación con hélice	147

En el plano 7, Mapa de isoconcentración de TPH en suelos y plano 8, mapa de isoespesores de TPH en suelos situados en el Anejo III, se muestra la distribución de la contaminación en suelos.

#### b) *Análisis de aguas subterráneas previos al tratamiento*

Análogamente se tiene los resultados de concentración de TPH en muestras de agua subterránea tomadas de los piezómetros de investigación P-5C y P-6C, y P-5L y P-6L, confirmándose la contaminación únicamente en los piezómetros cortos. Los resultados de P-5C y P-6C se consideran parte de las condiciones iniciales antes del tratamiento de las aguas:

Tabla VI.12: Concentración inicial de TPH en aguas (piezómetros investigación) en campo n° 1

Piezómetro	TPH( $\mu\text{g/l}$ )	
	07/05/98	07/07/98
P-5C	650	–
P-5L	220	255
P-6C	2.866 mg/l	–
P-6L	910	1.292

Una vez terminados los procesos de limpieza y desarrollo de los pozos de saneamiento también se procedió a la toma de muestra de aguas subterráneas en cada uno de los pozos de extracción/bombeo para determinar el grado de contaminación existente en ellas.

Tabla VI.13: Concentración inicial de TPH en aguas (pozos de extracción) en campo n° 1

POZO	FECHA	HORA	TPH ( $\mu\text{g/l}$ )
Muestra de producto	3/07/98	18:30	389.500
D-1	22/07/98	11:30	< 100
D-2	22/07/98	11:30	< 100
D-3	22/07/98	11:45	320
D-4	22/07/98	11:30	980
D-5	22/07/98	11:45	< 100
I-1	22/07/98	11:30	1.660
I-2	23/07/98	11:30	33.600
I-3	23/07/98	11:30	121.600
I-4	24/07/98	13:40	16.700
I-5	23/07/98	11:30	1.015

La concentración de TPH encontrada fue inferior también a la encontrada en la fase inicial de investigación debido posiblemente a que la toma de muestras se realizó antes de que se estabilizaran las condiciones hidrogeológicas.

Las concentraciones mayores de TPH se obtuvieron en los pozos del ramal I, es decir situados a aguas arriba, llegando a concentraciones de 121.600  $\mu\text{g/l}$  en el I-3 y a 33.600  $\mu\text{g/l}$  en el I-2.

En el plano 9 del Anejo III se muestra el mapa de isoconcentraciones de TPH en aguas.

*c) Análisis previos de vapores extraídos*

En la fase de investigación se tomaron muestras de gas en tubos de carbón activo a 5 m de profundidad en los piezómetros P-1C, P-6C, y P-10, correspondiendo los datos a este campo de pruebas los del pozo P-6C, con una concentración de 9.949 mg/m<sup>3</sup>. Sin embargo, este dato no se considera representativo de la concentración existente en el suelo por que estos vapores orgánicos proceden de la mezcla entre de los vapores emanados desde el suelo de forma natural, exteriorizados a través de los filtros ranurados del piezómetro, y la volatilización del producto libre existente en flotación en el pozo.

Por este motivo, al inicio de la puesta en marcha del sistema de extracción de vapores del suelo se procedió a la toma de muestras de gases mediante tubos de carbón activo de los vapores extraídos del suelo antes de la entrada en los filtros de carbón activo. Se tomaron muestras tanto de los pozos de extracción individuales como del conjunto de los pozos de cada ramal, conjunto I (pozos I-1, I-2, I-3, I-4 y I-5 de forma conjunta) y conjunto D (pozos D-1, D-2, D-3, D-4 y D-5 de forma conjunta).

Como se puede ver en los resultados, las concentraciones de TPH iniciales (en mg/m<sup>3</sup>) son bajas en comparación con las que posteriormente se registraron.

En los valores registrados en el campo de pruebas n° 1 se observa que en el ramal I se obtuvieron concentraciones ligeramente más altas que en el ramal D. Sin embargo los valores obtenidos fueron en general muy bajos (320 mg/m<sup>3</sup> para el ramal I y 49,7 mg/m<sup>3</sup> para el ramal D).

**Tabla VI.14: Resultados de TPH en gases iniciales (mg/m<sup>3</sup>) en campo n° 1. Fecha: 22-07-98**

	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	Conjunto I	D-1	D-2	D-3	D-4	D-5	Conjunto D
<b>Hora</b>	17:30	17:35	17:40	17:45	17:50	17:20	17:55	18:00	18:05	18:10	18:15	17:25
<b>TPH (mg/m<sup>3</sup>)</b>	39	418	223	139	104	<b>320</b>	49	65	245	240	61	<b>49,7</b>

*d) Medidas iniciales de piezometría*

Antes de la puesta en marcha del campo de prueba se tomó la medida inicial en cada uno de los pozos, así como se llevó a cabo ensayos de bombeo para conocer las características hidráulicas de acuífero.

Al existir pozos en los que aparece producto en libre en flotación, es necesario realizar una corrección del nivel piezométrico, tal y como se explica en el Apdo. IV.3.2.2. Distribución de los NAPL en el subsuelo, y en la que hay que tener en cuenta el espesor aparente de producto y la densidad del hidrocarburo (entes caso  $0,85 \text{ gr/cm}^3$ ). En la tabla siguiente se muestran los niveles piezométricos iniciales:

Tabla VI.15: Nivel piezométrico inicial en el campo de pruebas nº 1 (16-07-98)

POZO	Cota pozo* (m)	Altura brocal (m)	Nivel Freático (m)	Espesor aparente Producto Libre (m)	Nivel Piezométrico (m.s.n.m.)
I-1	603,45	0,46	11,88	0	591,1
I-2	602,59	0,39	10,8	0,01	591,4
I-3	602,31	0,62	10,98	0,09	590,8
I-4	602,63	0,4	10,4	0	591,8
I-5	602,15	0,48	10,64	0	591,0
D-1	602,73	0,59	11,4	0	590,7
D-2	602,35	0,53	10,79	0	591,0
D-3	602,23	0,0	10,74	0	591,5
D-4	602,12	0,46	10,54	0	591,1
D-5	601,96	0,0	10,49	0	591,5
C-1C	602,63	0,59	11,12	0	590,9
C-1L	602,63	0,37	10,95	0	591,3
C-2C	602,13	0,37	10,5	0	591,3
C-2L	602,13	0,31	10,59	0	591,2
C-3C	602,3	0,53	10,84	0	590,9
C-3L	602,3	0,39	10,58	0	591,3
C-4C	603,08	0,4	11,34	0	591,3
C-4L	603,08	1,03	11,95	0	590,1
P-8C	602,6	0,05	11,90	0,85	591,4
P-6L	602,6	0,05	11,45	0	591,1
P-5C	602,8	0,05	11,11	0	591,6
P-5L	602,8	0,05	11,24	0	591,5

\* Cota del pozo respecto a la rasante del suelo

Es decir, la piezometría inicial del campo de pruebas se sitúa entre 590,9 y 591,6 m.s.n.m., tal y como se señala en el plano de isopiezas de condiciones iniciales (antes del bombeo y tratamiento) que se encuentra en el plano 22 Anejo IV.

El ensayo de bombeo realizado en el pozo D-2 se detalla en el Apdo. VI.2.1.12. y los resultados se muestran en el Apdo. VII.2.3.4.1.

Resumen de las condiciones iniciales

Según los resultados analíticos obtenidos, las condiciones iniciales (valores máximos, medios y mínimos de concentración de TPH en suelos, aguas y gases) del campo de pruebas nº 1 se pueden englobar en la siguiente tabla:

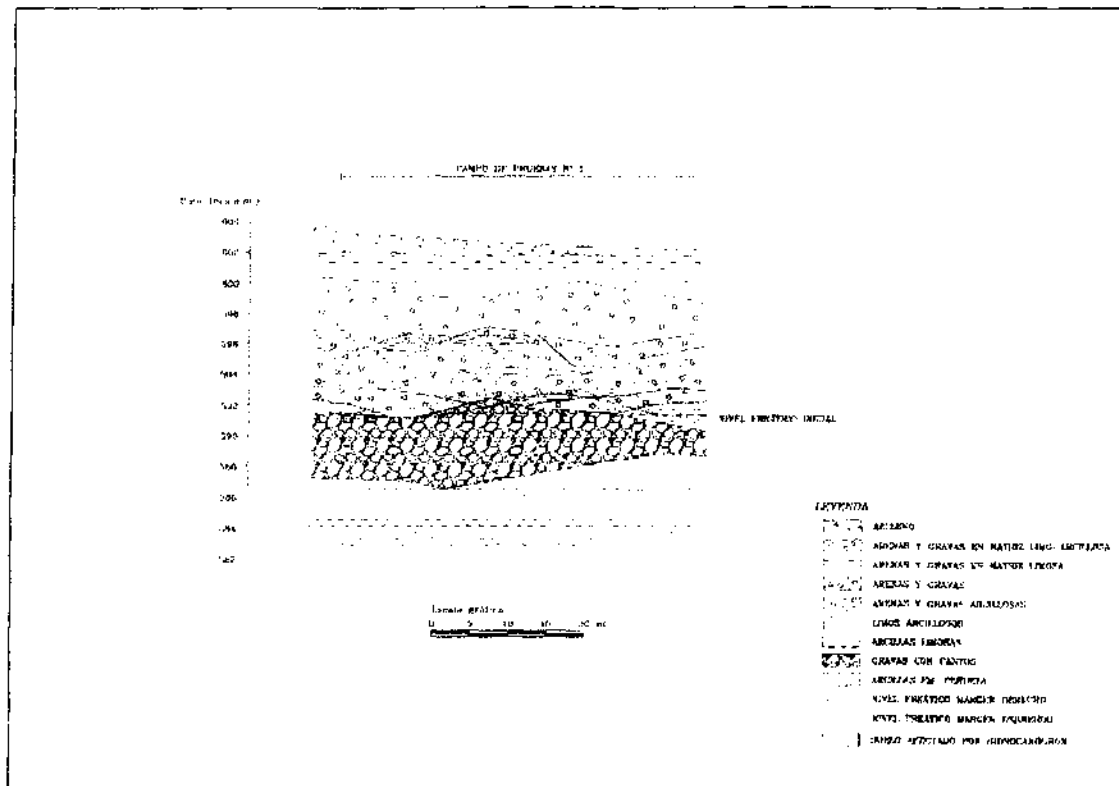
Tabla VI.16: Condiciones iniciales del campo de pruebas nº 1

	CONCENTRACIÓN TPH		
	Máxima	Media	Mínima
SUELOS (mg/kg)	15.022	3.398	2.005
AGUAS (µg/l)	389.500*	121.600	1.015
GASES (mg/m <sup>3</sup> )	9.940	562	320

\* Producto en fase libre

En la siguiente figura se muestra el perfil geológico del campo de pruebas nº 1, señalando la situación y espesor del suelo contaminado, existencia de producto libre y nivel piezométrico inicial (plano 10, Anejo III):

Fig. VI.6: Perfil longitudinal geológico y de la distribución de la contaminación en el campo de pruebas nº 1



## VI.1.7.2. CAMPO DE PRUEBAS N° 2

### VI.1.7.2.1. Infraestructuras

#### A) Ejecución de sondeos e instalación de pozos

##### ♦ Pozos de bombeo – extracción de vapores:

- Se construyeron un total de 10 pozos, distribuidos 5 pozos aguas arriba, en el ramal I, y otros 5 aguas abajo, en el ramal D.
- Los pozos se identificaron como I-1, I-2, I-3, I-4 y I-5 para los situados aguas arriba, y D-1, D-2, D-3, D-4 y D-5, para los situados aguas abajo.
- Los pozos de bombeo/extracción se localizaron a una distancia lateral entre filas I-D de 15 metros de unos de otros y con una separación de 10 metros en cada fila.
- Los pozos tenían una profundidad media de 25 m y 250 mm de diámetro.
- Los pozos se construyeron con tubería ranurada hasta los últimos tres metros en donde se sitúa la tubería ciega, rellenando el espacio anular con material filtrante y la parte superior (de 0 a 3 metros) sellado con cemento-bentonita.

##### ♦ Pozos de inyección de aire

- Se construyeron 4 parejas de pozos de inyección, justo en el eje de los pozos laterales de extracción, situados al tresbolillo con dichos pozos.
- Se instalaron en todos ellos dos pozos, uno corto que finaliza aproximadamente a los 15 m y otros que finaliza a unos 20 metros de profundidad. Cada pareja de pozos tiene medio metro de separación y un diámetro de 50 mm.
- Los pozos se denominaron como E, es decir E-1c, E-2c, E-3c y E-4c para los pozos de inyección cortos y E-1L, E-2L, E-3L y E-4L para los pozos de inyección largos.
- Los pozos de inyección cortos se construyeron ranurados desde 3 a 15 metros, para que la inyección de aire se produjera en toda la zona contaminada.



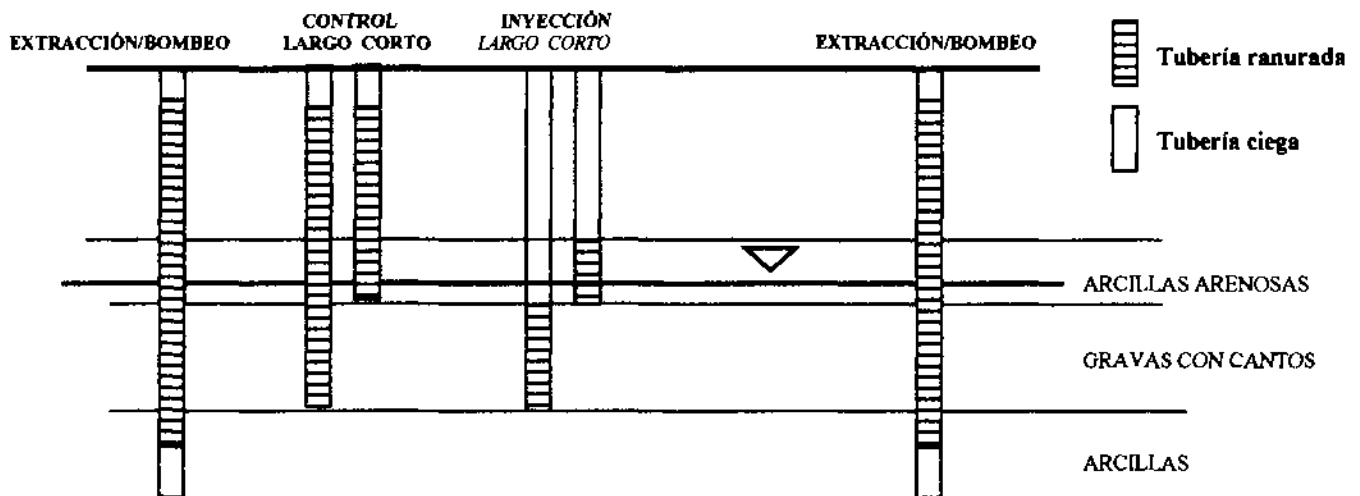
- Los pozos de inyección largos estaban ranurados de 15 a 20 metros, para que la inyección de aire actuara como ayuda en la zona de gravas.

◆ Pozos de control

- Se construyeron 4 parejas de pozos de control de presiones y medida de nivel freático con dos pozos instalados, uno corto y otro largo.
- Los pozos cortos se situaron a unos 15 metros de profundidad, y los pozos largos hasta 20 metros aproximadamente.
- Los pozos cortos se denominaron C-1c, C-2c, C-3c y C-4c, y los largos como C-1C, C-2C, C-3C, y C-4C.
- Los piezómetros cortos se ranuraron desde 3 a 15 metros y los largos de 15 a 20 metros de profundidad.
- Estos pozos se ubicaron de forma repartida a lo largo del campo de pruebas, como se puede observar en el plano 15 del Anejo III.

El esquema constructivo de los pozos de extracción/bombeo, inyección y pozos de control para el campo de pruebas nº 2 se muestra en la Fig. VI.7. :

**Fig. VI.7: Esquema constructivo de los pozos de extracción/bombeo, inyección de aire y control del campo de pruebas nº 2**



En los planos 19 y 20 del Anejo III detalla un corte transversal de los pozos en el margen derecho (ramal D) y en el margen izquierdo (ramal I).

#### **B) Instalación de equipos:**

En la prueba piloto nº 2 se efectuó la instalación de los siguientes equipos para el sistema de bombeo y tratamiento de las aguas subterráneas (*línea de agua*) :

- Diez bombas eléctricas sumergibles instaladas en los pozos con un caudal nominal de bombeo de 10 m<sup>3</sup>/hora, con las tuberías necesarias.
- Una torre "stripper" para la eliminación de los volátiles en el agua bombeada

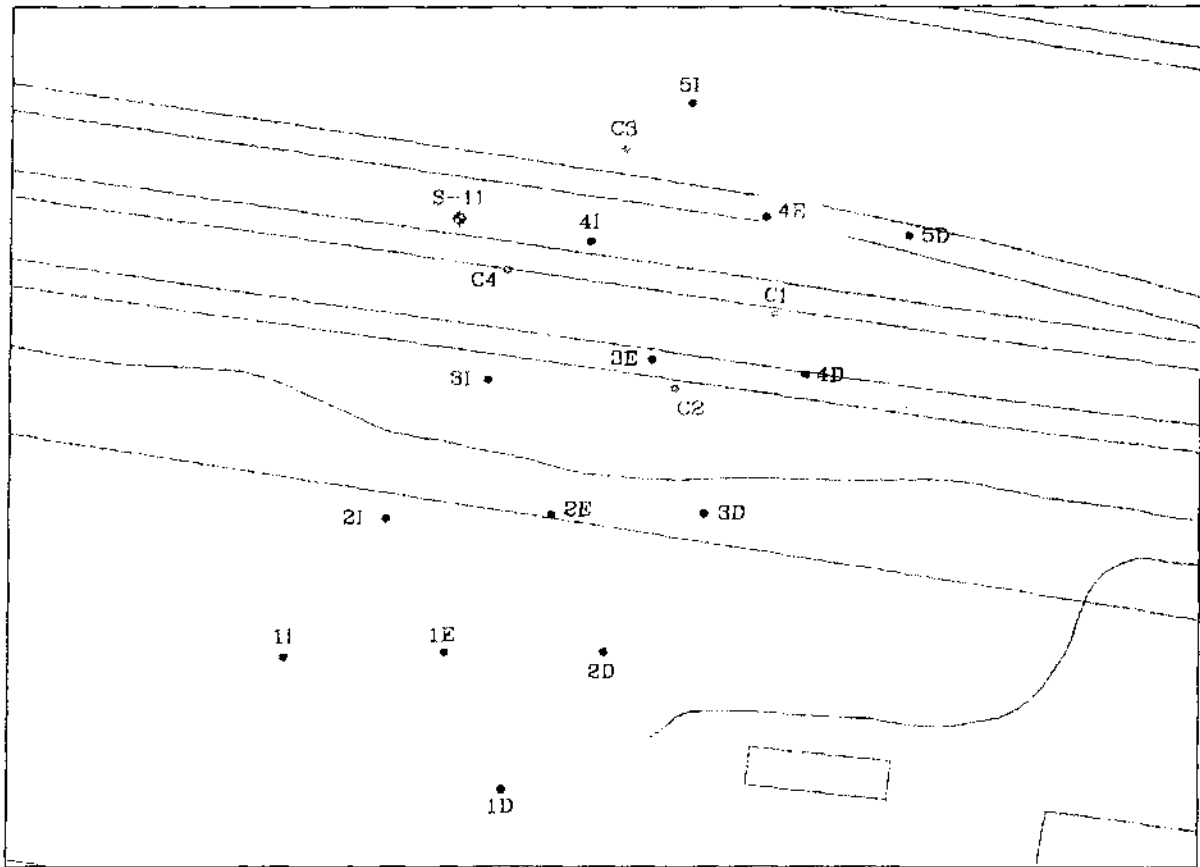
Para la extracción de vapores del suelo e inyección de aire (*línea de aire*), se utilizaron los siguientes equipos:

- Planta móvil de extracción de gases dotada de los siguientes equipos:
  - Dos depresores de canal lateral con un caudal nominal de extracción de 500 m<sup>3</sup>/hora y 5,5 Kw, con vacío máximo de 300 mbar..
  - Un depresor con estrangulación en el lado de la presión o inyector.
  - Un separador de gotas de 200 litros de capacidad
- Una batería montada en serie de filtros de carbón activo compuesta por 4 depósitos de 200 l metálicos para la depuración de gases.

#### **C) Equipos de control:**

- 10 caudalímetros en cada línea de impulsión de agua procedente de cada pozo.
- 5 vacuómetros y 5 caudalímetros en cada pozo y línea de extracción de vapores, y 4 vacuómetros en los pozos de control.
- Equipos portátiles de medición de COV's (PID) y explosividad (explosivímetro)
- Equipos de muestreo de TPH de gases y de dióxido de carbono.
- Hidronivel.

**Fig. VI.8: Esquema de situación de los pozos en el campo de pruebas nº 2**



**VI.1.7.2.2. Definición de las condiciones iniciales**

El campo de pruebas nº 2 se situó en junto a los pozos de investigación P-11, P-8 y P-1, ocupando un área aproximada de 2.625 m<sup>2</sup>. y se caracteriza por que la contaminación se sitúa únicamente en la zona no saturada y por no tener presencia de producto libre en flotación sobre el nivel freático en ninguno de los piezómetros (plano 15, Anejo III).

En la investigación de mayo de 1998, mostraba como esta zona presentaba una alta contaminación de suelos y de aguas, con una concentración de TPH en aguas de 13.140 µg/l en el P-11C y 6.830 µg/l en el P-1C, y de 2.304 mg/kg de TPH en el suelo en el S-11 a 7 metros de profundidad y de 696 mg/kg a 3 metros.

Otra característica importante era que la contaminación se encontraba desde casi la superficie del suelo hasta el nivel de arcillas arenosas que se encuentran justo por encima de las gravas. Se ha estimado que esta contaminación se debió a derrames superficiales

además del aporte de queroseno por el flujo del agua subterránea desde el foco de contaminación.

Tanto en suelos como en aguas subterráneas la concentración de TPH superó en ambos casos el nivel de intervención holandés. Respecto a la contaminación de las aguas subterráneas, se obtuvieron concentraciones de TPH de 13.140 y 11.010  $\mu\text{g/l}$  en los piezómetros P-11C y P-8C respectivamente.

Del mismo modo que se realizó en el campo de pruebas n° 1, en el momento de ejecución de las perforaciones del sistema de tratamiento se tomaron muestras de suelo, así como de aguas subterráneas en los pozos instalados. Por otra parte, para definir las condiciones iniciales de partida se tomaron muestras de la concentración inicial de los vapores extraídos y el registro de los niveles freáticos en los pozos antes de la puesta en marcha del sistema.

a) *Análisis de suelos previos al tratamiento*

Los resultados de los análisis de las muestras de suelo de los pozos situados en las inmediaciones del campo de pruebas (S-1, y S-11) se consideran representativas de la contaminación inicial existente antes del tratamiento se resumen en la siguiente tabla VI.17. Se ha descartado los resultados del S-8 al considerar que la distancia al campo de pruebas es demasiado extensa y fuera de la influencia del sistema de tratamiento:

**Tabla VI.17: Concentración inicial de TPH en suelos (sondeos investigación) del campo de pruebas n° 2**

Sondeo	Profundidad	Cota muestra	TPH	Matriz del suelo
	(m)	(m)	(mg/kg)	
S-1	8,4	595,3	925	Limos arcillosos
	9,1	594,6	<10	Limos arcillosos
S-11	3,05	603,9	696	Arcillas
	7,1	599,8	2.304	Arenas y gravas en matriz limosa

También se tomaron muestras de suelo en el momento de la ejecución de los pozos de saneamiento, observándose que los resultados de concentración de TPH obtenidos en algunas muestras de suelo fueron muy bajos (< 50 mg/kg), debido a que el procedimiento de toma de muestras y el método de ejecución de los sondeos no fue la más adecuada.

Tabla VI.18: Concentración inicial de TPH en suelos (pozos de saneamiento) del campo n° 2

SONDEO	PROFUND.	FECHA	OBSERVACIONES	TPH (mg/kg)
E-4L	8 m	22/06/98	Perforación con aire a presión	51
E-4L	12 m	22/06/98	Perforación con aire a presión	78
E-1L	12 m	22/06/98	Perforación con hélice	233
E-4L	7 m	22/06/98	Perforación con aire a presión	51
E-1L	9 m	22/06/98	Perforación con hélice	231
C-2	9 m	23/06/98	Detritus perforación sondeo corto	1.045
C-3	2 m	23/06/98	Detritus perforación sondeo corto	2.466
I-4	3 m	24/06/98	Perforación con hélice	< 50
I-4	6 m	24/06/98	Perforación con hélice	< 50
C-1	10 m	25/06/98	Suelo sondeo C-1 largo	924
C-1	11 m	25/06/98	Tramo final de la hélice	1.407
C-4	9 m	26/06/98	Detritus perforación sondeo corto	< 50
C-4	11 m	26/06/98	Detritus perforación sondeo corto	< 50
I-2	9 m	27/06/98	Profundidad orientativa	121
C-4	6,4 m	27/06/98	Muestra sondeo corto	< 50
I-2	12 m	27/06/98	Profundidad orientativa	172
C-3	9 m	27/06/98	Detritus perforación sondeo corto	2.005

Sin embargo, en otras muestras se obtuvieron valores de 2.466 mg/kg y de 2.005 mg/kg a una profundidad de 2 y 9 metros respectivamente, del mismo orden que las concentraciones obtenidas en los trabajos de investigación previos.

En el Anejo III se encuentran el plano 15, mapa de isoconcentración de TPH en suelos y plano 16, isoespesores de TPH en suelos.

#### b) *Análisis de aguas subterráneas previos al tratamiento*

Del mismo modo que en el campo de pruebas n° 1, se han considerado los resultados de concentración de TPH en muestras de agua subterránea tomadas de los piezómetros de investigación P-1C y P-11C, y P-1L y P-11L, confirmándose la contaminación únicamente en los piezómetros cortos. Los resultados de P-1C y P-11C se consideran parte de las condiciones iniciales antes del tratamiento de las aguas:

Tabla VI.19: Concentración inicial de TPH en aguas (piezómetros investigación) en campo nº 2

Piezómetro	TPH( $\mu\text{g/l}$ )		
	07/05/98	20/05/98	07/07/98
P-1C	3.830	–	–
P-1L	1.190	–	465
P-11C	–	13.140	–
P-11L	–	4.500	787

Una vez terminados los procesos de limpieza y desarrollo de los pozos de saneamiento se procedió a la toma de muestras subterráneas en cada uno de los pozos de extracción/bombeo y en tres pozos de inyección cortos para determinar el grado de contaminación existente en las aguas subterráneas.

La concentración de TPH encontrada fue inferior también a la encontrada en la fase inicial de investigación, registrada en el P-11C con 13.140  $\mu\text{g/l}$  y el P-1C con 3.820  $\mu\text{g/l}$ , obteniéndose concentraciones < 100  $\mu\text{g/l}$  en todos los pozos, salvo en el I-1, que presentó 1.290  $\mu\text{g/l}$ . Este descenso en las concentraciones fue debido a que la toma de muestras se realizó un día después de la realización de un ensayo de bombeo de 24 horas de duración y antes de que se estabilizaran las condiciones hidrogeológicas. Por lo que no se consideran representativas de la contaminación existente en el campo de pruebas nº 2.

Tabla VI.20: Análisis de TPH inicial en aguas en los pozos de extracción (campo nº 2)

SONDEO	FECHA	HORA	TPH ( $\mu\text{g/l}$ )
D-1	30/06/98	18:00	1.290
D-2	30/06/98	18:00	< 100
D-3	30/06/98	18:00	< 100
D-4	30/06/98	18:00	< 100
D-5	30/06/98	18:00	< 100
I-1	30/06/98	18:00	< 100
I-2	30/06/98	18:00	< 100
I-3	30/06/98	18:00	< 100
I-4	30/06/98	18:00	< 100
I-5	30/06/98	18:00	< 100
E-2c	30/06/98	18:00	193
E-3c	30/06/98	18:00	< 100
E-4c	30/06/98	18:00	< 100

En el plano 17 del Anejo III se muestra el mapa de isoconcentraciones de TPH en aguas.

c) *Análisis previos de vapores extraídos*

En la fase de investigación se tomaron muestras de gas en carbón activo a 5 m de profundidad en varios piezómetros, correspondiéndose la muestra de P-1C, con el campo de pruebas nº 2, con una concentración de  $341 \text{ mg/m}^3$ . Este dato no se considera representativo totalmente de la concentración existente en el suelo por que estos vapores orgánicos proceden de la mezcla entre de los vapores emanados desde el suelo de forma natural, y exteriorizados a través de los filtros ranurados del piezómetro, junto con la volatilización de los hidrocarburos disueltos en el agua subterránea en el pozo (ahora bien, si se considera más característico que la muestra del P-6C en el campo de pruebas nº 1).

Por tanto, para poder considerar la concentración inicial existente en suelos, se procedió a la toma de muestras de gases mediante tubos de carbón activo de los vapores extraídos del suelo antes de la entrada en los filtros de carbón activo al inicio de la puesta en marcha del sistema de extracción de vapores del suelo. Se tomaron muestras tanto de los pozos de extracción individuales como del conjunto de los pozos de cada ramal, conjunto I (pozos I-1, I-2, I-3, I-4 y I-5 de forma conjunta) y conjunto D (pozos D-1, D-2, D-3, D-4 y D-5 de forma conjunta).

Como se puede ver en los resultados, las concentraciones de TPH iniciales (en  $\text{mg/m}^3$ ) relativamente bajas respecto con las que posteriormente durante el tratamiento se registraron.

Los valores encontrados en los pozos individuales del ramal I presentan concentraciones más altos que en los pozos del ramal D. Del mismo modo, la concentración del conjunto I o ramal I fue de  $2.473 \text{ mg/m}^3$ , muy superior, respecto a los  $462 \text{ mg/m}^3$  del ramal D.

**Tabla VI.21: Resultados de TPH en gases iniciales en el campo nº 2 ( $\text{mg/m}^3$ ). Fecha: 6-07-98**

	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	Conjunto I	D-1	D-2	D-3	D-4	D-5	Conjunto D
<b>Hora</b>	14:10	14:15	14:20	14:25	14:30	14:00	14:35	14:40	14:45	14:50	14:55	14:05
<b>TPH (<math>\text{mg/m}^3</math>)</b>	283	752	2.627	2.150	1.054	<b>2.473</b>	1.39	2112	34	53	36	<b>462</b>

d) *Medidas iniciales de piezometría*

Antes de la puesta en marcha del campo de pruebas se tomó la medida inicial del nivel freático de los pozos, así como se llevó a cabo ensayos de bombeo para conocer las características hidráulicas de acuífero.

Se llevó a cabo una medida rigurosa de los niveles freáticos en los pozos de extracción, como en los de inyección y los de control, así como en los pozos de investigación cercanos a los campos de pruebas, para ver la evolución de la influencia del bombeo.

**Tabla VI.22: Niveles piezométricos iniciales en el campo de pruebas nº 2 (4-07-98)**

POZO	Cota pozo* (m)	Altura brocal (m)	Nivel Freático (m)	Nivel Piezométrico (m.s.n.m.)
I-1	603,45	0,46	12,50	590,2
I-2	602,59	0,39	11,74	594,1
I-3	602,31	0,62	11,31	595,0
I-4	602,63	0,4	11,70	594,9
I-5	602,15	0,48	11,00	595,5
D-1	602,73	0,59	11,55	591,0
D-2	602,35	0,53	11,43	591,6
D-3	602,23	0,0	11,84	594,2
D-4	602,12	0,46	11,22	595,0
D-5	602,0	0,0	11,05	594,5
E-2L	602,34	0,5	11,34	594,6
E-3L	602,45	0,0	11,63	595,2
E-4L	602,29	0,5	11,96	594,8
C-3L	602,3	0,39	11,83	594,2
P-11L	602,9	0,05	12,45	594,4
P-1L	600,6	0,05	10,18	593,1

\*cota del pozo respecto a la rasante del suelo

La cota piezométrica del campo de pruebas nº 2 antes del tratamiento se sitúa entre 590,2 595,6 m.s.n.m.. En el Anejo III se encuentra el plano 22 de isopiezas en condiciones iniciales (antes del bombeo y tratamiento).

El ensayo de bombeo realizado en el pozo I-3 se detalla en el Apdo. VI.2.2.12. y los resultados se muestran en el Apdo. VII.5.1.1..



**Resumen**

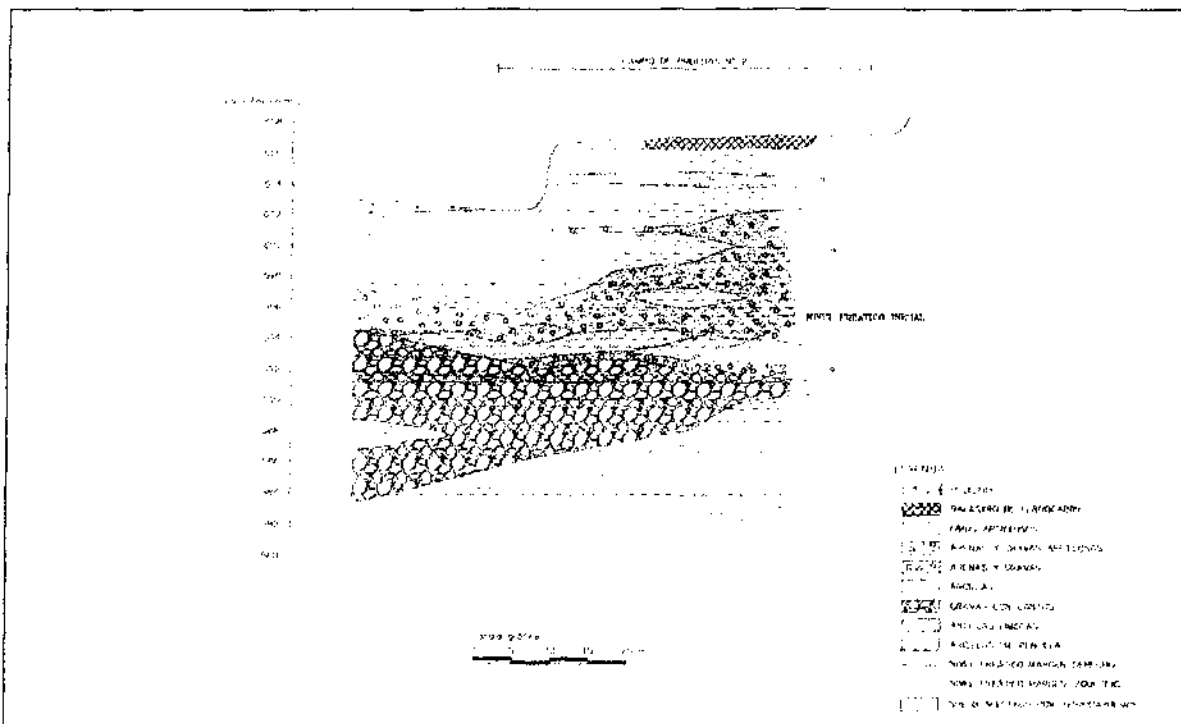
Por tanto, las condiciones iniciales del campo de pruebas nº 2 (concentraciones máximas, medias, y mínimas de TPH en suelos, aguas y gases) se pueden englobar en la siguiente tabla:

**Tabla VI.23: Condiciones iniciales del campo de pruebas nº 2**

	CONCENTRACIÓN TPH		
	Máxima	Media	Minima
<b>SUELOS (mg/kg)</b>	2.466	2.005	1.045
<b>AGUAS (µg/l)</b>	13.140	8.660	1.290
<b>GASES (mg/m³)</b>	2.473	462	341

En la figura VI.9 se muestra el perfil geológico del campo de pruebas nº 2, señalando la situación y espesor del suelo contaminado, y nivel piezométrico inicial (plano 19, Anejo III).

**Fig. VI.9: Perfil geológico longitudinal y de distribución de la contaminación del campo de pruebas nº 2**



## VI.2. RESULTADOS DE LOS CAMPOS DE PRUEBAS

### VI.2.1. Resultados del CAMPO DE PRUEBAS N° 1

El Campo de Pruebas n° 1 se puso en marcha el 16 de julio de 1998 hasta el 29 de enero de 1999, estando en funcionamiento un total de 198 días.

El funcionamiento del Campo de Pruebas n° 1 se resume en la siguiente tabla:

Tabla VI.24: Estado del Arte del Campo de Pruebas n° 1

TRATAMIENTO	FECHA	N° DIAS DE TRATAMIENTO	DIAS DE DURACIÓN
Inicio	16-07-98	0	-
Final	29-01-99	198	-
CONTROL Y SEGUIMIENTO	23-07-98 al 27-01-99	Del 8 <sup>o</sup> al 196 <sup>o</sup>	188 días
EXTRACCIÓN DE VAPORES	22-07-98 al 29-01-99	Del 7 <sup>o</sup> a 198 <sup>o</sup>	191 días
RETIRADA DE PRODUCTO	20-07-98 al 29-01-99	Del 5 <sup>o</sup> al 198 <sup>o</sup>	193 días
INYECCIÓN DE AIRE	27-08-98 al 12-09-98	Del 32 <sup>o</sup> al 48 <sup>o</sup>	16 días
	22-11-98 al 29-01-99	Del 119 <sup>o</sup> al 196 <sup>o</sup>	77 días
BOMBEO DE AGUA	16-07-98 al 21-09-98	Del 1 <sup>o</sup> al 66 <sup>o</sup>	66 días
	4-11-98 al 26-11-98	Del 110 <sup>o</sup> al 132 <sup>o</sup>	22 días
	25-12-98 al 9-01-99	Del 161 <sup>o</sup> al 176 <sup>o</sup>	18 días

Las medidas de campo tomadas así como los resultados obtenidos se detallan a continuación.

#### VI.2.1.1. Resultados de Compuestos Orgánicos Volátiles

Se realizó un seguimiento continuo de la evolución de los Compuestos Orgánicos Volátiles a lo largo del tiempo en que estuvo en marcha el sistema de tratamiento, obteniendo el registro de la concentración de COV's en un total de 125 días (de los 198 que duró el sistema). En un principio, las medidas se realizaron de forma diaria, pasando después a 3 tomas por semana.

El sistema se puso en marcha el 16 de julio de 1998, registrando la primera medida de COV's a los 7 días, el 22 de julio; la última toma de muestras se realizó el 27 de enero de 1999, a los 194 días de tratamiento.

Se tomaron dos tipos de medidas de COV's, una primera a la salida en conjunto de todos los pozos que formaban cada ramal, es decir en el ramal I, o conjunto I, a los pozos situados aguas arriba de la zona de pruebas, y ramal D, o conjunto D, a los pozos ubicados aguas debajo en todo el periodo del tratamiento (196 días); y una segunda de forma individual a cada uno de los pozos de extracción de ambos ramales, en la fase inicial del tratamiento y por un periodo de 114 días de tratamiento.

Las tablas de las medidas realizadas y los gráficos de evolución COV's (conjunto ramal I y conjunto ramal D) respecto al tiempo de tratamiento, y las curvas de comparación de los conjuntos I y D y pozos individuales se encuentran en el Anejo III.

#### VI.2.1.1.1. Medidas iniciales

Se tomaron las medidas iniciales de los COV's al ponerse en marcha el sistema de extracción de vapores, el 22 de julio de 1998 a las 10:00 horas, durante las primeras horas de funcionamiento, con los siguientes resultados:

**Tabla VI.25: Registro de datos iniciales de COV's en conjuntos I y D**

Fecha	Hora	Nº horas tratamiento	Conjunto I	Conjunto D
22-07-98	10:00	0	-	-
	10:30	30'	0	0
	11:00	1h	0	0
	11:30	1 h 30'	0	0
	12:00	2 h	20	21
	12:15	2 h 15'	30	20
	12:30	2 h 30'	29	29
	13:00	3 h	294	29
	14:00	4 h	290	130
	17:00	7 h	150	111
	18:00	8 h	170	120
	20:00	10 h	150	180
23-07-98	10:00	24 h	193	130

Fecha	Hora	Nº horas tratamiento	Conjunto I	Conjunto D
	12:00	26 h	60	125
	17:00	31 h	259	80

- Los primeros datos registrados de COV's en ambos ramales se produjeron a las 2 horas del funcionamiento del sistema.
- En ambos ramales el valor inicial de COV's registrado fue de aproximadamente 20 ppm.
- La concentración de COV's fue incrementándose rápidamente, pasando de 20 ppm en el conjunto I a 294 ppm en 3 horas, y de 21 ppm a 180 ppm en 10 horas en el conjunto D.
- La concentración de COV's en el conjunto I se estabilizan a partir de las 5 o 6 horas de tratamiento, y a las 8 o 9 horas en el conjunto D, aunque con tendencia creciente en ambos ramales.

Una vez obtenidas las medidas iniciales de COV's al conectar el sistema de extracción de vapores, se procedió al registro de COV's de forma continua y periódica, tanto de manera conjunta de los pozos que forma cada ramal I, como de forma individual de cada uno de los pozos.

Las tablas se encuentran situadas en el Anejo II. Los resultados de COV's observados se subrayan a continuación:

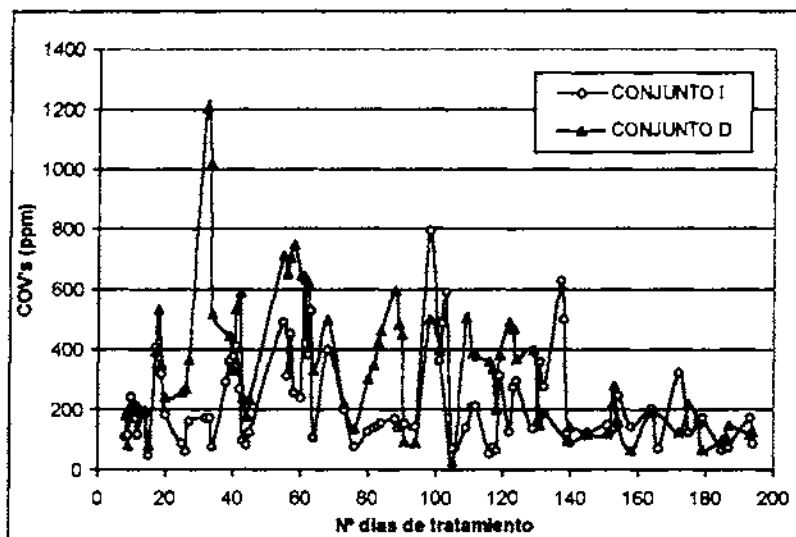
#### VI.2.1.1.2. Medidas en conjunto

En los gráficos de evolución de los COV's de los conjuntos de los ramales I y D frente al tiempo de tratamiento, se observan los siguientes puntos:

- Existe una tendencia marcada decreciente de la concentración de COV's en ambos ramales en el tiempo.
- La concentración de COV's en el ramal D, aguas abajo, fueron mayores que en el ramal I, aguas arriba.

- La concentración inicial fue de 110 ppm en el ramal I y 180 ppm en el ramal D, incrementándose de forma suave al principio del sistema de tratamiento, a los 24 días en el ramal D y a los 90 días de tratamiento en el ramal I.
- Dentro de la tendencia evolutiva decreciente se registraron subidas y bajadas de la concentración de COV's.
- En el ramal D, situado aguas abajo, se produjo un incremento de la concentración inicial más rápida, apareciendo un primer "pico" de 531 ppm a los 10 días, y un máximo de 1.206 ppm a los 24 días de tratamiento. A partir de ese momento, comenzó la tendencia decreciente, hasta obtener el valor mínimo de 12,5 ppm a los 190 días. El valor medio de COV's se encuentra en aproximadamente 400 ppm.
- En el ramal I (aguas arriba), se produjo, sin embargo, una tendencia creciente hasta los 90 días de tratamiento, momento en que se produjo el registro más alto de COV's con una concentración de 796 ppm. Durante ese periodo se produjeron varios "picos", el primero a los 9 días de tratamiento con 393 ppm, y el segundo y tercero a los 33 y 43 días con 411 y 630 ppm respectivamente. A partir de los 90 días comienza la evolución descendente, hasta llegar a un valor mínimo de 5 ppm a los 186 días de tratamiento, con un valor medio de COV's de 270 ppm.

Fig. VI.10: Evolución de COV's en los conjuntos I y D



A lo largo del tratamiento se observaron “picos” de concentración, tanto máximos como mínimos, siendo los más destacables los que se indican en las siguientes tablas:

Tabla VI.26: Valores máximos de COV's en ramal D

FECHA	Nº días tratamiento	Diferencia días	COV's MÁXIMOS (ppm)
18-08-98	24	0	1206
13-09-98	50	26	748
13-10-98	80	30	596
16-11-98	114	34	493
17-12-98	145	31	278
20-01-99	179	30	145

Tabla VI.27: Valores mínimos de COV's en ramal D

FECHA	Nº días tratamiento	Diferencia días	COV's MÁXIMOS (ppm)
6-08-99	12	0	239
30-08-98	36	24	175
1-10-98	68	32	135
19-10-98	86	18	90
22-12-98	150	64	63
27-01-99	190	40	12,5

Fig. VI.11: Picos máximos y mínimos de COV's del Ramal D

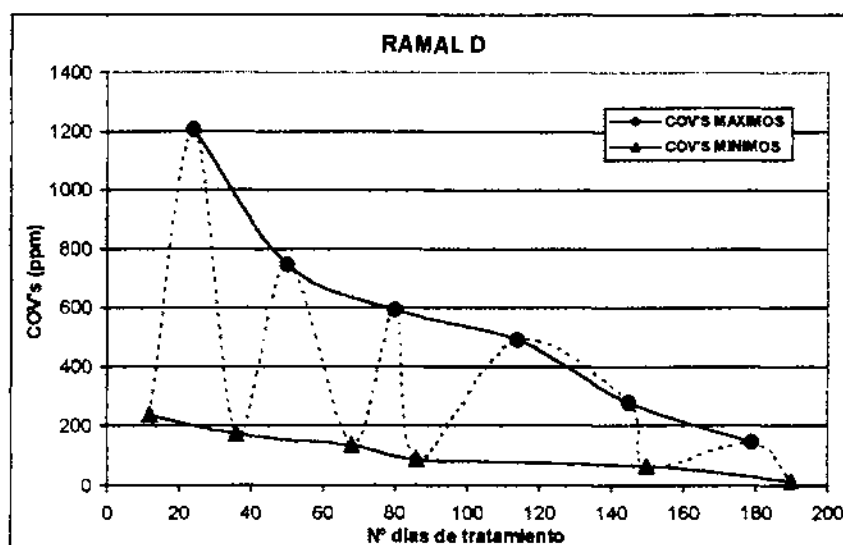


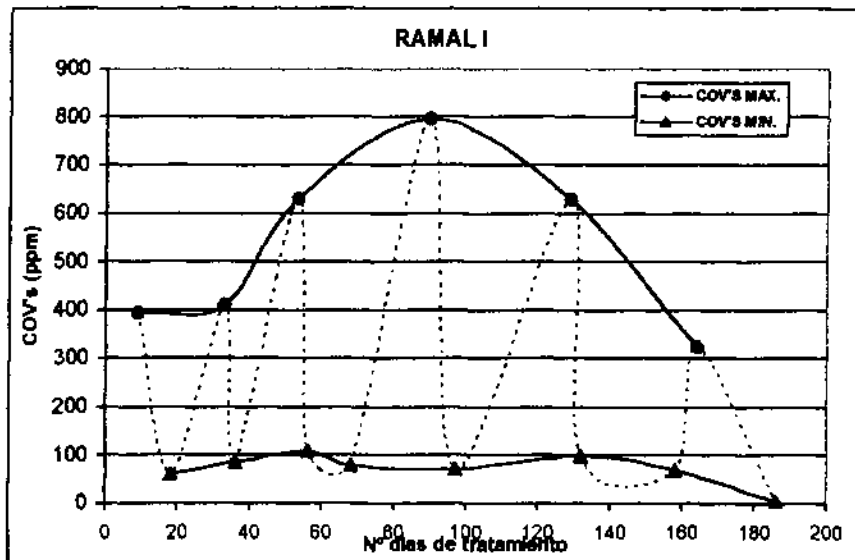
Tabla VI.28: Valores máximos de COV's en ramal I

FECHA	Nº DIAS TRATAMIENTO	DIFERENCIA DIAS	COV'S MAXIMOS (ppm)
3-08-98	9	0	393
27-08-98	33	24	411
16-09-98	53	20	630
23-10-98	90	37	796
1-12-98	129	39	628
5-01-99	164	35	324

Tabla VI.29: Valores mínimos de COV's en ramal I

FECHA	Nº DIAS TRATAMIENTO	DIFERENCIA DIAS	COV'S MINIMOS (ppm)
12-08-98	18	0	61
30-08-98	36	18	83,7
19-09-98	56	20	107
1-10-98	68	12	78
30-10-98	97	29	69,7
4-12-98	132	35	98
30-12-98	158	26	69
27-01-99	186	28	5

Fig. VI.12: Picos máximos y mínimos de COV's del Ramal I



### VI.2.1.1.3. Medidas individuales

Con respecto a las medidas individuales de COV's de cada uno de los pozos de extracción, éstas se llevaron a cabo desde el 22 de julio al 3 de septiembre (50 días), obteniendo los siguientes resultados:

- La concentración media de los pozos fue superior en el ramal D.
- En el ramal D, el máximo valor registrado fue en el pozo D-3 con 2.000 ppm, mucho menos que los 916 ppm máximos registrados en el pozo I-1 del ramal I. Sin embargo, el mayor máximo registrado en el ramal D se produjo 10 días más tarde que el máximo del ramal I.
- En el ramal D se observan tres picos máximos de concentración registrados, el primero a los 20 días de tratamiento en el D-3, 1.180 ppm, el segundo a los 32-35 días con 1.689 ppm en el D-5 y 1622 ppm en el D-3, y el último a los 106 días con 2.000 ppm en el D-3.
- En el ramal D el pozo con mayores concentraciones registradas fue el D-3 y las menores el D-5. La media de todos los pozos fue de 537,5 ppm. (D-3 > D-1 > D-4 > D-2 > D-5).
- En el ramal I, la concentración de COV's fue menor que en el ramal D, observándose cuatro picos máximos de concentraciones, todos ellos registrados en el I-2, el primero a los 20 días con 781 ppm, el segundo a los 33 días con 729 ppm, el tercero con 604 ppm a los 57 días, y el cuarto a los 106 días con 916 ppm..
- En el ramal I, el pozo con mayores concentraciones fue el I-2 y el menor el I-1. La media de concentración entre pozos fue de 231 ppm. (I-2 > I-3 > I-4 > I-5 > I-1).
- La media aritmética de concentración de los pozos individuales en ambos ramales sigue la misma tendencia que los COV's tomados como conjunto de cada ramal, si bien, en el ramal I se ve una mayor diferencia entre ambos valores.



Fig. VI.13: Evolución del Conjunto D de COV's frente a la media de los pozos del ramal I

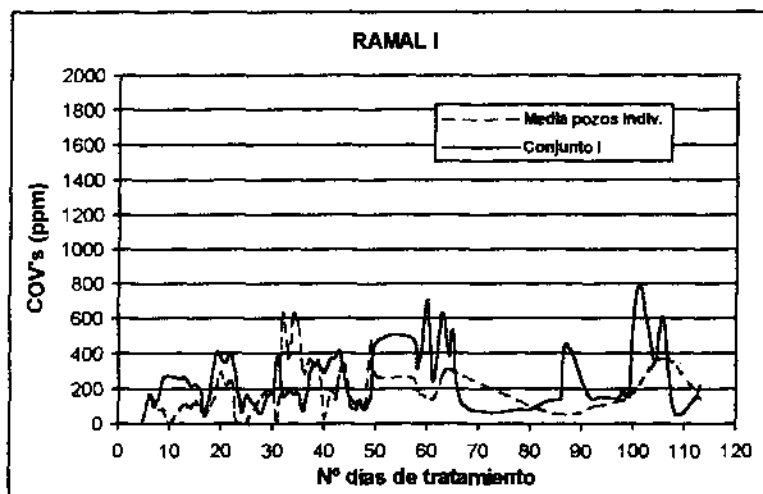
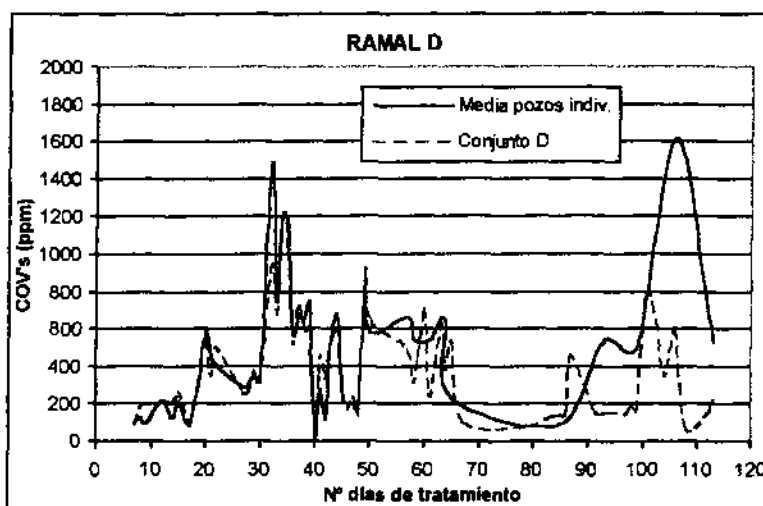


Fig. VI.14: Evolución del Conjunto I de COV's frente a la media de los pozos del ramal D



En las siguientes tablas se registran los picos de máximas concentraciones registradas en los pozos de forma individual:

Tabla VI.30: Concentraciones de COV's en los pozos del ramal D

	D-1	D-2	D-3	D-4	D-5	Total Pozos Individuales	Conjunto D
<b>MAXIMO</b>	1.397	1.478	2.000	1.443	1.689	2.000	1.206
<b>MINIMO</b>	14,7	22	20	21	12,5	12,5	24,8
<b>MEDIA</b>	443,9	336,3	589,0	401,6	362,0	537	415

Fig. VI.15: Evolución de COV's en pozos individuales del Ramal D

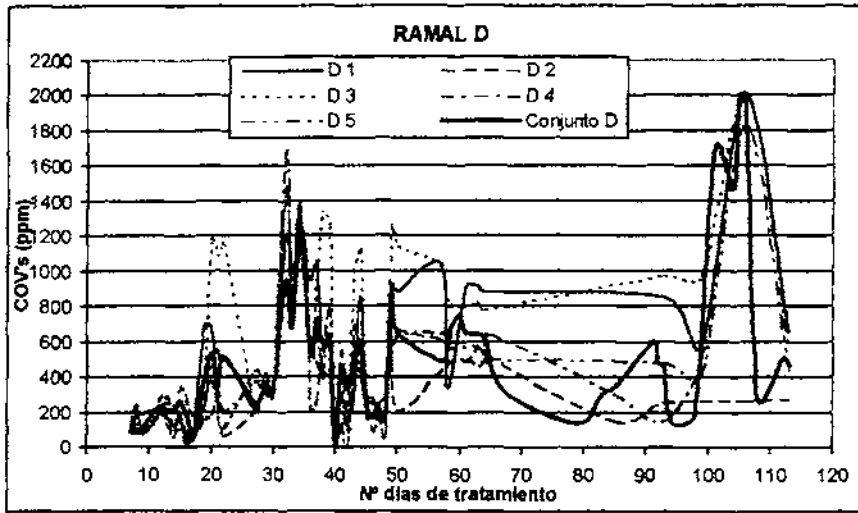
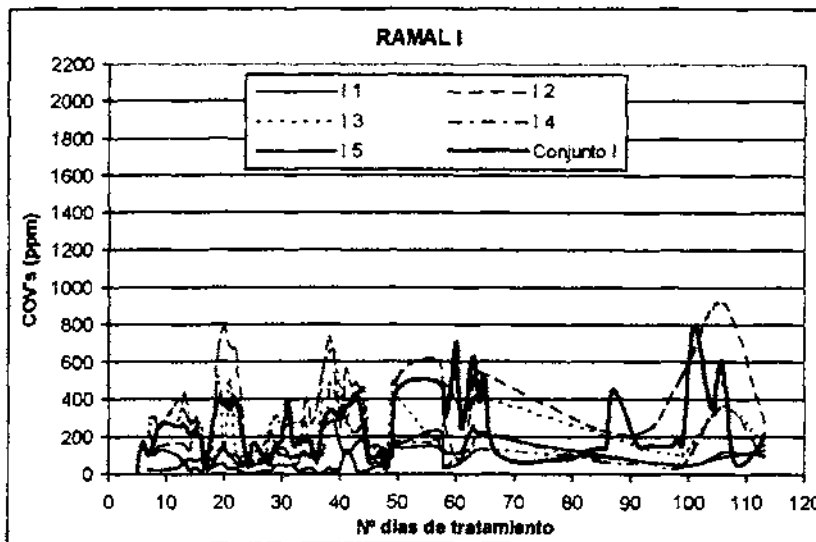


Tabla VI.31: Concentraciones de COV's en los pozos del ramal I

	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	Total Pozos Individuales	Conjunto I
<b>MAXIMO</b>	162	916	653	477	285	916	462
<b>MINIMO</b>	5,6	60,9	37,1	25,7	24,3	5,6	47,3
<b>MEDIA</b>	43,1	327,0	297,4	153,3	113,6	230,9	227,96

Fig. VI.16: Evolución de COV's en pozos individuales del Ramal I



### **VI.2.1.2. Resultados de explosividad**

Se realizaron medidas diarias del % del Límite Inferior de Explosividad (L.I.E) en la salida de gases del conjunto I y conjunto D y de forma individual a cada uno de los pozos de ambos ramales.

Inicialmente se tomaron las medidas de explosividad con gas hexano, sin embargo, a partir de los 50 días de tratamiento se procedió a la medida doble con otro gas, el nonano, de características similares al queroseno, solamente en las salidas de los conjuntos I y D.

Las medidas tomadas de explosividad con hexano se tomaron desde el inicio del tratamiento, a los 10 días de la puesta en marcha, hasta el final del mismo, a los 196 días. El contraste de las medidas de explosividad tomadas con el gas hexano con respecto al gas nonano, se iniciaron a los 53 días del tratamiento y se continuaron hasta el final del mismo.

Las tablas de las medidas realizadas y los gráficos de evolución se encuentran en el Anejo III. Los resultados observados se señalan a continuación:

#### **VI.2.1.2.1. Explosividad con hexano**

##### **a) Medidas iniciales**

Se tomaron las medidas iniciales de los explosividad (% LIE de hexano) al ponerse en marcha el sistema de extracción de vapores, el 22 de julio de 1998 a las 10:00 horas, durante las primeras horas de funcionamiento, con los siguientes resultados:

- Los primeros datos registrados de explosividad se produjeron a las 2 y 15 minutos en el conjunto D, con 5%, y a las 2 horas y media del funcionamiento del sistema, con 4 %, en el conjunto I.
- El nivel de explosividad fue incrementándose rápidamente, pasando al 11% a las 4 horas en el conjunto I y al 100% a las 8 horas en el conjunto D.

- La explosividad en el conjunto I se estabiliza a partir de las 10 horas de tratamiento, y a las 5 horas en el conjunto D, aunque con tendencia creciente en ambos ramales.
- El conjunto D alcanza valores de explosividad muy altos, del 100%, y se mantiene constante en esa línea evolutiva durante los días sucesivos. Sin embargo, en el conjunto I, los valores son mucho menores, entorno al 10%, valores que igualmente se verán reproducidos en los días siguientes.

**Tabla VI.32: Registro de datos iniciales de explosividad (% LIE hexano) en conjuntos I y D**

Fecha	Hora	Tiempo tratamiento	Conjunto I	Conjunto D
22-07-98	10:00	0	—	—
	10:30	30'	0	0
	11:00	1h	0	0
	11:30	1 h 30'	0	0
	12:00	2 h	0	0
	12:15	2 h 15'	0	5
	12:30	2 h 30'	4	10
	13:00	3 h	7	8
	14:00	4 h	11	83
	17:00	7 h	5	86
	18:00	8 h	5	100
	20:00	10 h	10	100
	23-07-98	10:00	24 h	9
12:00		26 h	7	100
17:00		31 h	7	100

#### b) Medidas en conjunto

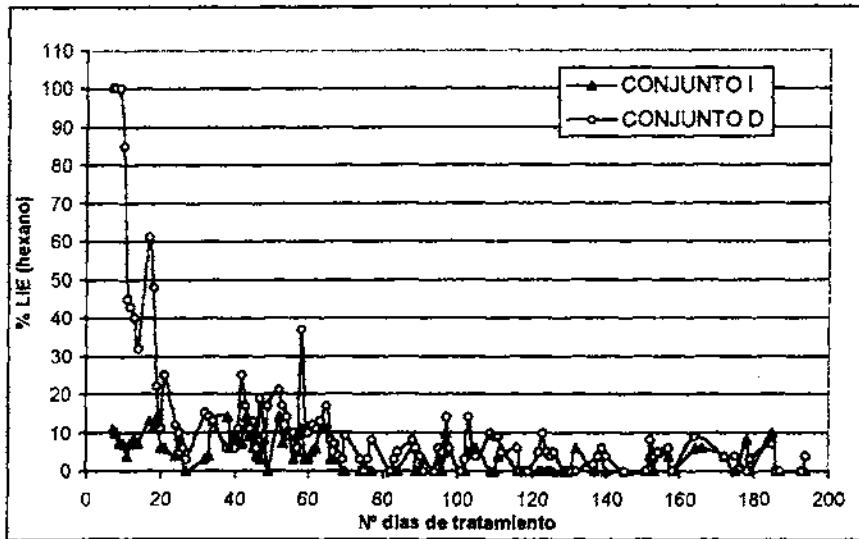
Una vez puesto en marcha el sistema de tratamiento, se procedió a la medida diaria de la explosividad con hexano hasta el final del tratamiento, en ambos ramales y en las salidas del conjunto I y D.

Las lecturas realizadas se encuentran en las tablas del Anejo II.

En los gráficos de evolución de la explosividad (% LIE de hexano) de los conjuntos I y D frente al tiempo de tratamiento se ha observado que:

- Existe una tendencia decreciente del valor de la explosividad registrada, si bien la tendencia descendente es más acusada en el ramal D que en el ramal I.
- En líneas generales, el % de LIE registrado fue mayor en el ramal D que en el ramal I
- El % del LIE inicial registrado en el ramal D fue del 100%, sin embargo, en el ramal I fue de 10%.
- El valor de explosividad del 100% en el ramal D fue disminuyendo de forma rápida, obteniéndose valores por debajo del 20% de explosividad a los 50 días de tratamiento, y siguiendo una evolución decreciente de forma paulatina hasta alcanzar el mínimo de 6%
- En el ramal I, sin embargo, la propensión decreciente es menos acusada, manteniéndose unos valores entre 14 y 5% de LIE de explosividad hasta los 75 días de tratamiento, donde se empiezan a registrar valores del 0%.
- En el ramal D, aguas abajo, los picos máximos de explosividad marcan una tendencia totalmente decreciente, comenzando desde el 100% de LIE en los primeros días de tratamiento, comenzando la tendencia decreciente muy acentuada hasta alcanzar unos valores entre 15 y 20 % los 25 días. A partir de los 125 días de tratamiento la explosividad va a situarse en valores menores del 10%, pero siempre por encima de los registrados en el conjunto I.
- La media de explosividad para el conjunto I es de 4,3 % de explosividad, siendo el máximo valor de explosividad registrado de 14% y el mínimo del 0%.
- En el conjunto D, sin embargo los valores son mayores, obteniéndose una media de 12,7% de explosividad, con un máximo de 100% y un mínimo de 0%.

Fig. VI.17: Evolución de la explosividad (% LIE hexano) en los conjuntos I y D



A lo largo del tratamiento se observaron “picos” de explosividad, tanto máximos como mínimos, siendo los más destacables los que se indican en las siguientes tablas:

Tabla VI.33: Valores máximos de explosividad en ramal I (% LIE Hexano)

FECHA	Nº Días Tratamiento	Diferencia Días	EXPLOSIVIDAD MAXIMOS
5-08-98	19	19	14
24-08-98	38	19	14
7-09-98	52	14	14
20-09-98	65	12	11
22-10-98	97	32	10
26-11-98	132	35	6
11-01-99	178	46	8

Tabla VI.34: Valores mínimos de explosividad en ramal I (% LIE Hexano)

FECHA	Nº Días Tratamiento	Diferencia Días	EXPLOSIVIDAD MINIMOS
27-07-98	10	10	7
6-08-98	20	10	6
1-09-98	46	26	4
15-09-98	60	14	3
25-09-98	70	10	0
15-12-98	151	81	0
26-01-99	193	42	0

Fig. VI.18: Picos de explosividad máximos y mínimos del conjunto I

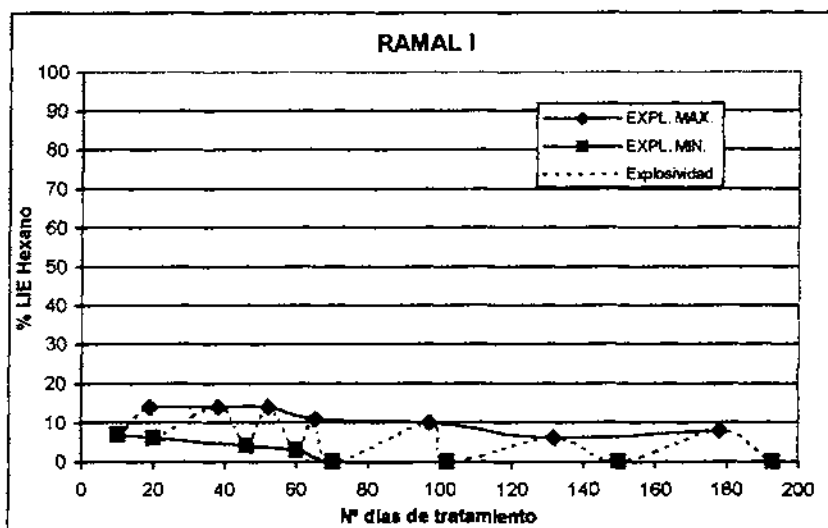


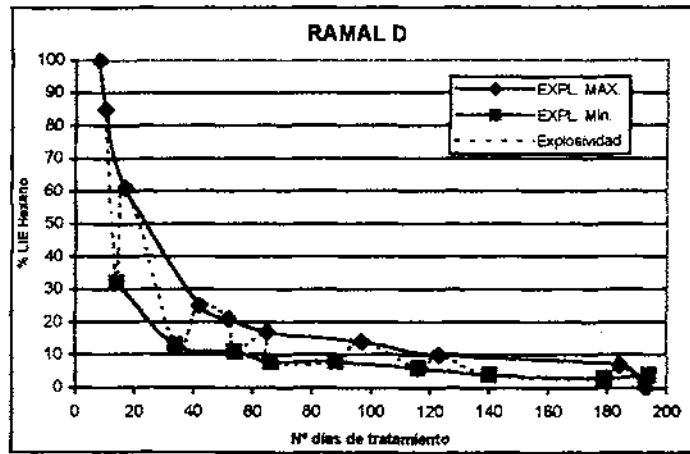
Tabla VI.35: Valores máximos de explosividad en ramal D (% LIE Hexano)

FECHA	Nº Días Tratamiento	Diferencia Días	EXPLOSIVIDAD MAXIMOS
22-07-98	7	7	100
27-07-98	10	3	85
3-08-98	17	7	61
28-08-98	42	25	25
6-09-98	52	20	21
20-09-98	65	8	17
22-10-98	97	32	14
17-11-98	123	26	10
18-01-98	185	62	7
27-01-99	194	9	4

Tabla VI.36: Valores mínimos de explosividad en ramal D (% LIE Hexano)

FECHA	Nº Días Tratamiento	Diferencia Días	EXPLOSIVIDAD MINIMOS
31-07-98	14	14	32
20-08-98	34	20	13
9-09-98	54	20	11
21-09-98	66	12	8
13-10-98	88	22	8
10-11-98	116	28	6
4-12-98	140	24	4
12-01-98	179	39	3
26-01-98	193	14	0

Fig. VI.19: Picos máximos y mínimos del conjunto D



### c) Medidas individuales

Se registraron medidas de explosividad de forma individual para cada uno de los pozos de cada ramal desde el comienzo del sistema de extracción de vapores, hasta el 4 de noviembre de 1998, con un total de 106 días. Las tablas con las medidas realizadas se encuentran en el Anejo III.

La evolución de la explosividad en los pozos se caracteriza por los siguientes caracteres:

- Existe una tendencia decreciente de la explosividad en ambos ramales a lo largo del tiempo.
- En general los valores de explosividad fueron mayores en los pozos situados en el ramal D.
- El valor mínimo de explosividad para ambos ramales fue del 0%, registrado en todos los pozos.
- En el ramal I, el máximo valor fue de 17% en el pozo I-2, sin embargo el valor máximo alcanzado en el ramal D pertenece a los pozos D-3 y D-4 con el 100%.
- La media de explosividad de todos los pozos para el ramal I fue de 2,2%, menor que la media la media del conjunto I, situada en 5,4 %.



- La media para los pozos del ramal D se sitúa en 14,2 %, valor por debajo de la media de explosividad del conjunto D, situado en 18,1%.

Tabla VI.37: Explosividad en los pozos del ramal I (% LIE)

	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	Total Pozos Individuales	Conjunto I
<b>MAXIMO</b>	5	17	10	6	7	17	14
<b>MINIMO</b>	0	0	0	0	0	0	0
<b>MEDIA</b>	0,6	3,9	3,2	1,7	1,5	2,2	5,4

Tabla VI.38: Explosividad en los pozos del ramal D (% LIE)

	D-1	D-2	D-3	D-4	D-5	Total Pozos Individuales	Conjunto D
<b>MAXIMO</b>	29	37	100	100	27	100	100
<b>MINIMO</b>	0	0	0	0	0	0	0
<b>MEDIA</b>	8,3	9,4	19,4	25,4	8,6	14,2	18,1

#### VI.2.1.2.2. Explosividad con nonano

Para contrastar las lecturas de explosividad tomadas con hexano, tanto en los conjuntos como en los pozos individuales, se procedió a la medida de explosividad con otro explosímetro calibrado con nonano. Las medidas se iniciaron el día 4 de septiembre de 1998, a los 49 días e tratamiento, hasta el 27 de enero de 1999, a los 194 días.

Las tablas con el registro de medidas realizadas de explosividad con nonano se encuentran en el Anejo II. Los resultados obtenidos se detallan a continuación:

- Los valores de explosividad (% LIE) correspondientes a nonano son mayores que los tomados con hexano en ambos ramales.
- Del mismo modo que con el hexano, la explosividad registrada con nonano es mayor en el ramal D que en el ramal I.
- Las curvas de correlación hexano-nonano indican que la constante de proporcionalidad entre ambos gases no es la misma para ambos ramales.
- Considerando los picos de explosividad máximos de hexano-nonano en el ramal I se observa una tendencia evolutiva similar entre ambas explosividades en el tiempo.

- La tendencia evolutiva entre ambas explosividades en el ramal D también es similar aunque los picos de inflexión se encuentran más acentuados.

Fig. VI.20: Evolución de los picos de explosividad hexano-nonano para el conjunto I y D

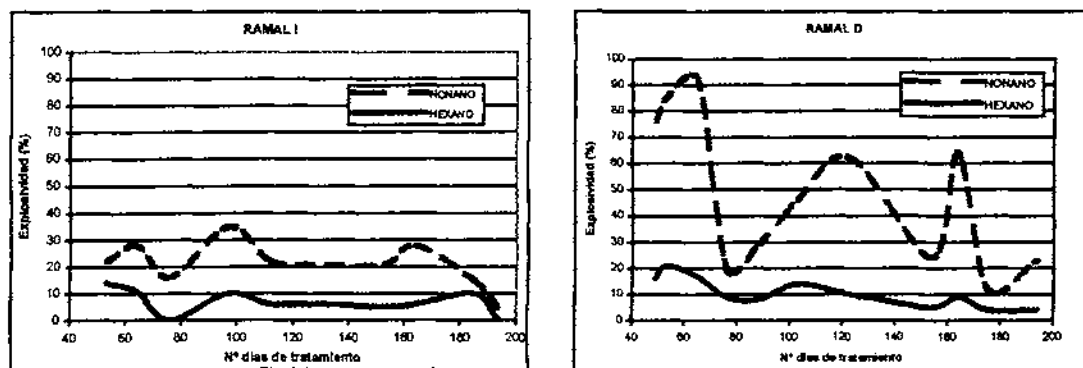
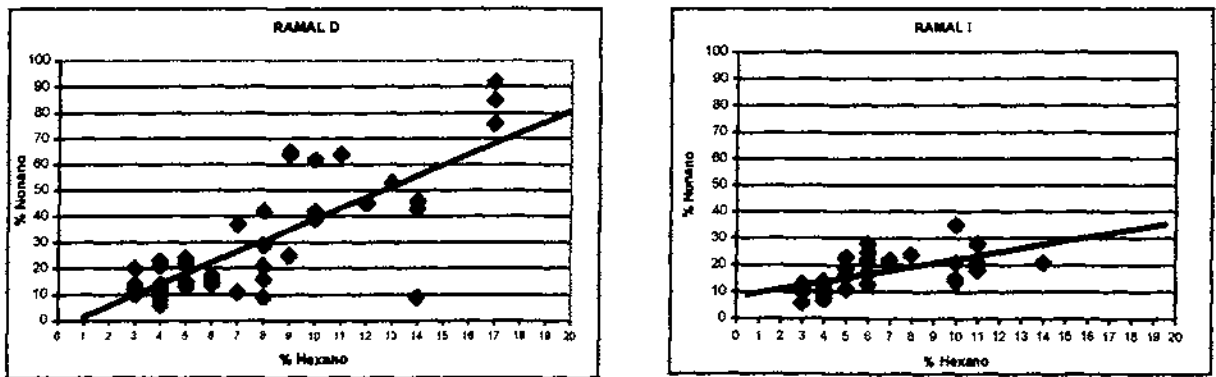


Tabla VI.39: Picos máximos de explosividad hexano-nonano

Fecha	Nº día de tratamiento	Conjunto I		Conjunto D	
		% Hexano	% Nonano	% Hexano	% Nonano
4-09-98	61	7	17	3	10
8-09-98	65	10	24	-	-
20-09-98	77	8	25	10	24
2-10-98	89	6	32	-	-
5-10-98	92	17	27	-	-
6-10-98	93	-	-	5	19
20-10-98	107	9	27	-	-
22-10-98	109	-	-	12	26
27-10-98	114	13	47	-	-
29-10-98	116	-	-	9	29
10-11-98	128	15	28	-	-
17-11-98	135	-	-	0	8
18-11-98	136	5	18	-	-
2-12-98	150	8	30	16	28
15-12-98	163	9	41	13	48
27-12-98	175	-	-	6	34
4-01-99	183	10	15	-	-
7-01-99	186	-	-	6	11

- La pendiente de la recta de correlación hexano-nonano en el ramal I es de 1,8, es decir aproximadamente de 2, y la correlación entre hexano-nonano sería aproximadamente: la siguiente: 0% hexano = 5% nonano, 10% hexano = 20% nonano, y 20% hexano = 40% nonano
- La pendiente de la recta de correlación para el ramal D es de 3,7, aproximadamente 4. Y la correlación existente entre hexano-nonano sería: 0% hexano = 5% nonano, 10% hexano = 40% nonano, y 20% hexano = 80 % nonano.

Fig. VI.21: Curva de correlación hexano-nonano para el conjunto I y D



**VI.2.1.3. Resultados de medida de metano, dióxido de carbono y temperatura del aire**

**VI.2.1.3.1. Concentraciones de metano**

Dada la posibilidad de la existencia de metano en el suelo debido a los altos valores de explosividad registrados, se procedió a su muestreo, en la salida del conjunto I y del D, en tres periodos diferentes, el primero de ellos, el 31 de julio de 1998 a los 16 días de tratamiento, el segundo, el 14 de septiembre de 1998 a los 61 días de tratamiento y el tercero, el 21 de octubre de 1998 a los 99 días de tratamiento.

Los resultados obtenidos del análisis de la concentración de metano se encuentran en la siguiente tabla:

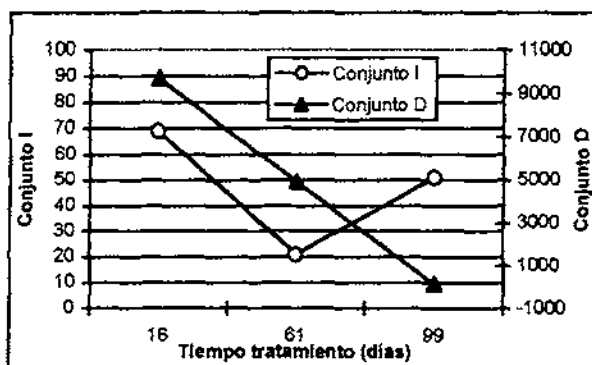
**Tabla VI.40. Resultados del análisis de concentración de metano (ppm)**

Fecha	Días de tratamiento	Conjunto I	Conjunto D
31-07-98	16	69	9.760
14-09-98	61	21	4.920
21-10-98	99	51	142

De los resultados obtenidos se puede observar los siguientes puntos:

- En líneas generales existe una tendencia decreciente de la concentración de metano en ambos ramales, aunque existe un ligero aumento en el ramal I.
- La concentración de metano es mucho mayor en el conjunto D que en el I.
- El valor máximo de concentración, en el conjunto D es de 9.760 ppm, dos órdenes de magnitud superior a los 69 ppm obtenidos en el conjunto I.

**Fig. VI.22: Evolución de la concentración de metano (ppm)**



**VI.2.1.3.2. Concentraciones de dióxido de carbono**

Se tomaron medidas "in situ" de la concentración de dióxido de carbono a 5 metros de profundidad desde la boca del pozo en dos pozos de extracción de vapores mediante tubos colorimétricos.

Las medidas se realizaron en el pozo I-4, situado aguas arriba, y en el pozo D-4, situado aguas abajo. La toma de muestras de CO<sub>2</sub> se llevó a cabo en el mismo pozo de extracción en vez de en la salida de gases de ambos ramales para evitar la posible mezcla de concentración con alguna fuente de aire atmosférico.

Se realizó una medida del CO<sub>2</sub> atmosférico como patrón de contraste de la evolución de la concentración en los pozos. La concentración de dióxido atmosférico medida "in situ" con los tubos colorimétricos fue de 300 ppm (0,03 %)

Este valor de CO<sub>2</sub> atmosférico se puede considerar como correcto, ya que la composición del aire atmosférico contiene un 0,025% de CO<sub>2</sub>, es decir 250 ppm, o si se considera el peso molecular del dióxido de carbono se correspondería con 0,011 gramos de CO<sub>2</sub>.

Debido a que la presencia de producto libre es un factor inhibitor de los procesos de degradación bacteriana de los hidrocarburos, la toma de muestras del CO<sub>2</sub> se procedió a realizar una vez que los procesos de extracción de la fase libre hicieron factible dicha medida. La primera toma se llevó a cabo a los 57 días desde el comienzo del tratamiento.

**Tabla VI.41: Concentración de dióxido de carbono (ppm)**

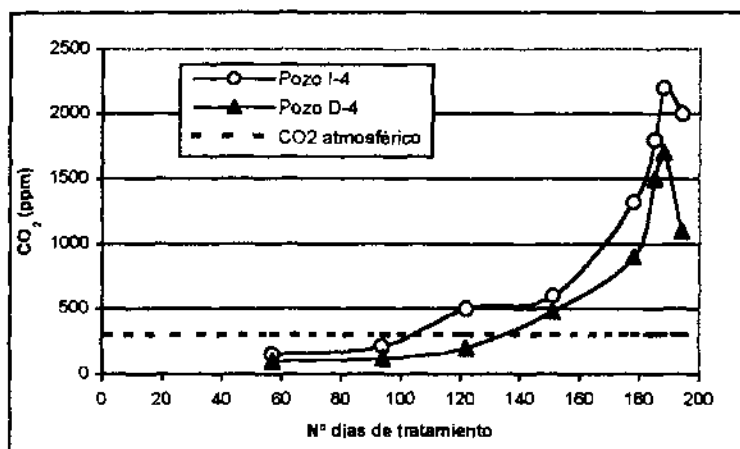
Fecha	Nº días tratamiento	Pozo I-4	Pozo D-4
10-09-98	57	150	100
17-10-98	94	210	120
16-11-98	122	500	200
15-12-98	151	600	480
11-01-99	178	1.320	900
18-01-99	185	1.800	1.500
21-01-99	188	2.200	1.700
27-01-99	194	2.000	1.100

Los resultados obtenidos se indican a continuación:

- La evolución de la concentración de CO<sub>2</sub> es similar en ambos ramales.
- La concentración de CO<sub>2</sub> registrada fue superior en el ramal I.
- Las primeras medidas de dióxido de carbono tomadas dieron concentraciones muy leves, por debajo de la concentración atmosférica.

- A partir del día de tratamiento 122 la concentración comienza a aumentar de forma rápida. Alcanzando el máximo el día 188, con 2.200 ppm en el ramal I y 1.700 en el ramal D.
- Las últimas medidas tomadas el día 194 dan como resultado un descenso de la concentración de dióxido de carbono en ambos ramales, con 2.000 ppm en el ramal I y 1.100 ppm en el D.

Fig. VI.23: Evolución de la concentración de dióxido de carbono (ppm)



VI.2.1.3.3. Temperatura del aire

Se llevó el control de la variación de la temperatura del aire inyectado y extraído con respecto a la temperatura ambiente. Las medidas se tomaron en boca de pozo en el pozo de inyección E-3c y en los pozos de extracción I-4 y D-4. Los resultados se indican en la siguiente tabla:

Tabla VI.42: Registro de medidas de temperatura (°C)

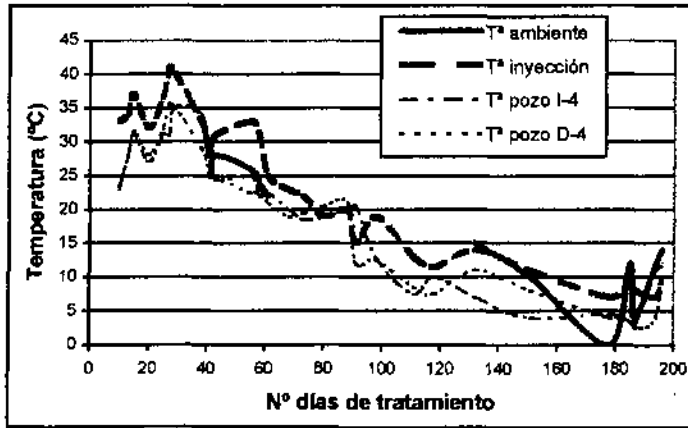
Día de tratamiento	Tª ambiente	Tª inyección Pozo E-3c	Tª extracción pozo I-4	Tª extracción Pozo D-4	Observaciones
10	28	-	23	23,5	Soleado
13	32	-	28	28	Soleado
15	35	37	31	31,5	Soleado
20	30	-	27	28	Soleado
25	33	-	31	32	Soleado
27	40	-	31	35,5	Soleado

Día de tratamiento	Tª ambiente	Tª inyección Pozo E-3c	Tª extracción pozo I-4	Tª extracción Pozo D-4	Observaciones
29	38	-	35	35	Soleado
38	31	-	34	29	Soleado
41	25	-	28,5	25,5	Soleado
43	28	31	24,5	25	Soleado
55	26	33	25	22,5	Soleado
58	24	31	22	23	Soleado
61	22	-	22,5	21	Soleado
68	20	-	20	19	Soleado
73	19	-	18,5	19,5	Soleado
80	17	-	19	20,5	LLuvioso
88	18	-	20	21	Soleado
91	15	-	20,5	12	Soleado
98	17	-	12,8	12,5	Soleado
111	12	-	7,5	8,5	Soleado
118	10	-	10	7,5	Soleado
132	15	14	7	11	Soleado
151	10	11	4	8	Soleado
178	0	7	4,5	4	Soleado
185	12	9	3,5	5	Soleado
187	4	8	3	2,5	LLuvioso
194	12	7	11	4	Soleado
196	14	9,5	12	12	Soleado

La lectura de temperatura arroja como resultados los siguientes puntos:

- La evolución de las temperaturas sigue la misma tendencia en las cuatro series.
- La temperatura de inyección es ligeramente superior a la temperatura ambiente.
- La temperatura de extracción de ambos pozos es similar, aunque se observa en el pozo D-4, aguas abajo, una variación de aproximadamente 1 grado por encima del I-4, situado aguas arriba.

Fig. VI.24: Evolución de la temperatura (°C)



#### VI.2.1.4. Niveles piezométricos y espesores aparentes de producto libre

El campo de pruebas nº 1 se caracterizó por la presencia de hidrocarburo en fase libre sobre el nivel freático. Por este motivo, se llevó un control exhaustivo de la evolución de los espesores aparentes de producto libre en cada pozo y de la variación de los niveles freáticos debido al efecto del bombeo de agua y de la extracción del producto libre en flotación.

Para definir la evolución de la piezometría también es necesario realizar un seguimiento de la variación del nivel freático y del nivel de producto libre en flotación antes de la puesta en marcha del sistema de extracción de vapores y de bombeo.

El seguimiento de la evolución del nivel freático permitió el estudio del desarrollo de la extracción de producto libre y del grado de productividad conseguida, así como permitió conocer la variación en la piezometría general en la zona y el efecto del bombeo en el entorno del campo de pruebas.

Debido a la presencia de producto libre en la mayor parte de los pozos, es necesario corregir el nivel freático medido con respecto al espesor aparente de producto. Esta corrección permite conocer la altura del nivel freático real. Dicha corrección se realiza mediante la siguiente expresión.

$$\text{Nivel freático}_{\text{corregido}} = \text{Nivel freático}_{\text{medido}} - (\text{espesor aparente producto} \times \text{densidad HC})$$



El registro de las medidas de los niveles freáticos, piezométricos y espesores aparentes de producto se encuentran recogidos en las tablas del Anejo III.

Según las medidas de campo tomadas de campo, se han realizado planos de piezometría y de isoespesores aparentes de producto libre desde las condiciones iniciales previas al tratamiento hasta el final, donde se observa la modificación de la piezometría con el efecto del bombeo.

Los planos de piezometría y de isoespesores se encuentran recogidos en el Anejo III.

#### VI.2.1.4.1 Niveles piezométricos

Antes de la puesta en marcha del sistema de tratamiento se procedió a realizar un ensayo de bombeo para conocer los parámetros hidráulicos existentes en el campo de pruebas y el área de influencia y de captación de la extracción del producto libre. Dichos resultados se encuentran detallados en el Apdo. VII.2.1.1. y VII.2.3.4.1.

El sistema de bombeo estuvo compuesto por 10 pozos de bombeo/extracción cada uno con un punto de aspiración al fondo de la perforación. El sistema de bombeo se mantuvo durante las 24 horas del día de forma ininterrumpida, registrándose periódicamente la depresión en los pozos de bombeo y en los puntos de control (4 pozos de control, en los 4 pozos de inyección, y en el S-5 y S-6 de investigación).

Para incrementar la extracción de producto libre se procedió al abatimiento del nivel freático, ya que de este modo se incrementa el gradiente hidráulico del nivel freático en los alrededores del pozo y la afluencia del producto libre hacia el mismo, así como al ser las gravas un material mucho más permeable que las arcillas arenosas va a permitir la extracción del producto de forma más rápida, ya que este permanece retenido o absorbido entre las arcillas.

El abatimiento del nivel freático se realizó mediante bombas eléctricas situadas en el fondo de los pozos de extracción, con una cámara de bombeo de 2 metros. El rebajamiento del nivel freático se llevó a cabo hasta que el nivel freático quedase por debajo del nivel de arcillas, es decir hasta alcanzar el nivel superior de las gravas. Este descenso del nivel

freático se realizó de forma lenta, para dar el tiempo suficiente al producto libre a descender con el nivel del agua y no quedarse retenido en la capa de arcillas.

En la tabla siguiente se indican los niveles freáticos de partida (m) y el espesor de producto libre existente (m), y el nivel piezométrico corregido teniendo en cuenta el espesor de producto y la altura del brocal de cada pozo. El abatimiento del nivel freático se llevo a cabo el 14 de agosto de 1998, y se mantuvo a lo largo del tratamiento.

**Tabla VI.43: Nivel piezométrico inicial y final después abatimiento**

POZO	Cota pozo	Altura brocal	16-07-98 (inicial)			13-08-98 (27 días)			15-08-98 (29 días)			20-08-98 (34 días)		
			Nivel Freático	Esp.Prod. Libre	Nivel Piezom.	Nivel Freático	Esp.Prod. Libre	Nivel Piezom.	Nivel Freático	Esp.Prod. Libre	Nivel Piezom.	Nivel Freático	Esp.Prod. Libre	Nivel Piezom.
I-1	603,45	0,46	11,88	0	591,1	11,85	0	591,1	16,45	0	586,54	12,89	0	590,10
I-2	602,59	0,39	10,8	0,01	591,4	11,13	0,05	591,1	13,66	0,07	588,60	11,94	0	590,26
I-3	602,31	0,82	10,98	0,09	590,8	11,28	0,05	590,4	11,96	0	589,82	11,94	0	589,75
I-4	602,63	0,4	10,4	0	591,8	10,41	0	591,8	11,22	0	591,01	11,50	0	590,73
I-5	602,15	0,48	10,64	0	591,0	10,75	0,01	590,9	11,36	0,11	590,40	11,31	0,26	590,58
D-1	602,73	0,59	10,8	0	591,3	11,04	0	591,1	12,62	0,38	589,84	12,28	1,61	591,23
D-2	602,35	0,53	11,2	0	590,6	11,36	0	590,5	11,63	0	590,19	11,57	0	590,25
D-3	602,23	0	11,06	0	591,2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
D-4	602,12	0,46	10,54	0	591,1	10,56	0	591,1	13,27	0,02	588,41	12,20	0,01	589,47
D-5	601,96	0	10,49	0	591,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-1C	602,79	1,06	11,68	0	590,0	seco	0	-	seco	-	-	12,15(seco)	0	-
E-1L	602,79	0,61	11,25	0	590,9	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-2C	602,34	0,52	10,77	0	591,1	seco	0	-	seco	-	-	11,22(seco)	0	-
E-2L	602,34	0,5	10,73	0	591,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-3C	602,45	0	10,22	0	592,4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-3L	602,45	0	10	0	592,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-4C	602,29	0,5	10,28	0	591,5	-	-	-	-	-	-	-	-	-
E-4L	602,29	0,5	10,46	0	591,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C-1C	602,63	0,59	11,12	0	590,9	seco	-	-	seco	-	-	11,57(seco)	0	-
C-1L	602,63	0,37	10,95	0	591,3	11,63	0	590,6	11,98	0,00	590,28	-	-	-
C-2C	602,13	0,37	10,5	0	591,3	seco	0	-	seco	-	-	11,03(seco)	0	-
C-2L	602,13	0,31	10,59	0	591,2	11,23	0	590,6	11,57	0,00	590,25	11,44	0	590,38
C-3C	602,3	0,53	10,84	0	590,9	11,59	0	590,2	seco	-	-	11,83	0	589,94
C-3L	602,3	0,39	10,58	0	591,3	11,35	0	590,6	11,93	0,00	589,98	11,33	0	590,58
C-4C	603,08	0,4	11,34	0	591,3	11,93	0	590,8	12,40	0,00	590,28	-	-	-
C-4L	603,08	1,03	11,95	0	590,1	12,60	0	589,5	13,12	0,00	588,93	-	-	-

El nivel freático inicial en los pozos se situaba entre las cota 591-591,5 m, es decir en arcillas arenosas, sin embargo, una vez abatido el nivel freático, este se sitúa entre las cotas 590-590,7, en zona de gravas.

En la tabla siguiente se indican los máximos descensos obtenidos:

Tabla VI.44: Descenso obtenido al abatir nivel freático en campo pruebas nº 1

POZO	Descenso del nivel freático en pozo (m)			Media por pozo
	13/08/98	15/08/98	20/08/98	
I-1	0,0	4,57	1,01	1,85
I-2	0,3	2,81	1,15	1,43
I-3	0,4	0,97	1,04	0,79
I-4	0,0	0,82	1,10	0,64
I-5	0,1	0,63	0,45	0,40
D-1	0,2	1,50	0,11	0,62
D-2	0,2	0,43	0,37	0,32
D-4	0,0	2,71	1,65	1,46
C-1L	0,7	1,03		0,85
C-2C				
C-2L	0,6	0,98	0,85	0,82
C-3C	0,8		0,99	0,87
C-3L	0,8	1,35	0,75	0,96
C-4C	0,6	1,06		0,82
C-4L	0,6	1,17		0,91
	<b>MEDIA GLOBAL</b>			<b>0,91</b>

\* No existen medidas en el D-5 y D-3 por estar situados en una calzada con circulación

Los descensos, una vez estabilizado el abatimiento, se situaron como media en 0,91 m. Existen pozos en los que el descenso fue menor en dicha fecha, sin embargo, la generalidad es que el descenso se situó entre 0,7 m y 1,5 m en los pozos de bombeo. Hay que destacar que los pozos de control medidos, registraron un descenso entre 0,91m y 0,82 m, lo que indica que no solo en los pozos de bombeo se realizó el descenso del nivel freático, si no que el abatimiento tuvo lugar en todo el campo de pruebas. En todo caso, este descenso global de 0,91 m se corresponde con la cota 590 m, es decir cota superior de gravas.

En el Anejo IV se encuentran los mapas de isopiezas y los perfiles hidrogeológicos geológicos donde se sitúa la capa de gravas y el nivel piezométrico inicial y después abatimiento.

Se puede observar en la evolución de los niveles piezométricos como el nivel freático de los pozos situados aguas arriba se encuentran a menor profundidad que los situados aguas abajo, así como se puede observar el descenso de 1 metro como consecuencia del bombeo.

En la tablas siguientes se ve la evolución del nivel piezométrico a lo largo del tiempo en los pozos de extracción/bombeo. Se han escogido niveles freáticos representativos de cada mes.

**Tabla VI.45: Evolución de los niveles freáticos (m), espesores aparentes producto libre (m) y niveles piezométricos (m) con el tiempo tratamiento**

POZO	16-07-98 (inicial)			25-09-98 (70 días)			26-10-98 (101 días)			30-11-98 (136 días)			12-01-98 (179 días)		
	Nivel Freático	Esp.apar. P. Libre	Nivel Piezom.	Nivel Freático	Esp.apar. P. Libre	Nivel Piezom.	Nivel Freático	Esp.apar. P. Libre	Nivel Piezom.	Nivel Freático	Esp.apar. P. Libre	Nivel Piezom.	Nivel Freático	Esp.apar. P. Libre	Nivel Piezom.
I-1	11,88	0	591,1	11,95	0	591,0	12,26	0	590,7	12,23	0	590,8	12,18	0,15	590,9
I-2	10,8	0,01	591,4	11,13	0,05	591,1	11,15	0	591,1	11,65	0,19	590,6	12,14	0,14	590,2
I-3	10,98	0,09	590,8	11,28	0,05	590,4	11,68	0,18	590,2	11,71	0,28	590,0	11,98	0,07	589,8
I-4	10,4	0	591,8	10,41	0	591,8	10,77	0	591,5	10,86	0	591,4	11,38	0	590,9
I-5	10,64	0	591,0	10,75	0,01	590,9	10,69	0	591,0	11,26	0,15	590,4	11,98	0,005	589,7
D-1	11,4	0	590,7	11,44	0	590,7	12,6	0,54	590,0	11,91	0	590,2	12,66	0	589,5
D-2	10,79	0	591,0	11,56	0	590,3	11,96	0,19	590,0				12,36	0	589,5
D-3	10,74	0	591,5		0					11,37	0	590,9	12,59	0	589,6
D-4	10,54	0	591,1	10,56	0	591,1	11,3	0,005	590,4				11,81	0	589,9
D-5	10,49	0	591,5										10,85		591,1
C-1C	11,12	0	590,9	seco	0	-	seco	-	-	seco	-	-			
C-1L	10,95	0	591,3	12,06	0	590,2	12,06	0	590,2	-	-	-	12,31	0	590,0
C-2C	10,5	0	591,3	seco	0	-	11,06	-	-	seco	-	-			
C-2L	10,59	0	591,2	11,6	0	590,2	11,62	0	590,2	11,65	0	590,2	11,88	0	589,9
C-3C	10,84	0	590,9	11,89	0	589,9	11,9	0	589,9	11,9	0	589,9	12,12(seco)	0	
C-3L	10,58	0	591,3	11,66	0	590,3	11,7	0	590,2	11,73	0	590,2	11,93	0	590,0
C-4C	11,34	0	591,3	12,23	0	590,5	12,32	0	590,4	12,46	0	590,2	12,67	0	590,0
C-4L	11,95	0	590,1	13,04	0	589,0	13,05	0	589,0	13,08	0	589,0	13,3	0	588,8
P-6C	11,90	0,85	591,4	11,63	0,46	591,3	11,35	0,42	591,2	11,48	0,30	591,3			
P-6L	11,45	0	591,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-			
P-5C	11,11	0	591,6	11,78	0	591,0	11,96	0	590,8	11,87	0	590,9	12,21	0	590,5
P-5L	11,24	0	591,5	11,40	0	591,4	11,44	0	591,3	11,56	0	591,2	11,76	0	591,0
<b>MEDIA</b>			<b>591,2</b>			<b>590,8</b>			<b>590,5</b>			<b>590,3</b>			<b>590,1</b>

\* No existen medidas en el D-3 y D-5 por estar situados en una calzada con circulación

En la tabla se observa como el nivel freático permanece de forma constante prácticamente por debajo del nivel de gravas, es decir por debajo de la cota 591,5 - 591,0 m, y situándose en la cota 590,0 - 590,5 m a lo largo de todo el tiempo de tratamiento.

En la tabla siguiente se recogen las descensos obtenidos en el nivel piezométrico respecto al nivel inicial:

**Tabla VI.46: Evolución del descenso del nivel freático con el tratamiento**

POZO	15/08/98 (29 días)	25/09/98 (70 días)	26/10/98 (101 días)	30/11/98 (136 días)	12/01/98 (179 días)	MEDIA	MAXIMO	MINIMO
I-1	0,07	0,38	0,35	0,68	0,17	0,33	0,68	0,07
I-2	0,34	0,36	0,86	0,91	1,23	0,74	1,23	0,34
I-3	0,38	0,62	0,81	0,80	1,02	0,72	1,02	0,38
I-4	0,01	0,37	0,46	0,94	0,98	0,55	0,98	0,01
I-5	0,11	0,05	0,62	0,38	1,34	0,50	1,34	0,05

POZO	15/08/98 (29 días)	25/09/98 (70 días)	26/10/98 (101 días)	30/11/98 (136 días)	12/01/98 (179 días)	MEDIA	MAXIMO	MINIMO
D-1	0,04	0,74	1,51	1,15	1,26	0,94	1,51	0,04
D-2	0,77	1,01		1,14	1,57	1,12	1,57	0,77
D-3			1,63		1,85	1,74	1,85	1,63
D-4	0,02	0,76		1,16	1,27	0,80	1,27	0,02
D-5					0,36	0,36	0,36	0,36
C-1C								
C-1L	0,68	1,11			1,36	1,05	1,36	0,68
C-2C								
C-2L	0,64	1,01	1,03	1,06	1,29	1,01	1,29	0,64
C-3C	0,75	1,05	1,06	1,06		0,98	1,06	0,75
C-3L	0,77	1,08	1,12	1,15	1,35	1,09	1,35	0,77
C-4C	0,59	0,89	0,98	1,12	1,33	0,98	1,33	0,59
C-4L	0,65	1,09	1,10	1,13	1,35	1,06	1,35	0,65
P-6C	0,27	0,06	0,17	0,05		0,14	0,27	0,05
P-6L	0,07					0,07	0,07	0,07
P-5C	0,29	0,67	0,85	0,76	1,10	0,73	1,10	0,29
P-6L	0,03	0,16	0,20	0,32	0,52	0,25	0,52	0,03
<b>MEDIA</b>	<b>0,42</b>	<b>0,75</b>	<b>0,96</b>	<b>0,98</b>	<b>1,18</b>	<b>0,86 m</b>		

El descenso medio del nivel freático para el campo de pruebas fue de 0,86 m, que como ya se indicó anteriormente mantuvo el nivel piezométrico en todo momento a la altura de la cota superior de gravas. El descenso medio en el ramal I fue de 0,56 m y en el ramal D de 0,99 m, por lo que el abatimiento del nivel freático fue superior en el ramal D.

En el Anejo IV se detallan los planos de isopiezas y los perfiles hidrogeológicos más representativos del tratamiento (planos 23, 24, 25 y 26).

#### VI.2.1.4.2. Espesores aparentes de producto libre

La retirada y bombeo del hidrocarburo sobrenadante se llevó a cabo en aquellos pozos donde aparecía producto libre mediante bombas sumergibles neumáticas skimmer. Las bombas skimmer no provocan depresión en el pozo sino que únicamente eliminan la capa de producto.

En un principio, sólo se encontró presencia de producto libre en los pozos I-2, I-3, E-3C, C-2C y S-6C, pero de forma paulatina apareció producto libre todos los pozos de extracción, excepto el D-5, y en algunos pozos de inyección cortos, como en el E-2C y E-4C, y en los pozos de control C-4C, C-1C, C-3C y C-4L, así como en el S-5C (que nunca había tenido producto libre desde su ejecución).

Dado el enorme volumen de datos existente, se ha estudiado la evolución del espesor aparente de producto considerando los picos de máximo espesor aparente por cada 15 días de tratamiento. Los resultados se encuentran en la siguiente tabla:

Tabla VI.47: Evolución de los espesores aparentes de producto con el tratamiento (cm)

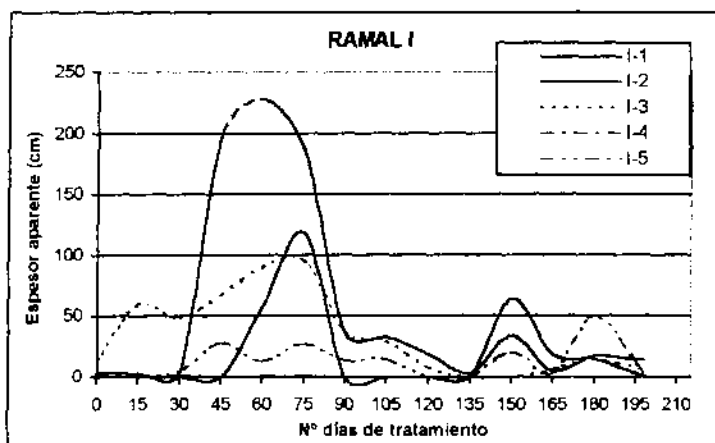
Pozo	Aparición prod. libre	PICOS MAXIMOS DE ESPESOR APARENTE (cm)													
		Nº días de tratamiento													
Días tratam.	0	15	30	45	60	75	90	115	130	145	160	175	190	Fin	
I-1	50	0	0	0	0	58	118	0	0	0	0,5	64	19	15	1
I-2	1	4	3	3	200	228	185	36	33	19	3	34	5	17	14
I-3	1	15	60	49	68	90	96	37	30	8	0	0	7	14	7
I-4	9	1	1	2	0	1	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0
I-5	9	3	1	5	28	13	27	14	15	0	0	21	3	50	3
D-1	20	0	8	38	161	110	63	82	62	30	34	0,5	125	11	9
D-2	22	0	1	0	167	192	156	27	104	79	30	80	215	14	1
D-3	100	0	0	0	0	0	0	0	23	0	0	0	4	4	0,5
D-4	20	0	0	22	48	62	23	6	6	0	0	0	4	4	4
D-5	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E-1C	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E-1L	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E-2C	40	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E-2L	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E-3C	1	19	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E-3L	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E-4C	17	0	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
E-4L	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C-1C	40	0	0	0	1	51	64	11	0,5	0	0	5	0,5	0,5	0,5
C-1L	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C-2C	1	11	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0
C-2L	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C-3C	187	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
C-3L	-	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C-4C	9	1	3	12	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
C-4L	55	0	0	0	0	6	50	56	54	0	0	0	60	60	47
S-6C	1	92	91	85	4	0	0,5	0	0,5	0	0,5	10	5	0	0
S-5C	49	0	0	0	0	6	0,5	0,5	0,5	0	0	0	0	0	0

En los gráficos de evolución, Fig. VI.25 y VI.26, se observa claramente la existencia de momentos puntuales de aumento del espesor aparente generalizados para todos los pozos, seguidos de una disminución espectacular hasta prácticamente desaparecer en algunos casos.

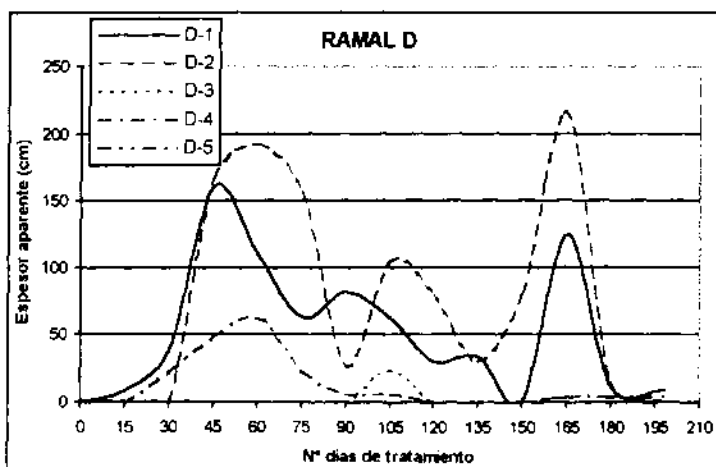
El incremento de los espesores de producto libre no coinciden exactamente en ambos ramales, ni en número ni en el momento de producción. En el ramal I se contabilizan hasta 4 picos, a los 60, 105, 150 y 180 días de tratamiento, y sin embargo, en el ramal D sólo son tres, que se producen a los 60 días, 105, y 165 días.

A pesar de la existencia de un aumento en el espesor de producto en las últimas semanas de tratamiento, al final del mismo la mayor parte de los pozos no presentaban producto libre, o de hacerlo, con espesores menores de 10 cm (excepto el I-2).

**Fig. VI.25: Evolución espesores aparentes en los pozos del ramal I**



**Fig. VI.26: Evolución espesores aparentes en los pozos del ramal D**



En el Anejo IV se encuentran los planos de presencia de producto en fase libre en los pozos del campo de pruebas, en diferentes periodos de tiempo: inicial, a los 45 días, 75 días, 140 días y al final del tratamiento (planos 26, 27, 28, 29 y 30).

Se ha determinado el área aproximada que ocupa la presencia de producto libre los periodos anteriores considerados, considerando la aparición de producto y los espesores aparentes de producto en cada pozo, y obteniéndose un área inicial de 945 m<sup>2</sup>, a los 45 días se incrementa a 1.640 m<sup>2</sup>, a los 75 días 1.390 m<sup>2</sup>, a los 140 días disminuye a 990 m<sup>2</sup> y al final del tratamiento se fija en 660 m.

#### **VI.2.1.5. Caudales de extracción de aire**

El sistema de extracción de vapores orgánicos mediante vacío se puso en marcha el 22 de julio de 1998, estando en funcionamiento ininterrumpidamente un total de 188 días, hasta el 29 de enero de 1999.

La extracción de vapores se llevó a cabo mediante la aplicación de vacío mediante depresores de canal lateral conectados a los pozos de extracción mediante un sistema de tuberías. La extracción de vapores se realizó de forma paralela en los dos ramales, aplicándose a los 5 pozos de extracción del ramal derecho, y a los 5 del izquierdo, situados en los laterales del campo de pruebas.

La extracción de vapores fue independiente de la aplicación de la inyección de aire. La inyección de aire se llevó a cabo mediante compresores de aire de canal lateral conectados a los pozos de inyección, tanto largos como cortos, que se situaban en el interior del campo de pruebas.

La inyección de aire se realizó de forma periódica, como medida apoyo para incrementar los procesos de volatilización de los hidrocarburos y favorecer el arrastre de los vapores orgánicos hasta los pozos de extracción. Así mismo, al inyectar aire se produce un ligero abatimiento del nivel freático en las inmediaciones del pozo de inyección, y por tanto se va a ver incrementada la zona no saturada del suelo, quedando una mayor parte del suelo contaminada bajo los efectos del sistema de aireación.



Al comienzo de la puesta en marcha se procedió a la medida de los caudales de extracción de cada uno de los pozos de extracción mediante rotámetros instalados al efecto.

El registro de los caudales de extracción tomados se encuentran en las tablas de evolución situadas en el Anejo IV. Los resultados de extracción de vapores se encuentran en las tablas siguientes:

Tabla VI.48: Resultados de la extracción de vapores en los pozos del ramal I

		I1	I2	I3	I4	I5	TOTAL
Caudal medio	m <sup>3</sup> /hora	33,0	77,0	55,1	35,2	32,0	231,6
	m <sup>3</sup> /día	792,2	1.847,1	1.323,4	844,3	767,3	5.559,6
Volumen diario	m <sup>3</sup>	792,2	1.847,1	1.323,4	844,3	767,3	5.559,6
Volumen total	m <sup>3</sup>	151.302,3	352.789,7	252.769,4	161.267,7	146.552,2	1.061.879,4

Tabla VI.49: Resultados de la extracción de vapores en los pozos del ramal D

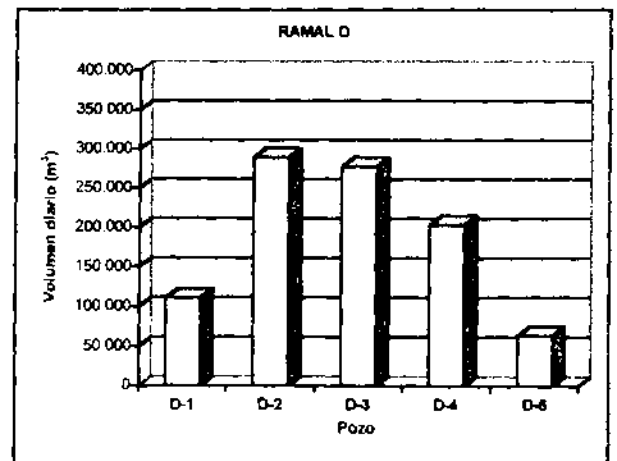
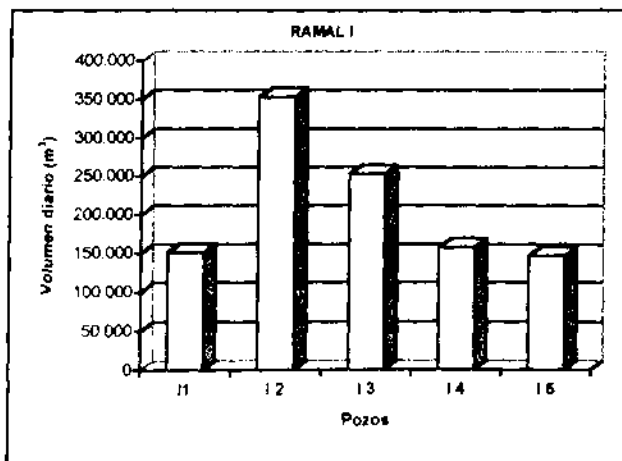
		D-1	D-2	D-3	D-4	D-5	TOTAL
Caudal medio	m <sup>3</sup> /hora	24,2	63,1	60,6	44,4	13,9	205,6
	m <sup>3</sup> /día	579,9	1.515,5	1.454,6	1.066,3	333,0	4.934,9
Volumen diario	m <sup>3</sup>	579,9	1.515,5	1.454,6	1.066,3	333,0	4.934,9
Volumen total	m <sup>3</sup>	110.758,2	289.453,2	277.834,1	203.660,6	63.608,5	942.557,7

Tabla VI.50: Resultados de la extracción de vapores en ramales I y D

		RAMAL I	RAMAL D	I+D
Caudal medio	m <sup>3</sup> /hora	231,6	205,6	437,3
Volumen diario	m <sup>3</sup>	5.559,6	4.934,9	10.494,4
Volumen total	m <sup>3</sup>	1.061.879,4	942.557,7	2.004.437,1

Fig. VI.27: Volumen total extraído por los pozos del ramal I y el D y en total en los ramales I y D.

Pozos



Ramal I y ramal D

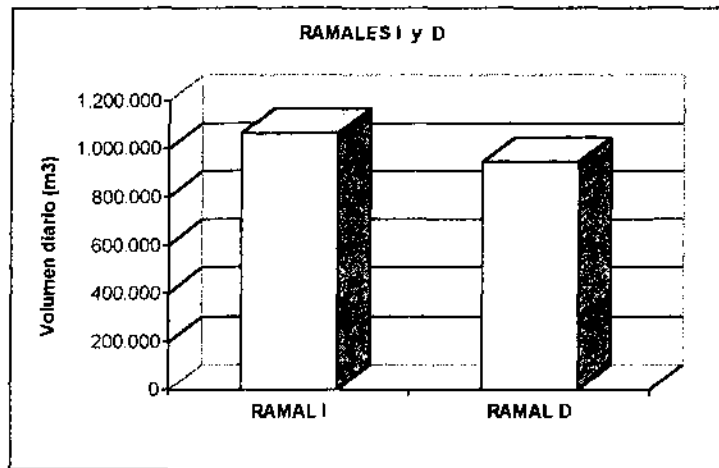
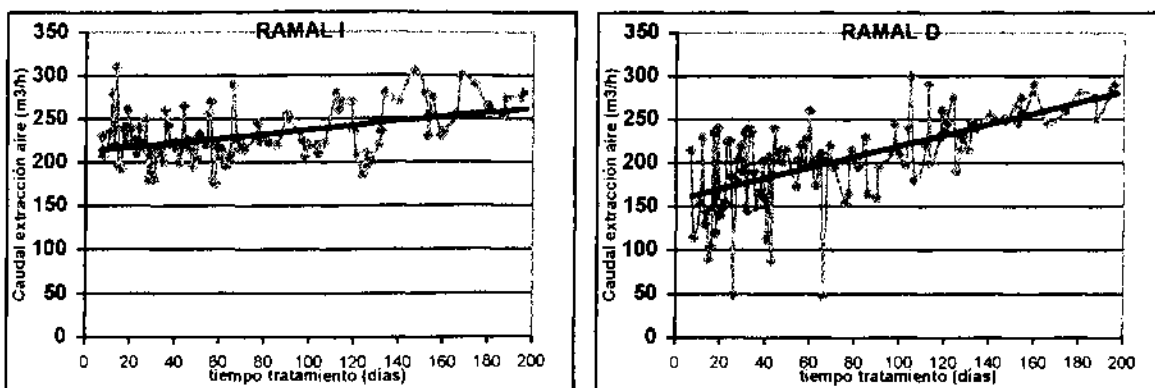


Fig. VI.28: Evolución del caudal de extracción en el tiempo en ambos ramales



Según los resultados obtenidos se pueden realizar las siguientes consideraciones:

- El volumen total extraído, considerando ambos ramales, fue de 2.004.437 m<sup>3</sup>. Es decir, de unos 2 millones de m<sup>3</sup> de aire.
- El volumen de aire extraído fue superior en el ramal I. Los caudales de aire en ambos ramales se incrementan con el tiempo de tratamiento.
- El volumen total de aire extraído en el ramal I fue de 1.061.879 m<sup>3</sup>, y el volumen en el ramal D fue de 942.557 m<sup>3</sup>. Existe por tanto una diferencia de 119.322m<sup>3</sup>.
- El caudal medio diario ascendió en el ramal I a 231,6 m<sup>3</sup>/hora y a 205,6 m<sup>3</sup>/hora en el ramal D. La diferencia de caudal medio diario fue de 26,0 m<sup>3</sup>/h.

- El volumen medio diario extraído en el ramal I fue de 5.559,1 m<sup>3</sup>, y de 4.934,9 m<sup>3</sup> en el ramal D. La diferencia de volumen extraído entre ambos ramales fue de 624,2 m<sup>3</sup> al día.
- Con respecto al los pozos de extracción del ramal I existió una gran diferencia entre el caudal de extracción de unos pozos y otros, encontrándose el caudal diario medio mayor en el pozo I-2, con 77,0 m<sup>3</sup>/hora y el mínimo en el pozo I-5, con 32,0 m<sup>3</sup>/hora, prácticamente la mitad.
- Los pozos de extracción con mayor rendimiento en el ramal I fueron por en este orden: I-2 > I-3 > I-4 > I-1 > I-5.
- Del mismo modo, en el ramal D también se apreció una notable diferencia entre los caudales de extracción de los pozos, siendo el D-2 con 63,1 m<sup>3</sup>/hora el pozo de mayor rendimiento, sin embargo el pozo D-5 fue casi 5 veces inferior, con 13,9 m<sup>3</sup>/hora,
- Los pozos de extracción más eficaces en el ramal D se distribuyeron con el siguiente orden: D-2 > D-3 > D-4 > D-1 > D-5.
- Por tanto, el rendimiento en los pozos sigue una distribución similar en cada ramal, aunque con caudales diferentes.

#### **VI.2.1.6. Resultados de caudales de inyección de aire**

Los caudales de inyección no pudieron medirse de forma eficaz debido a que no se instaló en este campo de pruebas caudalímetros para tal efecto. Sin embargo, se realizaron varias pruebas de inyección de aire, lo cual permite conocer el volumen de aire inyectado. Las pruebas de inyección se describen en el apartado VI.1.3.1.14.

Los resultados del ensayo de inyección permiten conocer el caudal de inyección, y con los cálculos realizados, el volumen de aire inyectado para cada uno de los periodos en los que estuvo en funcionamiento dicho sistema de inyección.

La inyección de aire estuvo conectada durante dos periodos, el primero desde el 27 de agosto de 1998 hasta el 12 de septiembre de 1998, con un total de 16 días de duración.

Posteriormente se volvió a conectar el 22 de noviembre de 1998 hasta el 29 de enero de 1999, con un total de 77 días.

No se inyectó de forma continua debido a la gran existencia de producto libre en los pozos del campo de pruebas al principio del tratamiento. Por ese motivo, no se inyectó de forma más prolongada hasta casi el final del mismo.

En el primer periodo de inyección, ésta estuvo conectada en los tres pozos de inyección largos, E-1L, E-2L, y E-3L. En el segundo periodo, por el contrario, se conectó en los 4 pozos cortos, es decir, en E-1c, E-2c, E-3c, y E-4c.

Los caudales de aire considerados se corresponden a los calculados mediante las pruebas de inyección realizadas.

Los resultados se indican en la tabla siguiente:

**Tabla VI.51: Volumen de aire inyectado**

	<b>Primer periodo de inyección (16 días)</b>	<b>Segundo periodo de inyección (77 días)</b>
<b>Caudal de inyección medio por pozo:</b>		
m <sup>3</sup> /hora	56,75	45,87
m <sup>3</sup> /día	1.362	1.100,1
<b>Volumen aire inyectado por pozo:</b> m <sup>3</sup>	1.362	1.100,1
<b>Volumen total aire inyectado:</b> m <sup>3</sup>	<b>65.375</b>	<b>339.071,1</b>

Los resultados se indican a continuación:

- El caudal inyectado en los dos periodos de inyección es diferente, siendo superior cuando se inyecta en pozos largos, con 56,75 m<sup>3</sup>/h respecto a 45, 87 m<sup>3</sup>/h.
- El volumen de aire inyectado en el primer periodo de inyección se correspondió con 65.375 m<sup>3</sup>.
- El volumen de aire inyectado en el segundo periodo de inyección se correspondió con 339.071,1 m<sup>3</sup>.

### VI.2.1.7. Resultados de presión de vacío

Se realizó el seguimiento de la evolución de la presión de vacío en todos los pozos de extracción, los pozos de control y los de inyección durante los primeros 50 días de extracción de vapores orgánicos.

La medida de la presión de vacío existente en cada pozo se obtuvo mediante vacuómetros situados en boca de pozo. La presión obtenida se midió en mbar.

Las tablas con el registro diario de la presión de vacío se encuentran en el Anejo II. A continuación se indican los datos de vacío más relevantes y la media registrada para cada pozo:

**Tabla VI.52: Resultados de vacío obtenidos (mbar)**

	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	RAMAL
<b>MEDIA</b>	-35,4	-39,9	-39,4	-33,7	-33,8	-37,2
<b>MINIMO</b>	-10	-21	-10	-10	-10	-18
<b>MAXIMO</b>	-66	-80	-80	-60	-92	-68
<b>MODA</b>	-20	-30	-40	-30	-30	-30

	D-1	D-2	D-3	D-4	D-5	RAMAL
<b>MEDIA</b>	-50,7	-54,1	-53,8	-46,8	-45,2	-49,9
<b>MINIMO</b>	-22	-20	-20	-12	-20	-20
<b>MAXIMO</b>	-90	-90	-95	-96	-90	-82
<b>MODA</b>	-30	-40	-40	-50	-40	-58

	C-1C	C-1L	C-2C	C-2L	C-3C	C-3L	C-4C	C-4L	CONTROL
<b>MEDIA</b>	-3,9	-0,2	-5,3	-0,1	-2,2	-0,1	-1,1	0,0	-1,6
<b>MINIMO</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<b>MAXIMO</b>	-15	-5	-18	-5	-42	-3	-5	0	-10
<b>MODA</b>	0	0	0	0	0	0	0	0	0

	E-1	E-2	E-3	E-4	INYECCIÓN
<b>MEDIA</b>	-3,0	-5,8	-4,1	-1,5	-3,8
<b>MINIMO</b>	0	0	0	0	0
<b>MAXIMO</b>	-11	-29	-20	-10	-17
<b>MODA</b>	0	0	0	0	0

Fig. VI.29: Evolución de la presión de vacío en los pozos del ramal I

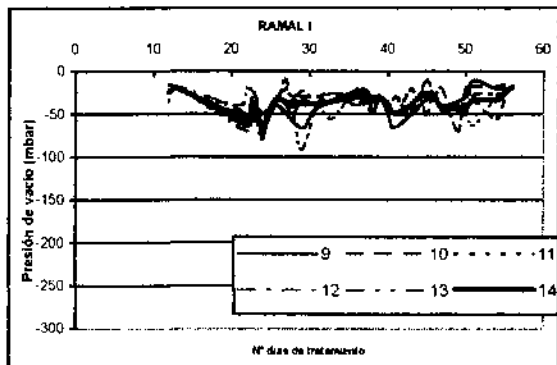


Fig. VI.30: Evolución de la presión de vacío en los pozos del ramal D

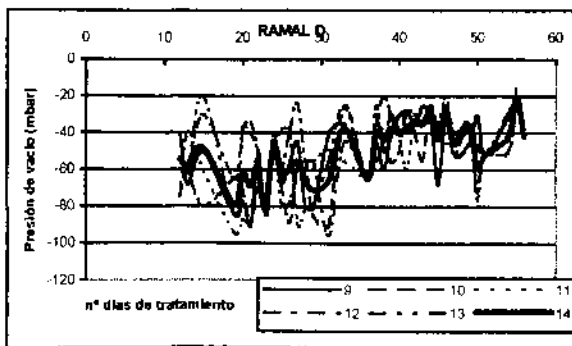


Fig. VI.31: Evolución de la presión de vacío en los pozos de control cortos y largos

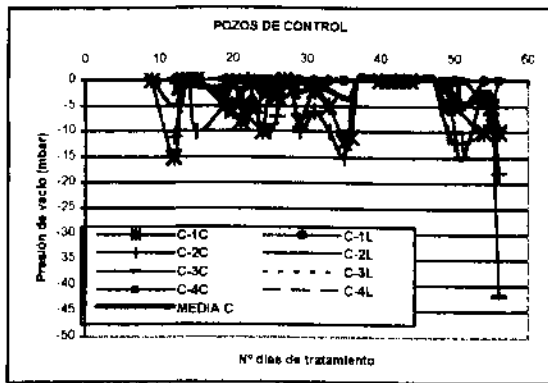
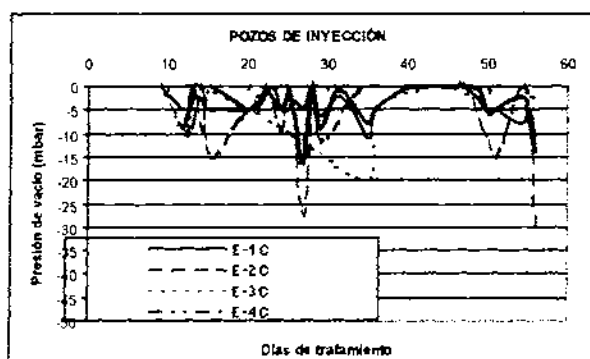


Fig. VI.32: Evolución de la presión de vacío en los pozos de inyección cortos



Observando la evolución de la presión de vacío en cada pozo se puede obtener las siguientes conclusiones:

- El ramal I y el ramal D siguen la misma tendencia evolutiva. Al principio de la conexión de la extracción de vapores, a los 5 días en el ramal I y 7 días para el ramal D, se alcanzan los valores máximos de vacío en todos los pozos, con una media de -60 mbar para ambos ramales.
- En el ramal I se observa que posteriormente al incremento inicial la presión de vacío disminuye considerablemente hasta alcanzar valores entre -20 y -50 mbar. A los 27 días existe una nueva subida de la presión de vacío hasta -108 mbar y una consiguiente bajada, hasta su estabilización entre -20 y -30 mbar hasta el día 42 donde se produce una nueva subida, de menor grado que la inicial, con -90 mbar. Posteriormente se vuelve a estabilizar durante unos días entre -30 y -50 mbar, hasta terminar en -109 mbar.
- En el ramal D de igual manera se produce un incremento de las presiones de vacío a la semana de la conexión de la extracción, para después descender hasta -50 mbar durante unos días, manteniéndose más o menos estable entre valores de vacío entre -8 mbar y 38 mbar, para verse incrementado ligeramente a los 50 días con -75 mbar, y finalizando la toma de medidas con -42 mbar.
- La depresión media de vacío para el ramal I fue de -55 mbar y para el ramal D de -63 mbar.

- El máximo valor medio de vacío registrado en el ramal I fue de  $-92$  mbar y en el ramal D de  $-95$  mbar, Sin embargo, las menores presiones de vacío conseguidas en el ramal I fueron de  $-10$  mbar y de  $-12$  mbar en el ramal D. Los valores de vacío que se registraron con mayor frecuencia fueron de  $-40$  mbar en el ramal D y de  $-30$  en el ramal I.
- Con respecto a los posos individuales de cada ramal se observa que el mayor vacío se consiguió en el pozo I-2 y en el I-3 del ramal I, y en el D-2 y en el D-3 en el ramal D.
- La distribución del mayor vacío conseguido por los pozos del ramal I fue de  $I-2 > I-3 > I-1 > I-4 > I-5$ .
- Dicha distribución en el ramal D fue de  $D-2 > D-3 > D-1 > D-4 > D-5$ .
- El registro de los vacíos realizados en los 4 pozos de control, cortos y largos, arrojó como resultado que en todos estos pozos existieron presiones negativas o de vacío en todo el momento con la extracción de vacío, con una media de vacío de  $-1,6$  mbar, con una tendencia en casi todo el momento a los 0 mbar.
- Los pozos de control cortos registraron las mayores presiones de vacío, distribuyéndose de la siguiente forma  $C-2C > C-1C > C-3C > C-4C$ .
- Las presiones de vacío de los pozos de control largos se en torno 0 mbar, es decir fueron nulas.
- En los pozos de inyección cortos se registraron presiones de vacío nulas o negativas muy bajas,  $-3,8$  mbar de media. La distribución fue la siguiente;  $E-2C > E-3C > E-1C > E-4C$ .
- Durante el periodo en que se mantuvo la inyección de aire conectada la presión de vacío en los pozos de inyección fue de 0 mbar.
- En líneas generales durante el periodo de inyección de aire se produjo una disminución de la presión de vacío en todos los pozos del campo de pruebas.



### VI.2.1.8. Caudales de bombeo de agua

El sistema de bombeo del agua subterránea se puso en marcha el 16 de julio de 1998. El bombeo del agua subterránea se llevó a cabo mediante bombas sumergibles situadas en cada uno de los pozos de extracción, para el abatimiento del nivel freático.

Se llevaron a cabo tres periodos de bombeo, el primero, al comienzo del sistema de tratamiento, desde el 16 de julio de 1998 hasta el 21 de septiembre de 1999, con un total de 66 días de bombeo, el segundo periodo se produjo del 4 de octubre al 26 de noviembre de 1998, con un total de 52 días de bombeo, y por último, el tercero, desde el 25 de diciembre de 1998 hasta el 9 de enero de 1999, con un total de 18 días.

Se tomaron medidas diarias del caudal de bombeo de cada pozo mediante caudalímetros instalados a su efecto, con el fin de controlar el volumen de agua bombeada (los correspondientes a los pozos I-4, I-5 y D-5 se estropearon varias veces). Los resultados se especifican en las tablas siguientes:

Tabla VI.53: Volumen de agua bombeada en los pozos del ramal I

POZO	Caudal de bombeo			Volumen bombeado			TOTAL
	1 <sup>er</sup> periodo m <sup>3</sup> /día	2 <sup>o</sup> periodo m <sup>3</sup> /día	3 <sup>er</sup> periodo m <sup>3</sup> /día	1 <sup>er</sup> periodo m <sup>3</sup>	2 <sup>o</sup> periodo m <sup>3</sup>	3 <sup>er</sup> periodo m <sup>3</sup>	
I 1	5,70	5,80	2,90	376,20	301,60	52,20	730,00
I 2	11,20	11,50	5,60	739,20	598,00	100,80	1438,00
I 3	9,90	6,80	4,50	653,40	353,60	81,00	1088,00
I 4	0,20	0,20	0,01	13,20	10,40	0,18	23,78
I 5	1	0,2	0,01	66,00	10,40	0,18	76,58
suma	28,0	24,50	13,02	1848	1274	234,36	<b>3356,4</b>
media por pozo	8,93	8,03	4,33	369,6	254,8	46,872	671,3
media diaria	-	-	-	28,0	57,9	13,0	24,7

Tabla VI.54: Volumen de agua bombeada en los pozos del ramal D

POZO	Caudal de bombeo			Volumen bombeado			TOTAL
	1 <sup>er</sup> periodo m <sup>3</sup> /día	2 <sup>o</sup> periodo m <sup>3</sup> /día	3 <sup>er</sup> periodo m <sup>3</sup> /día	1 <sup>er</sup> periodo m <sup>3</sup>	2 <sup>o</sup> periodo m <sup>3</sup>	3 <sup>er</sup> periodo m <sup>3</sup>	
D 1	0,18	0,01	0,10	11,88	0,52	1,80	14,20
D 2	2,31	1,50	1,05	152,46	78,00	18,90	249,36
D 3	1,64	4,02	0,80	108,24	209,04	14,40	331,68
D 4	1,28	0,70	0,60	84,48	36,40	10,80	131,68
D 5	0,01	0,01	0,01	0,66	0,52	0,18	1,36
suma	5,42	6,24	2,56	357,72	324,48	46,08	<b>728,28</b>
media por pozo	1,38	1,84	0,65	71,544	64,896	9,216	145,656
media diaria	-	-	-	5,4	14,7	2,6	5,4

Según los resultados anteriores se puede indicar los siguientes apartados:

- El total del agua bombeada a lo largo de los tres periodos de bombeo para ambos ramales fue de 4.084,7 m<sup>3</sup>.
- El volumen de agua bombeada fue mayor en el ramal I, con un total de 3.356,4 m<sup>3</sup>, que en el ramal D, donde se contabilizó un total de 728,3 m<sup>3</sup>.
- La diferencia de bombeo entre ambos ramales fue de aproximadamente 2.700 m<sup>3</sup>.
- El caudal medio diario de bombeo en el ramal I fue de 24,7 m<sup>3</sup>/día, caudal muy por encima de los 5,4 m<sup>3</sup>/día del ramal D.
- El primer periodo de bombeo fue el más caudaloso en el ramal I con 28,0 m<sup>3</sup>/día de media al día, sin embargo, en el ramal D fue el segundo periodo con de media 5,42 m<sup>3</sup>/día.
- En el ramal I, de acuerdo con los pozos en los que fue posible la lectura de los caudales bombeados, sigue la siguiente distribución por orden creciente de bombeo: I-2 > I-3 > I-1 > I-5 > I-4. Existe mucha diferencia entre los caudales de los pozos, con un caudal máximo de 11,5 m<sup>3</sup>/día del I-2 frente a 0,2 m<sup>3</sup>/día del I-4.
- En el ramal D, la distribución de los pozos según el caudal de bombeo extraído es la siguiente: D-3 > D-2 > D-4 > D-1 > D-5. También se aprecia mucha diferencia entre pozos con 4,03 m<sup>3</sup>/día en el D-3 frente a 0,01 m<sup>3</sup>/día del D-1 y el D-5.
- Los caudalímetros situados en los pozos I-4, I-5 y D-5 se estropearon varias veces a lo largo del tiempo de tratamiento, por lo que los caudales registrados no se corresponden plenamente con la realidad.

#### **VI.2.1.9. Volumetría del producto libre extraído**

La estimación de producto libre existente en el campo de pruebas se realizó considerando la superficie del campo de pruebas, y considerando la superficie máxima que en el periodo de tiempo de tratamiento puede ser afectada por el bombeo

Para el cálculo de la volumetría se ha considerado un espesor real de producto libre existente para todo el suelo de 6 cm, según los resultados obtenidos en los ensayos de baildown, y una porosidad eficaz del 10,5% para las arenas arcillosas donde se encuentra la contaminación.

La retirada y bombeo del hidrocarburo sobrenadante se llevó a cabo mediante bombas sumergibles neumáticas skimmer que se situaron en aquellos pozos donde aparecía producto libre, colocando el punto de aspiración a 0,5 m de profundidad respecto del nivel estático.

A partir de la semana del 9 de septiembre comenzó a utilizarse como sistema adicional para la retirada de hidrocarburo la bomba de alto vacío. El sistema de alto vacío ejerce una presión negativa o de vacío en el pozo, permitiendo la aspiración del hidrocarburo presente en el subsuelo en fase gaseosa y también de la fase líquida, formada por el producto libre y el agua como producto disuelto. Este sistema de vacío se fue aplicando de forma puntual en aquellos pozos en los que el espesor aparente de producto era notable.

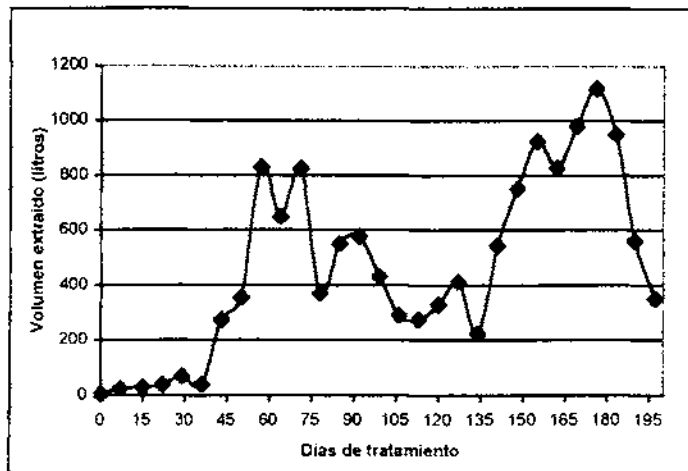
Los resultados se encuentran recogidos en la siguiente tabla:

**Tabla VI.55: Volúmenes de producto libre extraído**

Semana	Días Tratamiento	Vol. Semanal	VOLUMEN TOTAL
		(Litros)	(litros)
17 jul.	0	5	5
24 jul.	7	25	30
29 jul.	15	30	60
6 ago.	22	40	100
13 ago.	29	70	170
20 ago.	36	40	210
26 ago.	43	275	485
2 sep.	50	355	840
9 sep.	57	830	1670
16 sep.	64	650	2320
23 sep.	71	827	3147
30 sep.	78	370	3517
7 oct.	85	550	4067
14 oct.	92	577	4644
21 oct.	99	433	5077
28 oct.	106	292	5369
4 nov.	113	276	5645
11 nov.	120	330	5975
18 nov.	127	412	6387

Semana	Días Tratamiento	Vol. Semanal	VOLUMEN TOTAL
		(Litros)	(litros)
25 nov.	134	225	6612
2 dic.	141	545	7157
9 dic.	148	753	7910
16 dic.	155	925	8835
24 dic.	162	828	9663
31 dic.	169	980	10643
7 ene.	176	1118	11761
14 ene.	183	950	12711
21 ene.	190	560	13271
28 ene.	197	350	<b>13.621</b>

Fig. VI.33: Evolución de la retirada de producto libre



Según dichos resultados se pueden hacer las siguientes apreciaciones:

- Al final del tratamiento el volumen total de hidrocarburo en fase libre extraído ascendió a 13.621 litros.
- Existe una diferencia de 4.021 litros con respecto al cálculo de producto existente.
- Existen picos de producción en las labores de extracción de producto, la primera a los 60 días de tratamiento, la segunda a los 90, la tercera a los 155, y la última a los 180 días.
- Se observa un incremento en la producción de extracción de producto libre con la aplicación del alto vacío.

- El mayor volumen semanal extraído se corresponde con la semana del 7 de enero de 1999, a los 175 días de tratamiento, con un volumen semanal de 1.118 litros.
- En la semana del 4 de noviembre de 1998, a los 110 días de tratamiento, se produjo sin embargo una mínima producción, con 276 litros, y una segunda vez a los 134 días, la semana del 25 de noviembre, con 225 litros.

#### VI.2.1.10. Resultados de la analítica de aguas subterráneas

Antes de la puesta en marcha del sistema de extracción de vapores del suelo y la retirada de producto libre de los pozos se procedió a realizar una analítica inicial en los pozos de extracción de ambos ramales con el fin de obtener la concentración inicial o de partida. También se tomó una muestra de producto libre para su identificación.

Las muestras de agua subterránea se tomaron siguiendo en todo momento el protocolo de toma de muestras (Anejo III), y después del desarrollo y limpieza de los mismos.

La analítica realizada en cada muestra de aguas el análisis de los hidrocarburos totales del petróleo (TPH) en  $\mu\text{g/litro}$  por cromatografía de gases. Los análisis iniciales obtenidos se encuentran en la siguiente tabla:

Tabla VI.56: Resultados iniciales de TPH en los pozos de extracción

POZO	FECHA	HORA	TPH ( $\mu\text{g/l}$ )
Muestra de producto	3/07/98	18:30	389.500
D-1	22/07/98	11:30	< 100
D-2	22/07/98	11:30	< 100
D-3	22/07/98	11:45	320
D-4	22/07/98	11:30	980
D-5	22/07/98	11:45	< 100
I-1	22/07/98	11:30	1.660
I-2	23/07/98	11:30	33.600
I-3	23/07/98	11:30	121.600
I-4	24/07/98	13:40	16.700
I-5	23/07/98	11:30	1.015

La muestra de producto libre indicó que se trataba de queroseno. El análisis del cromatograma indica que es un hidrocarburo formado por cadenas lineales de carbonos de la  $C_7$  a la  $C_{16}$ , con una fracción volátil de  $C_7$ - $C_{10}$ . Los resultados de TPH indican que en la

mayoría de los pozos existía contaminación en las aguas, registrándose las mayores concentraciones en los pozos del ramal I, situados aguas arriba, obteniéndose en el I-3 121,6 mg/l de TPH (prácticamente fase libre), en el I-2 33,6 mg/l, y en el I-4 16,7 mg/l.

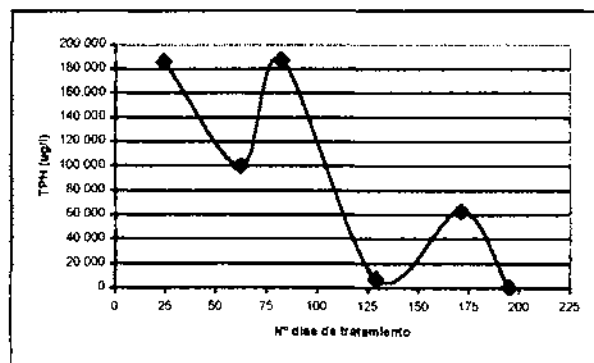
Los cromatogramas significativos se encuentran recogidos en el Anejo IV.

Periódicamente se realizó el análisis del agua subterránea en la entrada del separador de hidrocarburos para ver el nivel de concentración con en las mismas por la ejecución del bombeo en los pozos antes de su tratamiento. Estas muestras de agua dan como resultado la concentración total de TPH en ambos ramales en conjunto. Los resultados de la analítica realizada se encuentra en la siguiente tabla:

**Tabla VI.57: Resultados del análisis de TPH ( $\mu\text{g/l}$ ) de aguas subterráneas**

ENTRADA	Fecha	Hora	Nº día de tratamiento	TPH	Fracción Volátil	
				$\mu\text{g/l}$	%	$\mu\text{g/l}$
I+D	10-08-98	17:50	24	186.122	41	76.310
I+D	15-09-98	9:30	62	100.458	40	40.183
I+D	07-10-98	13:00	82	187.390	40	74.956
I+D	23-11-98	13:45	129	7.640	32	2.387
I+D	4-01-99	13:00	171	63.270	—	—
I+D	28-01-99	18:00	195	680	—	—

**Fig. VI.34: Evolución de la concentración de TPH en aguas subterráneas en la entrada I+D**



Con los resultados obtenidos se puede indicar las siguientes apreciaciones:

- La mayor parte de los sondeos del ramal I dieron altas concentraciones de TPH en la analítica inicial, sin embargo, los resultados de los pozos del ramal D fueron mucho menores, llegando incluso en algunos pozos, D-1, D-2 y D-5, a no existir contaminación.
- La concentración de TPH de las aguas subterráneas sigue una tendencia general decreciente respecto a la concentración inicial.
- Las máximas concentraciones de TPH se obtuvieron al principio del tratamiento, con aproximadamente 187.000  $\mu\text{g/l}$ , para ir disminuyendo hasta alcanzar la mínima concentración al final con 680  $\mu\text{g/l}$ . Existen momentos en los que la concentración de TPH aumenta, en concreto, a los 84 días y a los 173 días.
- La fracción volátil existente en las aguas comienza con un 41 %, para ir disminuyendo de forma suave con el tiempo, con un 32 % a los 129 días del tratamiento.

#### VI.2.1.11. Resultado de la analítica de gases

En el momento de conectarse la extracción de vapores, el 22 de julio de 1998, se procedió a la toma de muestras de los gases volátiles mediante tubos de carbón activo.

**Tabla VI.58: Resultados de TPH iniciales individuales ( $\text{mg/m}^3$ ). Fecha: 22-07-98**

	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	Conjunto I	D-1	D-2	D-3	D-4	D-5	Conjunto D
Hora	17:30	17:30	17:30	17:30	17:30	18:00	17:30	17:30	17:30	17:30	17:30	18:00
TPH ( $\text{mg/m}^3$ )	39	418	223	139	104	320	49	65	245	240	61	49,7

Se tomaron muestras diarias de la concentración de vapores orgánicos en la salida de la extracción de vapores de ambos ramales, conjunto I y conjunto D, al principio del tratamiento, pasando a la toma de muestras quincenales a partir de los 90 días de tratamiento.

Las concentraciones de TPH y la fracción volátil (presencia de compuestos  $\text{C}_7\text{-C}_{10}$ ) de cada muestra de gas obtenidas en cada uno de los conjuntos se detallan en las siguientes tablas. Los cromatogramas se encuentran recogidos en el Anejo III.

Tabla VI.59: Resultados de análisis de TPH en el conjunto I

FECHA	N° días de tratamiento	TPH		Fracción Volátil	
		(mg/m <sup>3</sup> )	ppm	(%)	(mg/m <sup>3</sup> )
22/07/98	7	320	55,2		
24/07/98	9	46	7,9	25	11,5
27/07/98	12	1289	222,2	75	966,7
28/07/98	13	1300	224,1	80	1040
29/07/98	14	730	125,9	72	525,6
30/07/98	15	100	17,2	67	67
31/07/98	16	4100	706,8	77	3157
04/08/98	20	2800	482,7	83	2324
05/08/98	21	1553	267,7	87	1351
06/08/98	22	1966	338,9	87	1710
07/08/98	23	546	94,1	60	327,6
10/08/98	26	200	34,5	64	128
11/08/98	27	912	157,2	74	675
12/08/98	28	294	50,7	67	197
13/08/98	29	730	125,9	76	555
14/08/98	30	825	142,2	76	627
17/08/98	33	665	114,6	85	565
18/08/98	34	1032	177,9	86	887
19/08/98	35	1142	196,9	78	891
20/08/98	36	358	61,7	80	286
21/08/98	37	1342	231,4	86	1154
24/08/98	40	1800	310,3	65	1170
25/08/98	41	2009	346,4	87	1748
26/08/98	42	2260	389,6	83	1875
27/08/98	43	2110	363,8	83	1751
28/08/98	44	1178	203,1	84	989
31/08/98	47	3022	521,0	84	2538
01/09/98	48	2497	430,5	82	2047
02/09/98	49	680	117,2	76	517
03/09/98	50	3240	558,6	87	2820
04/09/98	51	3467	597,7	89	3085
07/09/98	54	2960	510,3	87	2575
08/09/98	55	3270	563,7	84	2747
09/09/98	56	2069	356,7	78	1614
10/09/98	57	4506	776,8	82	3695
14/09/98	61	1656	285,5	87	1441
17/09/98	64	4568	787,5	83	3791
21/09/98	68	2358	406,5	79	1863
24/09/98	71	1970	339,6	75	1477
28/09/98	75	379	65,3	71	269
30/10/98	107	1009	174,0	74	747
03/11/98	111	553	95,3	72	398
17/11/98	125	1526	263,1	78	1190
01/12/98	139	52	9,0	-	-
14/12/98	152	828	142,7	-	-
04/01/99	173	2446	421,7	-	-
20/01/99	189	546	94,1	-	-
29/01/99	198	246	42,4	-	-



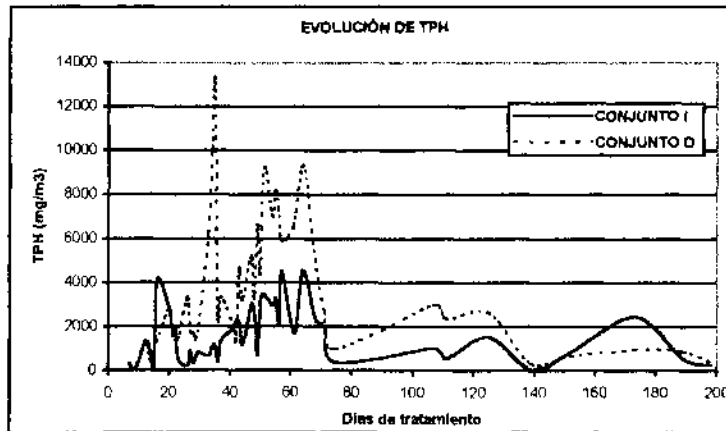
Tabla VI.60: Resultados de análisis de TPH en el conjunto D

FECHA	DIAS DE TRATAMIENTO	TPH		Fracción Volátil	
		(mg/m <sup>3</sup> )	ppm	(%)	(mg/m <sup>3</sup> )
22/07/98	7	49,7			
24/07/98	9	57	9,8	54	30,78
27/07/98	12	1185	204,3	80	948
28/07/98	13	1020	175,8	79	805,8
29/07/98	14	472	81,4	74	349,3
30/07/98	15	760	131,0	86	653,6
31/07/98	16	1275	219,8	74	943,5
4/08/98	20	2800	482,7	83	2324
5/08/98	21	1621	279,5	84	1361,6
6/08/98	22	1690	291,4	86	1453
7/08/98	23	1430	246,5	86	1230
10/08/98	26	3332	574,4	79	2632
11/08/98	27	1646	283,8	70	1362
12/08/98	28	1685	290,5	73	1230
13/08/98	29	1393	240,2	73	1017
17/08/98	33	6216	1071,6	92	5719
18/08/98	34	10087	1739,0	78	7868
19/08/98	35	13041	2248,3	81	10563
20/08/98	36	2300	396,5	78	1749
21/08/98	37	3332	574,4	85	2835
24/08/98	40	112	19,3	21	23
25/08/98	41	2045	352,6	96	2308
26/08/98	42	1373	236,7	86	1180
27/08/98	43	4644	800,6	87	4040
28/08/98	44	3168	546,2	87	2756
31/08/98	47	5222	900,3	86	4491
1/09/98	48	3266	563,1	84	2743
2/09/98	49	6630	1143,0	85	5635
3/09/98	50	4340	748,2	86	3732
4/09/98	51	9219	1589,4	90	8297
7/09/98	54	6998	1206,5	91	6368
8/09/98	55	8195	1412,8	85	6966
9/09/98	56	7350	1267,1	84	6174
10/09/98	57	5900	1017,2	81	4779
14/09/98	61	6600	1137,8	86	5676
17/09/98	64	9340	1610,2	81	7565
21/09/98	68	5068	877,2	81	4121
24/09/98	71	2715	468,1	80	2172
28/09/98	75	972	167,6	78	758
30/10/98	107	3000	517,2	79	2370
3/11/98	111	2344	404,1	80	1875
17/11/98	125	2639	455,0	83	2190
1/12/98	139	329	56,7	-	-
14/12/98	152	630	108,6	-	-
4/01/99	173	938	161,7	-	-
20/01/99	189	860	148,3	-	-
29/01/99	198	400	69,0	-	-

VI.2.1.11.1. Concentración de TPH

Los resultados analíticos de TPH indican la concentración de hidrocarburos totales del petróleo que eran extraídos en ese momento mediante el sistema de extracción de vapores. Se tomaron medidas de conjunto en la salida de conjunto de cada ramal (conjuntos I y D). La evolución de la concentración de TPH durante el tiempo de tratamiento se observan en los siguientes gráficos:

Fig. VI.35: Evolución de TPH en los conjuntos I y D



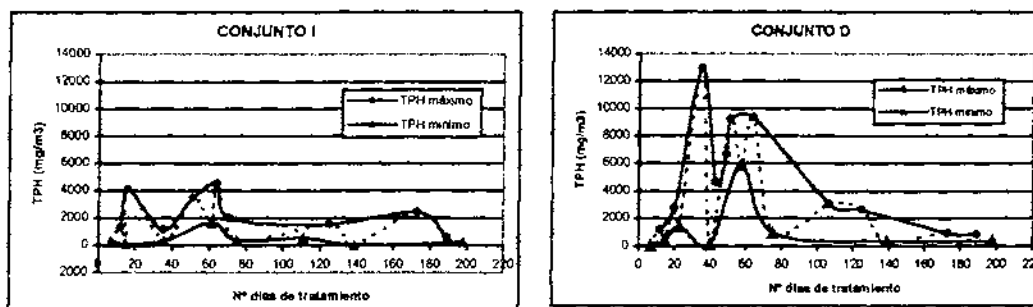
Se encontraron "picos" de concentración de TPH máximos y mínimos a lo largo del tratamiento, siendo los más destacables los que se detallan a continuación:

Tabla VI.61: Concentraciones máximas y mínimas de TPH en conjunto I y D (mg/m<sup>3</sup>)

DIAS DE TRATAMIENTO	CONJUNTO I		CONJUNTO D	
	TPH máximo	TPH mínimo	TPH máximo	TPH mínimo
12	1286	-	1185	-
15	-	100	-	472
16	4.100	-	-	-
20	-	-	2.800	-
29	-	1.393	-	-
35	1.142	-	12.980	-
36	-	356	-	-
40	-	-	-	112
41	2.045	-	-	-
43	-	-	4.644	-
49	-	-	6.630	-
51	3.467	-	9.219	-

DIAS DE TRATAMIENTO	CONJUNTO I		CONJUNTO D	
	TPH máximo	TPH mínimo	TPH máximo	TPH mínimo
57	4.506	-	-	5.900
61		1.656		-
64	4.568	-	9.340	-
71	1.970	-	-	
75	-	379		972
107	-	-	3.000	-
111		553		
125	1.526	-	2.639	-
139	-	52		329
173	2.446	-	938	-
189	546	-	860	-
198	-	246		400

Fig. VI.36: Evolución de los picos máximos y mínimos de concentración de TPH en el conjunto I y D



Según los resultados obtenidos se pueden realizar las siguientes consideraciones:

- La evolución de la concentración de TPH en ambos ramales sigue el mismo desarrollo.
- Al comienzo del sistema de tratamiento la tendencia es claramente creciente, hasta los 70 días de tratamiento aproximadamente, momento en el cual la tendencia se vuelve decreciente, disminuyendo drásticamente las concentración de TPH hasta el final del sistema de tratamiento.
- Las concentraciones de TPH en el conjunto D fueron mayores que en el conjunto I.

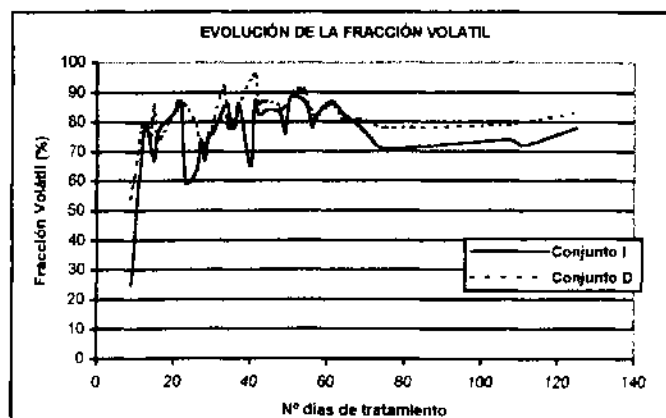
- Los valores iniciales de concentración de TPH en el conjunto I fueron de  $320 \text{ mg/m}^3$  y de  $49,7 \text{ mg/m}^3$  en el conjunto D.
- El valor de concentración máximo en el conjunto I fue de  $4.568 \text{ mg/m}^3$  a los 64 días de tratamiento, sin embargo en el conjunto D fue de  $13.041 \text{ mg/m}^3$  y a los 35 días, es decir casi en la mitad de tiempo.
- La media de concentración de TPH en el conjunto I fue de  $1.572 \text{ mg/m}^3$ , sin embargo, en el conjunto D fue superior, con  $3.551 \text{ mg/m}^3$ .
- En el conjunto D se produce un incremento espectacular, correspondiente al pico máximo de TPH, a los 35 días de tratamiento, momento en que fue conectada la inyección de aire.

#### VI.2.1.11.2. Fracción volátil

La fracción volátil observada en los cromatogramas está referida a la concentración y/o porcentaje de compuestos volátiles que conforman el queroseno en cada uno de los muestreos. Los compuestos más volátiles corresponden a las compuestos de carbonos con menor número de carbonos, cadenas lineales de la  $C_7$  a la  $C_{10}$ , dentro del total de compuestos que constituyen el queroseno en fase gaseosa. La fracción volátil se ha contabilizado en tanto por ciento de volátiles (en %) y en concentración (en  $\text{gr/m}^3$ ) de compuestos volátiles respecto a la concentración total (TPH).

La evolución de la fracción volátil de los gases extraídos durante el tratamiento se observa en la siguiente figura:

Fig. VI.37: Evolución de la fracción volátil (%) en el conjunto I y D



Los valores máximos, mínimos y medias de concentración de TPH y de tanto por ciento de fracción volátil extraída según el día de tratamiento, sin contar los valores iniciales al conectar el sistema de tratamiento, se encuentran recogidas en la siguientes tablas:

**Tabla VI.62: Picos de concentración de TPH en conjunto I y D**

	Conjunto I		Conjunto D	
	TPH (mg/m <sup>3</sup> )	Nº día de tratamiento	TPH (mg/m <sup>3</sup> )	Nº día de tratamiento
<b>MAXIMO</b>	4.568	64	13.041	35
<b>MINIMO</b>	52	139	329	139
<b>MEDIA</b>	1.572	-	3.551	-

**Tabla VI.63: Picos de la fracción volátil extraída en el conjunto I y D**

	Conjunto I		Conjunto D	
	Fracción Volátil (%)	Nº día tratamiento	Fracción Volátil (%)	Nº día tratamiento
<b>MAXIMO</b>	89	51	96	41
<b>MINIMO</b>	60	23	70	27
<b>MEDIA</b>	78,8	--	82,5	-

Los resultados anteriores se aprecia que:

- El tanto por ciento de fracción volátil extraído al principio del tratamiento, fue del 25% en el ramal I y de 54% en el ramal D.
- A lo largo del tratamiento el porcentaje de fracción volátil extraído osciló entre rangos de 60 a 89% en el conjunto I y de 70 a 96% en el conjunto D.
- La media obtenida de compuestos volátiles extraídos fue superior en el conjunto D con un 82,5%, y en el conjunto I de 78,8%.
- Se observa una tendencia creciente de extracción de volátiles desde la puesta en marcha del sistema de tratamiento, tendencia que se vuelve más o menos constante a los 80 días de tratamiento.

- De igual modo que en la evolución de la concentración de TPH, se observan picos máximos y mínimos de extracción de la fracción volátil, con una diferencia promedio del 10% de un pico a otro.

### VI.2.1.12. Resultados analíticos de suelos

Se tomaron diferentes muestras de suelos para la realización de análisis de concentración de TPH y de mecánica de suelos

#### VI.2.1.12.1. Análisis de mecánica de suelos

Se tomaron siete muestras de suelo a distinta profundidad, para la realización de análisis de mecánica de suelos consistentes en el análisis granulométrico por sedimentación, permeabilidad o conductividad hidráulica, peso específico de las partículas, densidad seca, y grado de humedad. Así mismo, se analizaron también el pH del suelo, el porcentaje de materia orgánica, carbonatos y sulfatos existentes. En dichas muestras de suelo se analizó también la concentración de TPH existente.

Las muestras de suelo se tomaron mediante testigos parafinados extraídos del testigo de suelo durante la realización de los sondeos de comprobación o bien sobre muestras de suelo recogidas de testigos de sondeo realizados a destroza.

Los resultados se indican en las siguientes tablas:

**Tabla VI.64: Resultados de los análisis de mecánica de suelos**

Sondeo	Tipo Muestra*	Profundidad	Tipo de suelo	Permeabilidad	Peso espec. Part.	Densidad seca	Humedad
		m		cm/s	g/cm <sup>3</sup>	g/cm <sup>3</sup>	%
Y3	TP	4,0-4,3		6,48E-08	2,672	1,76	15,74
Y7	S	10,3	Arena limo-arcillosa	-	2,64	1,68	15,93
Y8	S	10,5	Arena limo-arcillosa	-	-	-	-
Y2	TP	10,5-10,8		6,90E-08	2,651	1,67	14,8
S-4	TP	11,0	Arcilla de plasticidad baja	-	2,64	1,70	14,38
Y6	TP	11,0-11,2		3,74E-07	2,652	1,8	15,58
Y9	TP	11,25-11,4		3,74E-07	2,649	1,82	13,8
A8	TP	12,2-12,3	Arena arcillosa	3,05 E-07	2,699	1,77	-

\* TP: testigo parafinado; S: testigo sondeo

Tabla VI.65: resultados de los análisis de la química del suelo y de TPH

Sondeo	Tipo Muestra*	Profundidad	Tipo de suelo	pH	CO <sub>3</sub> Ca	Sulfatos	Mat. Orgánica	TPH
		m			%	%	%	mg/m <sup>3</sup>
Y3	TP	4,0-4,3	—	—	5	< 01	0,17	< 50
Y7	S	10,3	Arena limo-arcillosa	—	-	-	-	2.137
Y8	S	10,5	Arena limo-arcillosa	7,86	-	-	0,09	4.015
Y2	TP	10,5-10,8	—	—	6	< 01	0,13	3.096
S-4	S	11,0	Arcilla de plasticidad baja	8,04	-	-	0,26	1.163
Y6	TP	11,0-11,2	—	—	6	< 01	0,21	503
Y9	TP	11,25-11,4	—	—	6	< 01	0,17	593
A8	TP	12,2-12,3	Arena arcillosa	7,8	-	-	0,08	201

\* TP: testigo parafinado; S: testigo sondeo

#### VI.2.1.12.2. Análisis de TPH y fracción volátil

Se tomaron muestras de suelo antes del comienzo del sistema de tratamiento, en el momento de la ejecución de los pozos del campo de pruebas, para conocer con un mayor número de datos, y por tanto, de forma más concreta, las condiciones iniciales de concentración de la contaminación junto con los resultados obtenidos de los sondeos previos de investigación.

Los resultados obtenidos no fueron los esperados debido a que el método de perforación utilizado no era el adecuado, al ser sondeos realizados con perforación a destroza, y utilizar agua y aire, por lo que la representatividad de los análisis de TPH de las muestras disminuyó al estar lavadas.

Una vez puesto en marcha el sistema de tratamiento, se procedió a realizar sondeos de comprobación cada 30 días aproximadamente, contando a partir de la puesta en marcha de las pruebas piloto, con el fin de testificar el grado de descontaminación producido y así poder cuantificar el grado de rendimiento del sistema utilizado, con el fin de implantar mejoras en el sistema.

##### 1) Muestreo inicial de TPH

Se analizaron un total de 14 muestras de suelos tomadas en los sondeos realizados para la ejecución de los pozos de extracción, de inyección y de control de forma aleatoria y a diferentes profundidades.

Estos sondeos se realizaron a destroza, utilizando como método de perforación batería con tricono y/o con martillo a rotopercusión u odex, extrayendo los detritus con inyección de aire y/o agua a presión.

**Tabla VI.66: Análisis de TPH en los sondeos correspondientes a los pozos de tratamiento**

SONDEO	PROFUND.	FECHA	OBSERVACIONES	TPH (mg/kg)
E-2L	18 m	1/07/98	Perforación con hélice	< 50
D-1	7 m	1/07/98	Perforación con tricono	< 50
D-1	15 m	1/07/98	Perforación con tricono	157
E-2C	10 m	2/07/98	Perforación con hélice	< 50
C-2	10,5 m	2/07/98	Perforación con hélice	703,05
C-2	12 m	2/07/98	Perforación con hélice	395
I-3	11 m	2/07/98	Perforación con hélice	3.398
D-3	12 m	2/07/98	Perforación con hélice	2.005
E-4	12 m	3/07/98	Perforación con hélice	98,9
E-3	11 m	6/07/98	Perforación con hélice	197
D-4	12 m	6/07/98	Perforación con ODEX	900
I-4	15 m	8/07/98	Perforación con hélice	1.003
I-5	15 m	9/07/98	Perforación con hélice	817
D-5	12 m	10/07/98	Perforación con hélice	147

Las concentraciones de TPH obtenidas en los sondeos anteriores no fueron lo suficientemente representativas en la mayoría de los casos debido a que el método de perforación fue el adecuado para la ejecución de los pozos del sistema pero no para la realización de este tipo de muestreos y por que la profundidad de la muestra en muchos casos no fue del todo exacta por ser sondeos realizados a destroza.

Sin embargo, durante la ejecución de los sondeos se reparó en la presencia de contaminación en el suelo mediante criterios organolépticos, y estas observaciones indicaron la presencia de contaminación en todos los sondeos.

Considerando los resultados de TPH obtenidos en la fase de investigación inicial y los obtenidos en los sondeos anteriores se puede indicar como condiciones iniciales de contaminación las siguientes concentraciones:



Tabla VI.67: Condiciones de concentración de TPH iniciales

Sondeo	Profundidad de muestreo	Cota de muestreo	TPH (mg/kg)
S-5	11,6	591,2	15.022
	11,5	591,3	11.875
S-6	11,1	591,5	2.699
	11,5	591,1	6.497
C-2	10,5	591,6	703
I-3	11,0	591,3	3.398
D-3	12,0	591,9	2.005
D-4	12,0	590,5	900
I-4	10,0	592,2	1.003
I-5	10,0	592,5	817

Los suelos contaminados se encuentran entre las cotas 590,5 y 592,5 m.s.n.m.. (Mapa 11 situado en el Anejo III).

## 2) Sondeos de comprobación

Los sondeos se realizaron a rotación con extracción de testigo continuo y en seco, realizándose un "head space" cada medio metro como criterio selectivo de las muestras, analizándose una media de 10 muestras por sondeo.

Las muestras de suelos para análisis de TPH se tomaron siguiendo los procedimientos especificados en el Apdo.4.2. Protocolo de toma de muestras.

En cada uno de los sondeos realizados se realizó el levantamiento de la columna litológica, anotando de forma detallada los puntos de aparición y desaparición de la contaminación observados por medios organolépticos y los resultados obtenidos de COV's mediante el "head space".

En la primera fase o campaña de reconocimiento, a los 45 días, se realizaron un total de 6 sondeos, en la segunda fase, a los 75 días, se realizaron un total de 3 sondeos, y en la última campaña, a los 140 días de funcionamiento, se realizó un sondeo de comprobación.



Tabla VI.69: Resultados obtenidos en el sondeo Y-2

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH (mg/kg)	Fracción Volátil		Matriz del suelo
			(%)	(mg/kg)	
3,5	5,2	< 50	No detectada	—	Arenas y gravas en matriz arcillosa
7	0,8	< 50	No detectada	—	Arenas y gravas en matriz limo-arcillosa
9,5	692	<b>1.032</b>	31	320	Arenas y gravas en matriz arcillosa
10	733	415	38	158	Arenas y gravas en matriz arcillosa
10,5	815	<b>3.096</b>	44	1.362	Arenas y gravas en matriz arcillosa
11	226	190	37	70	Arenas y gravas en matriz arcillosa
11,5	1663	210	37	781	Cantos y gravas
11,9	95	12	33	4	Cantos y gravas

Tabla VI.70: Resultados obtenidos en el sondeo Y-3

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH (mg/kg)	Fracción Volátil		Matriz del suelo
			(%)	(mg/kg)	
2	21,2	< 50	No detectada	—	Arenas y gravas en matriz arcillosa
7	26,4	< 50	No detectada	—	Arenas y gravas en matriz limosa
9,5	1.233	754	21	158	Arenas y gravas limoarcillosas
10	795	45	34	15	Arenas y gravas limoarcillosas
10,5	860	<b>1.082</b>	36	390	Arenas de grano muy fino
10,8	1.714	593	38	225	Cantos y gravas

Tabla VI.71: Resultados obtenidos en el sondeo Y-4

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH (mg/kg)	Fracción Volátil		Matriz del suelo
			(%)	(mg/kg)	
2	0	< 50	No detectada	—	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
9,5	0	< 50	No detectada	—	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
10	0	< 50	No detectada	—	Arenas y gravas en matriz arcillosa
10,5	0	< 50	No detectada	—	Arenas y gravas en matriz arcillosa
11	277	140	22	—	Arenas y gravas en matriz limosa
11,5	153	40	15	—	Arenas y gravas en matriz limosa
11,7	0	< 50	No detectada	—	Arenas y gravas en matriz limosa

Tabla VI.72: Resultados obtenidos en el sondeo Y-5

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH (mg/kg)	Fracción Volátil		Matriz del suelo
			(%)	(mg/kg)	
4	80	<50	No detectada	—	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
9	120	< 50	No detectada	—	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
10,5	325	463	38	176	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
11	1.360	410	32	131	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
11,5	2.051	<b>6.162</b>	37	2280	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
11,9	1.669	<b>5.218</b>	39	2035	Arenas y gravas
12,15	995	<b>1.813</b>	24	435	Cantos y gravas
13	90	<50	Despreciable	—	Cantos y gravas

Tabla VI.73: Resultados obtenidos en el sondeo Y-6

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH (mg/kg)	Fracción Volátil		Matriz del suelo
			(%)	(mg/kg)	
4,5	15,3	< 50	No detectada	—	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
6,5	14,5	< 50	No detectada	—	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
9	10,5	< 50	No detectada	—	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
11	171	503	21	106	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
12,25	242	404	21	92	Cantos y gravas
12,5	289	253	16	40	Cantos y gravas
13	63	12,5	16	2	Cantos y gravas

En el Anejo IV se encuentran las tablas y los gráficos de evolución del TPH y de la fracción volátil con la profundidad (cota absoluta) de las muestras tomadas en todos los sondeos realizados.

Los sondeos de reconocimiento realizados en esta primera fase indican resultados de contaminación situados por encima de 1.000 mg/kg de TPH en la mayoría de los sondeos a 10,5 m de profundidad (por encima del nivel freático), llegando incluso a valores de 6.162 y 5.218 mg/kg en el Y-5 entre 11,5 y 12,0 m de profundidad.

Los sondeos Y-4 y Y-6 por el contrario no presentaron contaminación, siendo la concentración mayor obtenida en el Y-6 de 503 mg/kg a 11 m de profundidad.

La fracción volátil analizada en las muestras de suelo indican tantos por ciento comprendidos entre un mínimo de 21% y un máximo de 44%, no detectándose en las muestras en que la concentración de TPH era de menor de 50 mg/kg. El valor medio de porcentaje de fracción volátil presente en la matriz del suelo fue del 31%.

#### ➤ Sondeos de reconocimiento a 75 días

Se llevaron a cabo 3 sondeos de reconocimiento al mes siguiente de la primera fase de reconocimiento, es decir a los 75 días de tratamiento aproximadamente, denominándose Y-7, Y-8 y Y-9, llevándose a cabo del 24 al 30 de septiembre de 1998.

Los resultados obtenidos se detallan en las siguientes tablas:

Tabla VI.74: Resultados obtenidos en el sondeo Y-7

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH (mg/kg)	Fracción Volátil		Matriz del suelo
			(%)	(mg/kg)	
3	4,6	< 50	No detectada	-	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
8,5	4,1	< 50	No detectada	-	Arenas muy gruesas en matriz arcillosa
9,5	129	330	20	66	Arenas muy gruesas en matriz arcillosa
10,3	432	<b>2.137</b>	42	897	Arenas y gravas
11	85,2	< 50	No detectada	-	Arenas muy gruesas en matriz arcillosa
11,5	21,7	6	16	0,96	Cantos y gravas
13,5	0	< 50	No detectada	-	Arcillas verdes
17,5	0	< 50	No detectada	-	Arcillas verdes

Tabla VI.75: Resultados obtenidos en el sondeo Y-8

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH (mg/kg)	Fracción Volátil		Matriz del suelo
			(%)	(mg/kg)	
3,5		< 50	No detectada	-	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
9		< 50	No detectada	-	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
10	124	<b>1.800</b>	35	630	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
10,5	170	<b>4.015</b>	40	1606	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
11	256	<b>6.613</b>	37	2447	Limos arenosos

Tabla VI.76: Resultados obtenidos en el sondeo Y-9

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH (mg/kg)	Fracción Volátil		Matriz del suelo
			(%)	(mg/kg)	
3	3,2	< 50	No detectada	-	Arenas y gravas arcillosas
8	2,1	< 50	No detectada	-	Arcillas arenosas
11,4	166	351	31	109	Cantos y gravas
11,8	241	<b>5.970</b>	38	2269	Cantos y gravas
16,3	2	< 50	No detectada	-	Arcillas
18,3	0,7	< 50	No detectada	-	Arcillas

En el Anejo VI se encuentran las tablas y los gráficos de evolución del TPH y de la fracción volátil con la profundidad (cota absoluta) de las muestras tomadas en todos los sondeos realizados.

Los resultados obtenidos en los sondeos de comprobación realizados a los 75 días de tratamiento, indican concentraciones altas a determinadas profundidades, sin embargo el espesor de suelo contaminado se ve considerablemente reducido.

Se registraron valores de TPH de 5.970 mg/kg a 11,8 m de profundidad en el Y-9 y de 4.015 mg/kg a 10,5, y 6.613 mg/kg 11,0 m en el Y-8 debido a que en el momento de la toma de muestras el nivel freático se encontraba en ese punto o inclusive, como el caso de la

muestra de 6.613 mg/kg y de 5.970 mg/kg por encima, por lo que debido a la existencia de producto libre en flotación en este campo de pruebas la muestra se correspondió con un suelo saturado en hidrocarburo.

La fracción volátil obtenida en estos sondeos osciló entre 16 de mínima a 42% de máxima, con una media de 32,3%, no llegando a detectarse en las muestras en las que no existía contaminación.

➤ Sondeos de reconocimiento a 145 días

Se realizó un único sondeo de reconocimiento, denominado A-8, el 1 de diciembre de 1998, a los 65 días de la segunda fase de reconocimiento. Los resultados se indican a continuación:

**Tabla VI.77: Resultados obtenidos en el sondeo A-8**

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH (mg/kg)	Fracción Volátil		Matriz del suelo
			(%)	(mg/kg)	
4,0	20,5	< 10	No detectada	—	Arenas y gravas
8,5	31,6	< 10	No detectada	—	Arenas y gravas
10,5	182	152	—	—	Arenas y gravas
11,0	202	201	No detectada	—	Arenas y gravas
19,0	280	<10	No detectada	—	Arcillas

Se tomaron muestras de carbón activo en las muestras de suelo tomadas para el laboratorio con el fin de analizar la concentración de TPH presente en los gases volátiles de la matriz del suelo.

**Tabla VI.78: Resultados obtenidos en muestras del gas del suelo del sondeo A-8**

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH		Matriz del suelo
		(mg/m <sup>3</sup> )	ppm	
10,5	182	4.112	709	Arenas y gravas
11	202	690	119	Arenas y gravas

De los resultados obtenidos en este muestreo se obtuvieron valores de TPH menores que los anteriores, con un TPH máximo de 201 mg/kg a 11,0 m de profundidad. En el resto de las muestras tomadas no se detectó presencia de contaminación en ninguna a pesar de que se bajó el límite de detección de TPH a 10 mg/kg.

Sin embargo los valores de TPH en las muestras del gas del suelo dan como resultados unos valores muy superiores en principio con un TPH de 4.112 mg/m<sup>3</sup> en la muestra de 10,5 m y de 600 mg/m<sup>3</sup> en la de 11,0 m, ahora bien, si utilizamos las mismas unidades para comparar los resultados, en ppm, la concentración es más elevada pero no en un grado tan alto como en principio se aprecia, ya que la correspondencia sería de 152 ppm a 709 ppm a 10,5 m, y de 201 ppm a 119 ppm a 11,0 m.

Se realizó un análisis de la contaminación por tramos de 5 metros de profundidad con los resultados de TPH obtenidos para cada una de las fases de reconocimiento realizadas, de este modo se obtiene la media ponderada de la concentración de TPH que existía en relación con la profundidad.

Los resultados obtenidos fueron los siguientes:

**Tabla VI.79: Resultado de TPH (mg/kg) máximo en suelos a los 45 días**

Profundidad	Y1	Y2	Y3	Y4	Y5	Y6	MEDIA*
0 a 5 m	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
5 a 10 m	266	1.032	754	< 50	< 50	< 50	684
10 a 15 m	1.084	3.096	1.082	140	6.162	503	3.081,2
<b>MEDIA TPH (mg/kg)</b>							<b>1.882,6</b>

\* Se ha considerado para la media el valor de 6.613 mg/kg del Y8 y el de 5.970 mg/kg del Y9 por estar situadas las muestras debajo del nivel freático

Como se puede apreciar de la tabla de resultados, en el tramo entre 0 a 5 metros no existe contaminación al estar por debajo de 50 mg/kg de media, en el tramo de 5 a 10 metros fue de 1.032 mg/kg como máximo (684 mg/kg de media), en el tramo entre 10 y 15 metros el valor máximo de TPH fue de 6.162 mg/kg (3.081,2 mg/kg de media), para realizar la media de TPH del tramo se ha considerado las muestras tomadas en el Y8 y en el Y9 situadas por debajo del nivel freático ya que en la fecha del muestreo no se habían visto afectadas por el sistema de aireación. La media global de TPH a los 45 días de tratamiento fue de 1.882,6 mg/kg.

Tabla VI.80: Resultados de suelos a los 75 días

Profundidad	Y7	Y8	Y9	MEDIA
0 a 5 m	< 50	< 50	< 50	< 50
5 a 10 m	330	1.800	< 50	1.065
10 a 15 m	2.137	4.015	351	2.167
15 a 20 m	< 50	< 50	< 50	< 50
<b>MEDIA TPH (mg/kg)</b>				1.616,3

A los 75 días de tratamiento, la máxima de concentración de TPH en suelos en el tramo de 5 a 10 m fue de 1.800 mg/kg (1.065 mg/kg de media), y en el siguiente tramo, de 10 a 15 m, de 4.015 mg/kg (2.167 mg/kg de media), no existiendo contaminación en el primer tramo de 0 a 5 m ni en el último de 15 a 20 m. La media de concentración a los 75 días fue de 1.616,3 mg/kg.

Del mismo modo, para el sondeo realizado a los 145 días de tratamiento, se obtiene :

Tabla VI.81: Resultados de suelos a los 145 días

Sondeo	Máximo valor de TPH registrado por tramo (mg/kg)			
	0 a 5 m	5 a 10 m	10 a 15 m	15 a 20 m
<b>A-8</b>	<10	<10	201	<10

Los valores obtenidos por tramo se consideran los medios por tramo al realizarse únicamente un sondeo de comprobación. La media de TPH a los 140 días se considera como 201 mg/kg.

En la siguiente tabla se puede observar la comparación entre el TPH máximo inicial y el obtenido en durante las fases de reconocimiento a distintas profundidades:

Tabla VI.82: TPH máximo en suelos a lo largo del tiempo de tratamiento

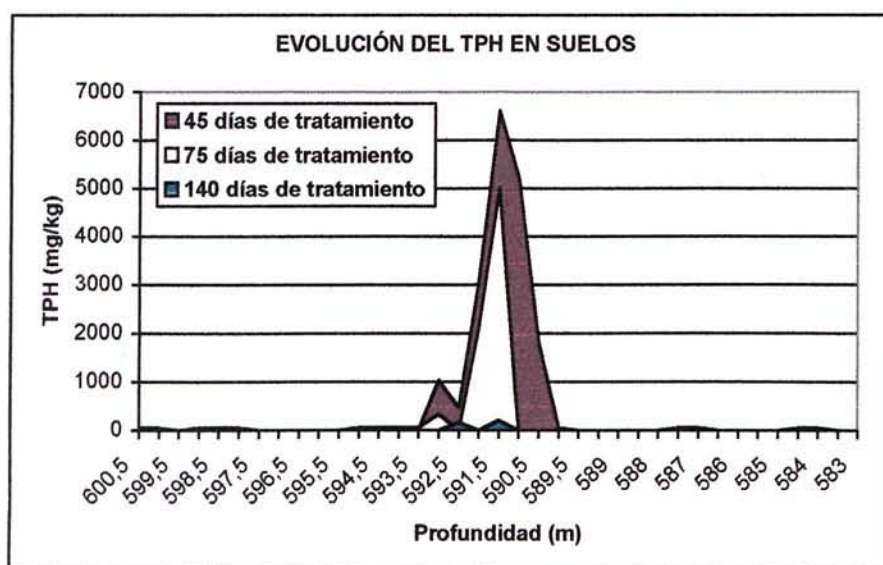
PROFUNDIDAD (m)	TPH inicial (mg/kg)	TPH a los 45 días (mg/kg)	TPH a 75 días (mg/kg)	TPH a los 145 días (mg/kg)
0 a 5	–	<50	<50	<10
5 a 10	–	1.032	1.800	<10



PROFUNDIDAD (m)	TPH inicial (mg/kg)	TPH a los 45 días (mg/kg)	TPH a 75 días (mg/kg)	TPH a los 145 días (mg/kg)
10 a 15	15.022	6.613	5.970	201
15 a 20	–	–	<50	<10

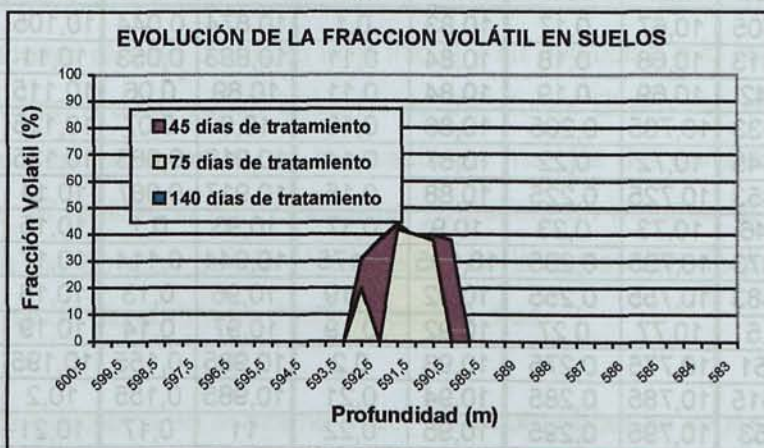
Los gráficos de evolución de TPH con la profundidad (cota absoluta) indican la existencia de una disminución de la concentración del TPH en la zona del suelo contaminada con el tiempo, y una reducción del espesor de suelo contaminado:

Fig. VI.39: Evolución del TPH con la profundidad durante el tiempo de tratamiento



Sin embargo, la evolución de la fracción volátil existente en la matriz del suelo de las muestras analizadas no es tan clara, existiendo una ligera disminución entre la primera y la segunda fase de reconocimiento y disminuyendo de forma drástica en la última, tal y como se puede observar en el gráfico siguiente:

Fig. VI.40: Evolución de la fracción volátil con el sistema de tratamiento



**VI.2.1.13. Resultados de los ensayos de bombeo**

El 21 de julio de 1998 se realizó un ensayo de bombeo desde el pozo D-2, durante un período de 6,5 horas, con las siguientes características:

- Caudal de Bombeo (Q) = 49,6 m<sup>3</sup>/d (aprox. 2,1 m<sup>3</sup>/h)
- Tiempo de bombeo (t) = 390 minutos
- Descenso en el pozo de bombeo (d) = 0,53 m

Así mismo, se realizó un seguimiento de los niveles piezométricos en los pozos de alrededor, C-2L, E-2L, C-3C, y P-6C, prestando especial interés en los que se encuentran alineados según la dirección del flujo subterráneo y situados aguas arriba del D-2.

La interpretación del ensayo de bombeo se encuentra en el Apdo. VII.2.1.1. Parámetros hidrogeológicos. Los datos del ensayo se recogen en las siguientes tablas:

Tabla VI.83: Registro de niveles freáticos y descensos en la prueba de bombeo en el pozo D-2.

Tiempo	D-2		C-2L		E-2L		C-3C		P-6C			
	N.F.	Desc.	N.F.	Desc.	N.F.	Desc.	N.F.	Desc.	N.P.L.	N.F.	Desc.	Esp- P.L.
0	10,79	0	10,5	0	10,73	0	10,83	0	10,07	10,98	0	0,91
1	11,1	0,31	10,58	0,08	10,75	0,02	10,83	0	10,07	10,98	0	0,91
2	11,12	0,33										
3	11,135	0,345	10,605	0,105	10,77	0,04	10,83	0	10,07	10,98	0	0,91
4	11,14	0,35										
5	11,15	0,36	10,63	0,13	10,78	0,05	10,835	0,005	10,08	10,99	0,01	0,91
7	11,16	0,37	10,64	0,14	10,79	0,06	10,84	0,01	10,08	10,99	0,01	0,91
10	11,17	0,38	10,65	0,15	10,8	0,07	10,85	0,02	10,09	10,995	0,015	0,905
15	11,185	0,395	10,66	0,16	10,82	0,09	10,87	0,04	10,1	11,02	0,04	0,92



Tiempo	D-2		C-2L		E-2L		C-3C		P-6C			
	N.F.	Desc.	N.F.	Desc.	N.F.	Desc.	N.F.	Desc.	N.P.L.	N.F.	Desc.	Esp- P.L.
20	11,195	0,405	10,67	0,17	10,83	0,1	10,874	0,044	10,105	11,025	0,045	0,92
25	11,203	0,413	10,68	0,18	10,84	0,11	10,883	0,053	10,11	11,03	0,05	0,92
30	11,21	0,42	10,69	0,19	10,84	0,11	10,89	0,06	10,115	11,04	0,06	0,925
40	11,223	0,433	10,705	0,205	10,86	0,13	10,9	0,07	10,125	11,065	0,085	0,94
50	11,235	0,445	10,72	0,22	10,87	0,14	10,913	0,083	10,135	11,08	0,1	0,945
60	11,243	0,453	10,725	0,225	10,88	0,15	10,917	0,087	10,14	11,09	0,11	0,95
75	11,25	0,46	10,73	0,23	10,9	0,17	10,93	0,1	10,15	11,1	0,12	0,95
90	11,263	0,473	10,735	0,235	10,905	0,175	10,944	0,114	10,17	11,105	0,125	0,935
120	11,273	0,483	10,755	0,255	10,92	0,19	10,96	0,13	10,18	11,12	0,14	0,94
150	11,29	0,5	10,77	0,27	10,92	0,19	10,97	0,14	10,19	11,13	0,15	0,94
180	11,3	0,51	10,775	0,275	10,93	0,2	10,985	0,155	10,195	11,14	0,16	0,945
210	11,305	0,515	10,785	0,285	10,94	0,21	10,985	0,155	10,2	11,145	0,165	0,945
275	11,32	0,53	10,795	0,295	10,95	0,22	11	0,17	10,21	11,16	0,18	0,95
330	11,323	0,533	10,8	0,3	10,95	0,22	11	0,17	10,215	11,165	0,185	0,95
390	11,328	0,538	10,805	0,305	10,955	0,225	11,006	0,176	10,22	11,17	0,19	0,95

N.F.: Nivel freático; Desc.: descenso; N.P.L.: Nivel producto libre; Esp. P.L.: Espesor producto libre

Por último, y una vez detenida la extracción de agua, se tomaron las medidas de recuperación o evolución del ascenso de niveles en el pozo D-2, para su posterior análisis e interpretación.

Tabla VI.84: Registro de medidas en el ensayo de bombeo del pozo D-2.

Tiempo	$(t-t')/t$	D-2	Descenso Residual D-2
	(minutos)		(m)
N.Piez.Inicial		10,79	
N.Piez.Final		11,328	0,538
0,5	781,00	11,07	0,28
1	391,00	11,04	0,25
2	196,00	11,01	0,22
3	131,00	10,99	0,2
4	98,50	10,98	0,19
5	79,00	10,97	0,18
7	56,71	10,965	0,175
9	44,33	10,96	0,17
12	33,50	10,95	0,16
16	25,38	10,945	0,155
20	20,50	10,935	0,145
25	16,60	10,92	0,13
30	14,00	10,915	0,125
40	10,75	10,91	0,12
50	8,80	10,9	0,11
60	7,50	10,895	0,105
80	5,88	10,885	0,095
110	4,55	10,87	0,08
140	3,79	10,865	0,075

### VI.2.1.14. Resultados de los ensayos de bail-down

Para calcular el espesor real de producto libre inicial y su evolución a lo largo del tiempo de tratamiento, se llevaron a cabo varios ensayos de bail-down. El primero de ellos se llevó a cabo el 12 de junio de 1998, antes de la puesta en marcha del campo de pruebas; los sucesivos ensayos se realizaron con el sistema ya puesto en marcha, el segundo el 5 de octubre de 1998, a los 80 días desde el comienzo de la extracción de producto libre y el tercero y último, el 18 de diciembre de 1998, a los 154 días.

Los tres ensayos se realizaron en el mismo pozo, para comprobar su evolución a lo largo del tiempo. El pozo elegido fue el pozo de investigación P-6C, que se encuentra situado a 8 m del ramal I del campo de pruebas. Los resultados de los ensayos de bail-down se resumen en la tabla siguiente:

Tabla VI.85: Evolución de los espesores real de producto (P-6C)

	Inicial	80 días	154 días
Espesor real producto libre	6 cm	8 cm	4 cm

#### a) Primer ensayo de bail-down

Los resultados se encuentran recogidos en las siguientes tabla:

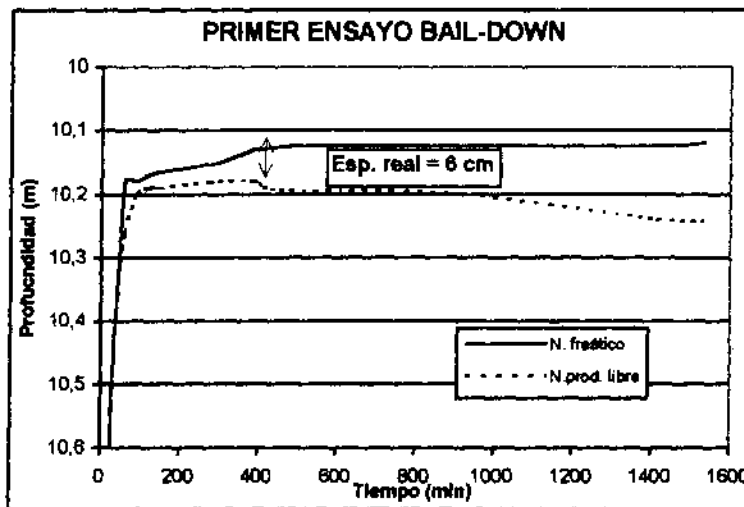
Tabla VI.86: Primer ensayo de bail-down (12-06-98)

Tiempo (min)	N. Prod. libre (m)	Nivel freático (m)	Esp. apar. prod. libre (cm)
0		12,73	0
1		12,57	0
2		12,38	0
3		12,22	0
4		12,18	0
5	12,14	12,15	1
10	11,51	11,53	2
15	11,12	11,14	2
20	10,83	10,85	2
25	10,62	10,64	2
30	10,48	10,505	2,5
45	10,32	10,34	2
60	10,18	10,26	8
90	10,18	10,2	2
120	10,17	10,19	2

Tiempo (min)	N. Prod. libre (m)	Nivel freático (m)	Esp. apar. prod. libre (cm)
150	10,165	10,19	2,5
210	10,16	10,185	2,5
300	10,15	10,18	3
390	10,13	10,18	5
415	10,13	10,19	6
480	10,125	10,195	7
900	10,125	10,199	7,4
1415	10,125	10,24	11,5
1530	10,12	10,243	12,3

Situando en un gráfico la evolución del nivel de producto libre y del freático en el tiempo, se obtiene dos curvas de evolución en las cuales, el punto de inflexión que indica el descenso del nivel freático por la presencia del producto, determina el espesor real de producto existente. En este caso, el producto libre inicial fue de 6 cm.

Fig. VI.41: Espesor real inicial de producto libre



b) Segundo ensayo de bail-down

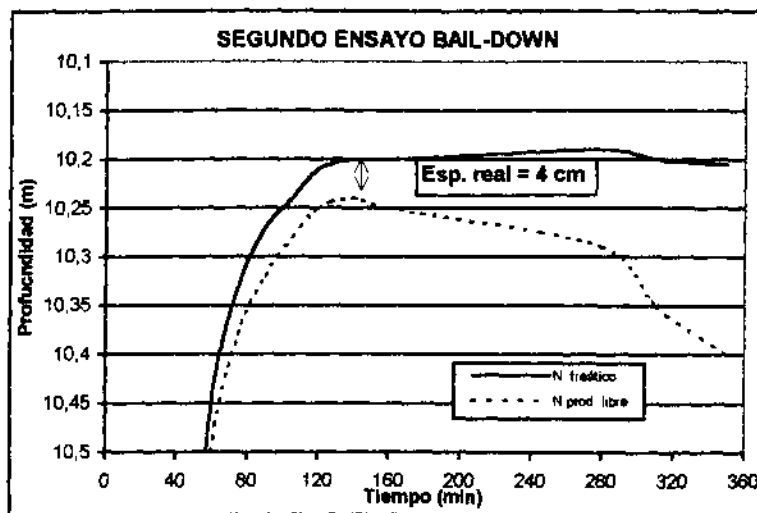
El segundo ensayo de baildown dio como resultado una disminución del espesor de producto libre, con 4 cm, tal y como se determina a continuación:

Tabla VI.87: Resultados del segundo ensayo de bail-down (5-10-98)

Tiempo (min)	N. Prod libre (m)	Nivel freático (m)	Esp. apar.prod. libre (cm)
0		13,71	
1	13,57	13,58	1,0

Tiempo (min)	N. Prod libre (m)	Nivel freático (m)	Esp. apar.prod. libre (cm)
2	13,41	13,43	2,0
3	13,31	13,33	2,0
4	13,19	13,21	2,0
5	13,05	13,08	3,0
10	12,66	12,68	2,0
15	12,3	12,32	2,0
20	11,98	12,01	3,0
25	11,67	11,7	3,0
30	11,32	11,33	1,0
45	10,77	10,79	2,0
60	10,45	10,5	5,0
75	10,33	10,38	5,0
90	10,27	10,32	5,0
105	10,24	10,28	4,0
120	10,21	10,25	4,0
140	10,2	10,24	4,0
160	10,2	10,25	5,0
280	10,19	10,29	10,0
310	10,2	10,35	15,0
350	10,205	10,4	19,5

Fig. VI.42: Espesor real de producto libre a los 80 días de tratamiento



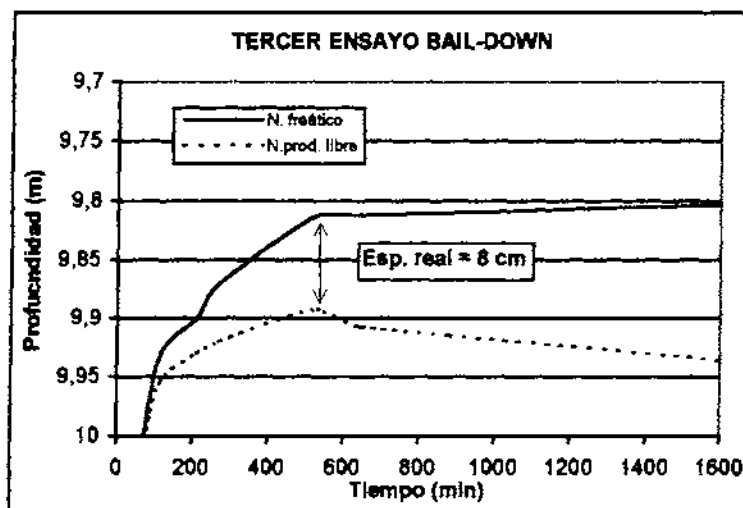
c) Tercer ensayo de bail-down

El tercer y último ensayo realizado, se llevó a cabo casi al final del tratamiento, obteniéndose un espesor real de 8 cm.

Tabla VI.88: Resultados del tercer ensayo de bail-down (18-12-98)

Tiempo (min)	N. Prod libre (m)	Nivel freático (m)	Esp. apar.prod. libre (cm)
0	-	11,1	0,0
1	-	11,02	0,0
2	10,95	10,955	0,5
3	10,92	10,925	0,5
4	10,86	10,865	0,5
5	10,821	10,825	0,4
10	10,615	10,62	0,5
15	10,487	10,5	1,3
20	10,38	10,39	1,0
25	10,3	10,31	1,0
30	10,23	10,24	1,0
45	10,11	10,12	1,0
60	10,035	10,05	1,5
90	9,965	9,98	1,5
125	9,925	9,95	2,5
210	9,9	9,93	3,0
270	9,87	9,92	5,0
530	9,812	9,892	8,0
650	9,812	9,907	9,5
1970	9,8	9,95	15,0
2150	9,8	9,99	19,0
2330	9,8	10	20,0

Fig. VI.43: Espesor real de producto a los 154 días del tratamiento



### **VI.3.1.15. Resultados del ensayo de inyección de aire**

Se llevaron a cabo siete pruebas de inyección de aire con el fin de conocer de forma individual y en conjunto el caudal de paso de aire en el suelo, tanto por la capa de gravas como por la capa de arcillas arenosas.

Los pozos de inyección cortos tenían los filtros de paso del aire enfrentados con las arcillas arenosas, capa donde se encontraba el suelo contaminado y el producto libre sobre el nivel freático. En la capa inferior, correspondiente a las gravas se situaron los pozos de inyección largos. Por tanto, existieron dos tipos de inyección, la aplicada a la zona de suelo contaminada, en las arcillas arenosas (pozos cortos) y la suministrada en la capa de gravas (pozos largos). Los pozos de inyección cortos y largos se encontraban ubicados a una distancia de 70 cm uno respecto a otro.

Las pruebas realizadas estuvieron enfocadas para conocer qué caudal de inyección que fue introducido en ambas capas de forma individual por pozo, para hacer una apreciación del volumen de aire inyectado por pozo, así como estudiar los efectos que se producen en las inmediaciones del pozo, y el radio de influencia, la interpretación de los ensayos se encuentran en el Apdo. VII.2.3.4.6. Radios de influencia respecto a la inyección de aire.

Los resultados de las pruebas se indican a continuación:

#### 1ª prueba de inyección:

La prueba consistió en la inyección de aire en el pozo E-12L durante un periodo de tiempo, instalando un caudalímetro en la boca del pozo de inyección E-12L para conocer el caudal de aire que en principio entra hacia el pozo.

La extracción en los pozos del ramal I y del ramal D se desconectaron, salvo en los pozos más cercanos, en el pozo D-2 y el I-2, donde se mantuvo la extracción conectada. La extracción se desconectó en el I-2 por problemas técnicos al inicio de la prueba. Los resultados se encuentran recogidos en la siguiente tabla:



**Tabla VI.89: Resultados de la 1ª prueba de inyección**

Hora	Tiempo (min)	Q inyección (m³/hora)		
		E-12 L	D-2	I-2
Inicial	-	40	60	48
13:10	t=0	40	75	55
13:20	t= 10	65	75	-
13:30	t=20	65	75	-
13:35	t=25	70	75	-
13:50	t=40	70	75	-

2ª prueba de inyección

La prueba consistió en la inyección de aire en el E-12C, con los pozos de extracción desconectados salvo el D-2.

Los resultados se encuentran recogidos en la siguiente tabla:

**Tabla VI.90: Resultados de la 2ª prueba de inyección**

Hora	Tiempo (min)	Q inyección (m³/hora)	
		E-12 C	D-2
Inicial	-	-	60
14:05	t=0	55	70
14:15	t= 10	60	70

3ª Prueba de inyección

Consistió en la inyección de aire en el pozo E-12L manteniendo la extracción desconectada en todos los pozos, con el fin de ver cómo varía el caudal de entrada de aire en el pozo cuando no existe extracción de aire.

Se tomó registro de la evolución de los niveles freáticos en los pozos de extracción de los dos ramales y en los pozos de inyección E-12L y E-12C.

Los resultados se encuentran recogidos en la siguiente tabla:

**Tabla VI.91: Resultados de la 3ª prueba de inyección**

Hora	Tiempo (min)	Q inyección (m³/hora)
		E-12 L
Inicial*	-	40
12:25	t=0	45
12:30	t= 5	65
12:40	t=10	90
12:50	t=25	90

Así mismo se registró la evolución de los niveles freáticos en las pozos de alrededor:

**Tabla VI.92: Resultados de niveles freáticos de los pozos correspondientes a la 3ª prueba.**

Tiempo (min)	E-2L	E-2C	D-1	D-2	I-2	I-3	I-1	C-1c	C-2c	C-3c	C-4c	E-1c
Inicial	12,87	seco	13,57 (1)	13,18	12,0	11,89	12,83 (10)	seco	seco	seco	seco	seco
T=10	-	seco	13,55 (1)	Seco	12,1	11,90 (3)	12,77	seco	seco	seco	seco	seco
T=30	-	seco	13,66 (1)	seco	12,21 (13)	11,90 (14)	12,81 (14)	seco	seco	seco	seco	seco

\*Entre paréntesis el espesor aparente de producto libre

4ª prueba de inyección

En esta prueba se inyectó aire en el pozo E-12C y se midió el caudal de aire que se producía en el pozo de inyección largo E-12L, instalando para ello un caudalímetro en la boca de dicho pozo.

Los resultados se indican a continuación:

**Tabla VI.93: Resultados de la 4ª prueba de inyección**

Hora	Tiempo (min)	Q inyección (m³/hora)	Caudal observado (m³/hora)
		E-12 C	E-12L
Inicial	-	60	0
16:00	t=0	60	5
16:05	T=5	65	5
16:15	t= 10	70	5

Se tomó registro de la evolución de los niveles freáticos en los pozos de extracción de los dos ramales y en los pozos de inyección E-12L .

**Tabla VI.94: Resultados de niveles freáticos de los pozos correspondientes a la 4ª prueba.**

Tiempo (min)	E-2L	E-2C	D-1	D-2	I-2	I-3	I-1	C-1c	C-2c	C-3c	C-4c	E-1c
Inicial	12,87	seco	13,47 (1)	13,18	12,0	11,89	12,83 (10)	seco	seco	seco	seco	seco
T=10	12,86	seco	13,47 (1)	13,16	12,5	11,90	12,83 (10)	seco	seco	seco	seco	seco

\*Entre paréntesis el espesor aparente de producto libre

**5ª prueba de inyección**

El ensayo de inyección se llevó a cabo en los 4 pozos de inyección cortos a la vez, para conocer el caudal total de inyección aplicado en la capa de arcillas arenosas.

El ensayo se realizó con la extracción de aire conectada en todos los pozos de ambos ramales y también sin vacío. Para ello se colocaron tres caudalímetros de entrada a lo largo de la línea de pozos de inyección para registrar las pérdidas de carga.

Los resultados son los siguientes:

**Tabla VI.95: Resultados de la 5ª prueba de inyección**

Observaciones	Q <sub>1</sub> (m <sup>3</sup> /hora)	Q <sub>2</sub> (m <sup>3</sup> /hora)	Q <sub>3</sub> (m <sup>3</sup> /hora)	Q <sub>total</sub> (m <sup>3</sup> /hora)
Con vacío	100	75	52	227
Sin vacío	95	75	52	222

**6ª prueba de inyección**

El ensayo de inyección se llevó a cabo en los 4 pozos de inyección largos a la vez, para conocer el caudal total de inyección aplicado en la capa de gravas.

El ensayo se realizó con la extracción de aire conectada en todos los pozos de ambos ramales y también sin vacío.

Para ello se colocaron tres caudalímetros de entrada a lo largo de la línea de pozos de inyección para registrar las pérdidas de carga.

Los resultados son los siguientes:

**Tabla VI.96: Resultados de la 6<sup>a</sup> prueba de inyección**

Observaciones	Q <sub>1</sub> (m <sup>3</sup> /hora)	Q <sub>2</sub> (m <sup>3</sup> /hora)	Q <sub>3</sub> (m <sup>3</sup> /hora)	Q <sub>total</sub> (m <sup>3</sup> /hora)
Con vacío	80	70	32	182
Sin vacío	80	65	32	177

### 7<sup>a</sup> prueba de inyección

El ensayo de inyección se llevó a cabo en los 4 pozos de inyección largos y dos cortos a la vez, para conocer el caudal total de inyección aplicado.

El ensayo se realizó con la extracción de aire conectada en todos los pozos de ambos ramales y también sin vacío.

Para ello se colocaron tres caudalímetros de entrada a lo largo de la línea de pozos de inyección para registrar las pérdidas de carga.

Los resultados son los siguientes:

**Tabla VI.97: Resultados de la 7<sup>a</sup> prueba de inyección**

Observaciones	Q <sub>1</sub> (m <sup>3</sup> /hora)	Q <sub>2</sub> (m <sup>3</sup> /hora)	Q <sub>3</sub> (m <sup>3</sup> /hora)	Q <sub>total</sub> (m <sup>3</sup> /hora)
Con vacío	100	60	80	240
Sin vacío	98	60	77	235

### VI.2.2. Resultados del CAMPO DE PRUEBAS N° 2

El campo de pruebas n° 2 se puso en marcha el 6 de julio de 1998, y se mantuvo en funcionamiento hasta el 12 de enero de 1999, con un total de 190 días de funcionamiento.

El estado del arte del funcionamiento del Campo de Pruebas n° 2 se resume en la siguiente tabla:

Tabla VI.98: Estado del Arte del Campo de Pruebas n° 2

TRATAMIENTO	FECHA	Nº DIAS DE TRATAMIENTO	DIAS DE DURACIÓN
Inicio	6-07-98	0	-
Final	12-01-99	190	-
CONTROL Y SEGUIMIENTO	7-07-98 al 12-01-99	Del 0 <sup>o</sup> al 190 <sup>o</sup>	190 días
EXTRACCIÓN DE VAPORES	7-07-98 al 12-01-99	Del 0 <sup>o</sup> al 190 <sup>o</sup>	190 días
INYECCIÓN DE AIRE	20-07-98 al 12-08-98	Del 14 <sup>o</sup> al 38 <sup>o</sup>	24 días
	14-09-98 al 2-12-98	Del 71 <sup>o</sup> al 150 <sup>o</sup>	79 días
	10-12-98 al 12-01-98	Del 158 <sup>o</sup> al 191 <sup>o</sup>	33 días
BOMBEO DE AGUA	7-07-98 al 23-07-98	Del 0 <sup>o</sup> al 17 <sup>o</sup>	16 días
	1-08-98 al 13-10-98	Del 27 <sup>o</sup> al 100 <sup>o</sup>	73 días
	14-10-98 al 12-01-98	Del 101 <sup>o</sup> al 191 <sup>o</sup>	90 días

Las medidas de campo tomadas así como los resultados obtenidos se detallan a continuación.

#### VI.2.2.1. Resultados de Compuestos Orgánicos Volátiles

Se realizó un seguimiento continuo de la evolución de los Compuestos Orgánicos Volátiles a lo largo del tiempo en que estuvo en marcha el sistema de tratamiento, obteniendo el registro de la concentración de COV's en un total de 190 días. En un principio, las medidas se realizaron de forma diaria, pasando después a 3 tomas por semana.

El sistema se puso en marcha el 6 de julio de 1998 a las 10:00 horas, registrando la primera medida al día siguiente ya que le sistema de extracción de vapores se conectó al mismo

tiempo que el bombeo del agua subterránea, y la última toma de muestras se realizó el 11 de enero de 1999, a los 189 días de tratamiento.

Se tomaron dos tipos de medidas de COV's, una primera a la salida en conjunto de todos los pozos que formaban cada ramal, es decir en el ramal I, o conjunto I, a los pozos situados aguas arriba de la zona de pruebas, y ramal D, o conjunto D, a los pozos ubicados aguas debajo en todo el periodo del tratamiento (190 días); y una segunda de forma individual a cada uno de los pozos de extracción de ambos ramales, en la fase inicial del tratamiento y por un periodo de 122 días de tratamiento hasta el 5 de noviembre de 1998.

Las tablas de las medidas realizadas y los gráficos de evolución COV's (conjunto ramal I y conjunto ramal D) respecto al tiempo de tratamiento, y las curvas de comparación de los conjuntos I y D y pozos individuales se encuentran en el Anejo IV.

Los resultados de COV's observados se subrayan a continuación:

#### VI.2.2.1.1. Medidas iniciales

Se tomaron las medias iniciales de concentración de COV's a la salida del conjunto I y D, y de forma individual durante los primeros días de puesta en marcha de la extracción de vapores para ver la evolución de la concentración en el tiempo.

Se llevó a cabo el control y seguimiento de la concentración de COV's durante aproximadamente 24 horas en los días 15 y 16 de julio para observar las fluctuaciones de concentración de volátiles.

Los resultados de las medidas iniciales de COV's en los conjuntos I y D se indican a continuación:

- La tendencia evolutiva en las primeras horas de extracción de vapores (13 días) en ambos ramales son similares.
- La concentración de COV's en el conjunto D es mayor que en el conjunto I en todo momento.

- El primer valor registrado de COV's, a las 24 horas de funcionamiento fue de 572 ppm en el conjunto I y de 210 ppm en el conjunto D.
- El valor de COV's mayor obtenido en el conjunto I se registró aproximadamente a las 70 horas de tratamiento con 878 ppm, al igual que en el conjunto D, con 399 ppm.
- Los valores de menor concentración se obtuvieron a las 123 horas con 340 ppm en el ramal I y a las 130 horas en el conjunto D con 171 ppm, coincidiendo con que la extracción de vapores en esos momentos en el ramal D estuvo desconectada.
- Los "picos" de concentración se producen de similar forma en ambos conjuntos a la vez, con una disposición similar dentro de su rango evolutivo, con una diferencia de rango entre ambos ramales de aproximadamente 400 ppm.
- A las dos días de tratamiento existe una parada de 1 hora de la extracción de vapores por motivos técnicos, donde se observa una disminución de la concentración de COV's en ambos ramales
- Existe otro paro de aproximadamente 24 horas entre los días 10 y 11 de julio en el ramal D por cambio de bombas, y en donde se aprecia una disminución en la concentración de COV's en el ramal I.
- En el momento de conectarse nuevamente el ramal D se produce un incremento de la concentración de COV's no sólo en el ramal D si no también se observa un incremento en el conjunto I.
- La tendencia de concentración es creciente por lo general, salvo en momentos donde el bombeo de agua subterránea se encuentra desconectado en donde la tendencia es claramente decreciente.

Fig. VI.45: Evolución de COV's iniciales en conjunto I y D

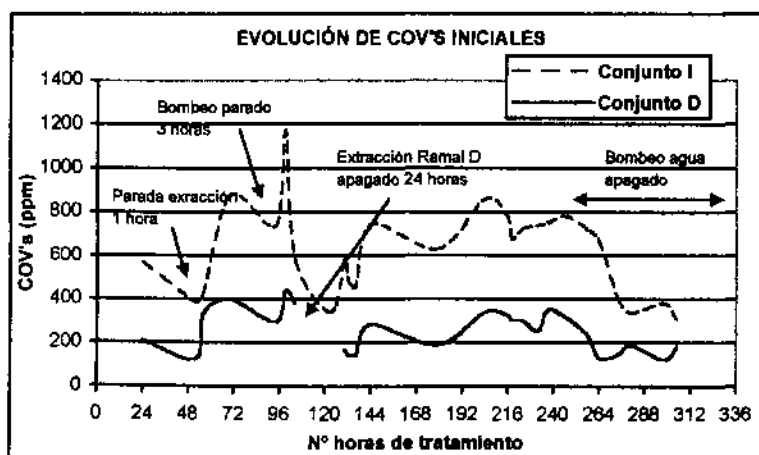


Tabla VI.99: Registro de las concentración inicial de COV's en el campo de pruebas nº 2

Fecha	Hora	Nº horas de tratamiento	COV's (ppm)		Observaciones
			Conjunto I	conjunto D	
7/07/98	10:00	24	572	210	Bombeo agua, no inyección
8/07/98	14:00	52	385	125	Parada previa de 1 hora
8/07/98	18:00	56	429	335	Bombeo agua, no inyección
9/07/98	8:00	70	878	399	Bombeo agua, no inyección
10/07/98	8:00	94	740	295	Bombeo agua parado 3 h, no inyección
10/07/98	13:00	99	1170	738	Bombeo agua, no inyección
10/07/98	18:00	104	587	381	Bombeo agua, no inyección
11/07/98	13:00	123	340	-	Ramal D apagado
11/07/98	20:00	130	580	171	Bombeo agua, no inyección
11/07/98	22:00	132	489	145	Bombeo agua, no inyección
12/07/98	0:00	134	462	145	Bombeo agua, no inyección
12/07/98	2:00	136	454	143	Bombeo agua, no inyección
12/07/98	10:00	144	745	285	Bombeo agua, no inyección
13/07/98	21:00	179	630	190	Bombeo agua, no inyección
14/07/98	22:00	204	858	340	Bombeo agua, no inyección
15/07/98	10:00	216	778	326	Bombeo agua, no inyección
15/07/98	13:00	218	676	304	Bombeo agua, no inyección
15/07/98	17:00	222	730	310	Bombeo agua, no inyección
16/07/98	8:00	237	751	351	Bombeo agua, no inyección
16/07/98	18:00	247	780	314	Bombeo agua parado, no inyección
17/07/98	4:00	258	720	233	Bombeo agua parado, no inyección
17/07/98	10:00	264	884	130	Bombeo agua parado, no inyección
18/07/98	2:00	274	402	147	Bombeo agua parado, no inyección
18/07/98	9:00	281	336	188	Bombeo agua parado, no inyección
19/07/98	2:00	298	380	122	Bombeo agua parado, no inyección
19/07/98	9:00	305	308	181	Bombeo agua parado, no inyección

Se hizo un seguimiento de la concentración de COV's entre los días 14 y 15 de julio, tomando medidas en ambos conjuntos cada tomando 10 medidas en aproximadamente 24

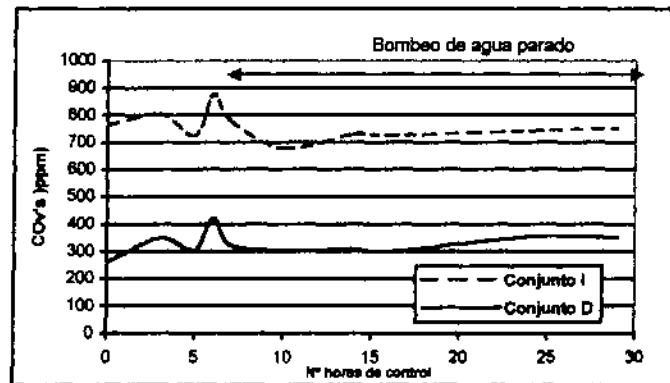


horas de forma discontinua, observando la variación de la concentración de COV's en "picos" de mayor o menor concentración dentro de la tendencia general, y en función de si el bombeo de agua estaba conectado o apagado (en todo momento la inyección de aire se encontró desconectada):

Tabla VI.100: Prueba de control de COV's de 24 horas

Fecha	Hora	Nº horas de control	COV's (ppm)		Bombeo de agua
			Conjunto I	conjunto D	
15/07/98	3:00	0	763	261	Si
15/07/98	6:00	3	804	350	Si
15/07/98	8:00	5	723	306	Si
15/07/98	9:00	6	875	422	Si
15/07/98	10:00	7	778	326	No
15/07/98	13:00	10	676	304	No
15/07/98	17:00	14	730	310	No
15/07/98	19:00	16	725	300	No
16/07/98	3:00	24	740	354	No
16/07/98	8:00	29	751	351	No

Fig. VI.46: Evolución de los COV's durante el control de 24 horas



De la prueba se pueden destacar:

- La tendencia evolutiva es similar en ambos ramales en todo momento aunque con un rango de concentración menor en el conjunto D.
- La oscilación entre "picos" máximos y "mínimos de concentración son mayores, en tomo a 200 ppm en el conjunto I y de 100 ppm en el conjunto D, cuando existe bombeo de agua en esos momentos.

- El rango de oscilación de COV's cuando cesa el bombeo de agua se ve paulatinamente disminuido con variaciones de menores de 20 ppm en ambos conjuntos.

Así mismo, se tomó el registro de las medidas de COV's iniciales de forma individual para cada uno de los pozos que conforman cada ramal, (los tablas de resultados y los gráficos de evolución se encuentran en el Anejo III), obteniéndose los siguientes resultados:

- La tendencia evolutiva de concentración de COV's de los pozos de ambos ramales de forma individual es similar a la que siguen tanto el conjunto I como del D.
- El pozo de mayor concentración en el ramal D es el D-1, con una concentración por encima de la del conjunto D, y el pozo de menor concentración es el D-5.
- La tendencia evolutiva de máxima concentración en los pozos del ramal I en las primeras horas de tratamiento es: I-4 > I-3 > I-5 > I-2 > I-1.
- La tendencia evolutiva de concentración de COV's en el ramal D a priori es: D-1 > D-2 > D-3 > D-4 > D-5.
- En el ramal I el pozo de mayor concentración de COV's es el I-4 y el I-3, y el de menor concentración es el I-1.
- En todos los pozos del ramal I se observa una disminución de la concentración de COV's entre las 104 y las 160 horas de tratamiento, coincidiendo con que la extracción del ramal D se encontraba parado.

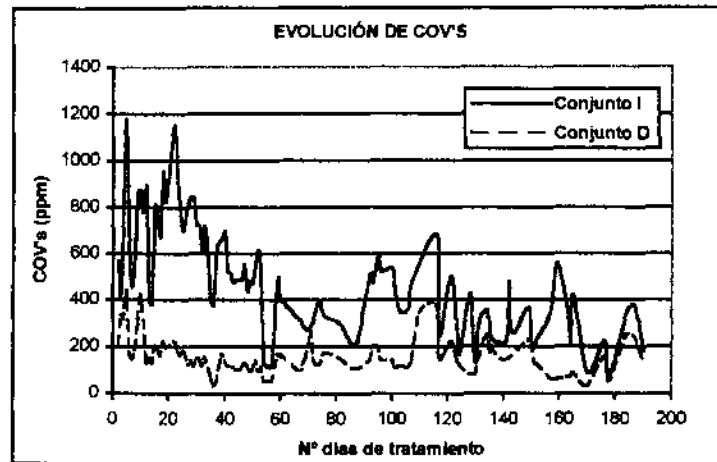
#### VI.2.2.1.2. Medidas de conjunto

En los gráficos de evolución de los COV's de los conjuntos de los ramales I y D a lo largo de todo el tiempo de tratamiento, se observan los siguientes puntos:

- Existe una tendencia decreciente de la concentración de COV's en ambos ramales, sin embargo la pendiente es más acusada en el ramal I que en el D.

- La concentración de COV's en el ramal I, aguas arriba, fue mayor que en el ramal D, aguas abajo.
- Dentro de la tendencia evolutiva decreciente de ambos ramales existieron "picos" de subidas y bajadas de concentración de COV's a lo largo del tiempo de tratamiento.
- La concentración inicial en el conjunto I fue de 572 ppm y de 180 ppm al final del tratamiento, y de 210 ppm y 135 ppm la concentración inicial y final, respectivamente, en el conjunto D.
- Los COV's se fueron incrementando de forma suave en el conjunto D los primeros 10 días, con concentraciones máximas de 438 ppm y 422 ppm, para luego descender de forma suave hasta los 70 días donde se produce un ligero incremento de la concentración con 264 ppm, encontrándose posteriormente un "pico" máximo de concentración a los 116 días de 376 ppm, para continuar hasta el final del tratamiento con una concentración media de aproximadamente 200 ppm hasta el final del tratamiento para terminar a los 189 días de tratamiento con 135 ppm.
- En el conjunto I los COV's se fueron incrementando de forma más acusada que en el conjunto D, obteniéndose el pico de máxima concentración a los 5 días de tratamiento con 1.170 ppm, y a los 22 días con 957 ppm, para después descender de forma muy acusada hasta el día 87, donde se produce una nueva subida de COV's, obteniéndose la mayor concentración el día 116 con 680 ppm, para descender nuevamente la concentración de COV's con la aparición de numerosos "picos" de oscilación de la concentración más acentuados que en el conjunto I, con un nuevo "pico" máximo a los 159 días con 558 ppm. La concentración final de COV's fue de 180 ppm.
- El máximo valor registrado en el conjunto I fue de 1.170 ppm y el conjunto D de 438 ppm, con un promedio de 483,0 ppm para el conjunto I y de 154,4 para el conjunto D. Así mismo, los valores mínimos de COV's en el conjunto I fueron de 76 ppm y para el conjunto D de 32 ppm.

**Fig. VI.47: Evolución de COV's en los conjuntos I y D**



A lo largo del tratamiento, por tanto, se observaron “picos” o subidas y bajadas de concentración de COV's, siendo los más destacables los que se indican a continuación:

**Tabla VI.101: Valores máximos de COV's en ramal I**

Fecha	Nº días tratamiento	Diferencia días	COV'S máximos (ppm)
10-07-98	5	0	1.170
14-08-98	40	35	697
17-09-98	74	34	398
8-10-98	95	21	596
29-10-98	116	21	680
24-11-98	142	26	479
11-12-98	159	17	558
8-01-99	187	28	375

**Tabla VI.102: Valores mínimos de COV's en ramal I**

Fecha	Nº días tratamiento	Diferencia días	COV'S mínimos (ppm)
8-07-98	3	3	429
10-08-98	36	33	375
30-08-98	56	20	110
30-09-98	87	31	214
30-10-98	117	30	250
12-11-98	130	13	130
3-12-98	151	21	194
30-12-98	178	27	53

Fig. VI.48: Picos máximos y mínimos en el ramal I

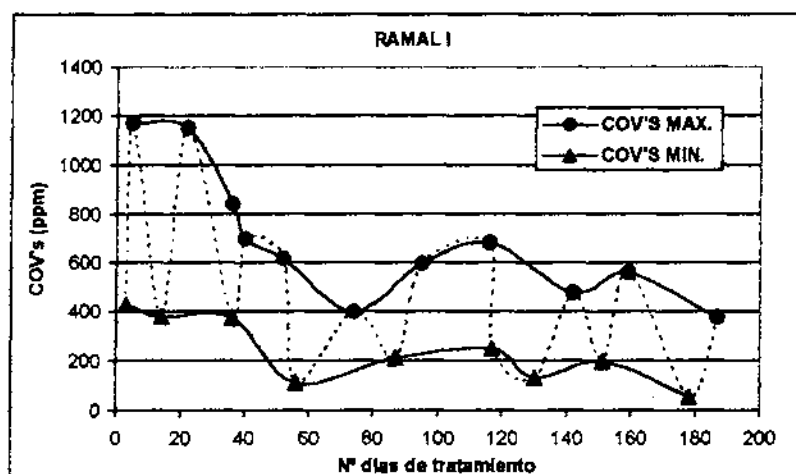


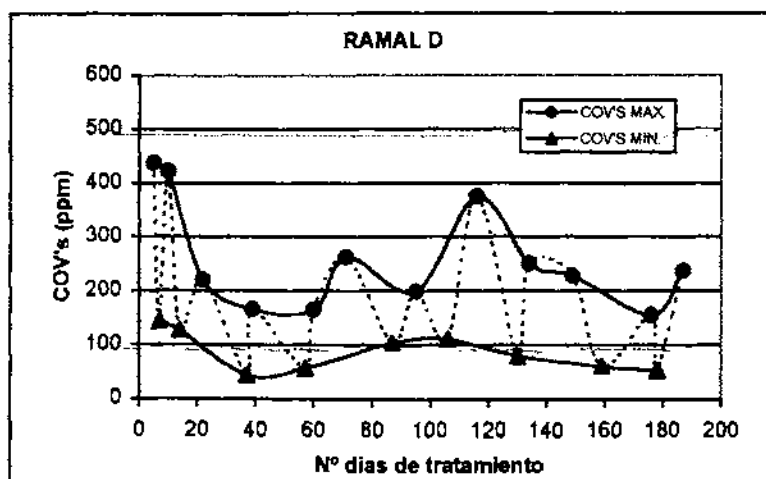
Tabla VI.103: Valores máximos de COV's en ramal D

Fecha	N° días tratamiento	Diferencia días	COV'S máximos (ppm)
10-07-98	5	0	438
27-07-98	22	17	220
13-08-98	38	16	166
14-09-98	71	33	264
8-10-98	95	24	199
29-10-98	116	21	376
11-12-98	149	33	228
8-01-99	187	38	237

Tabla VI.104: Valores mínimos de COV's en ramal D

Fecha	N° días tratamiento	Diferencia días	COV'S mínimos (ppm)
12-07-98	7	0	143
11-08-98	37	30	43,5
30-09-98	87	50	104
19-10-98	106	19	106
12-11-98	130	24	80
11-12-98	159	29	60,7
30-12-98	178	19	53

Fig. VI.49: Picos máximos y mínimos del ramal D



En la evolución de ambos ramales se observa una diferencia entre la línea de máxima concentración de COV's y la mínima, es decir, entre los "picos" de concentración máximos y mínimos, a lo largo del sistema de tratamiento, que varía a lo largo del tiempo, tal y como se indica en la siguiente tabla:

Tabla VI.105: Diferencias de rango entre concentración máxima y mínima de COV's

Tiempo de tratamiento	Rango de COV's (ppm)	
	Ramal I	Ramal D
Inicial	800	400
30 días	500	150
60 días	400	100
90 días	300	100
120 días	450	250
150 días	350	200
180 días	300	100
Final	250	100

Se observan las siguientes apreciaciones:

- Ambos ramales siguen una tendencia evolutiva similar, si bien la concentración de COV's es diferente.

- La diferencia entre las máximas concentraciones y las mínimas dan lugar a un rango de oscilación de COV's que varía con el tiempo de tratamiento.
- En ambos ramales la diferencia máxima se alcanza al principio del tratamiento y la mínima al final del mismo.
- En el ramal I el rango mayor es de 800 ppm y en el ramal D de 400 ppm al comienzo del tratamiento.
- Al final este rango de oscilación disminuye a 250 ppm en el ramal I y a 100 ppm en el ramal D.
- En ambos ramales el rango va disminuyendo paulatinamente, de forma más rápida en los 30 días primeros descendiendo a la mitad, y después de forma gradual, sin embargo, a los 120 días se produce un ligero incremento que dura un breve espacio de tiempo, para volver a descender hasta conseguir el rango menor de oscilación al final del tratamiento.

#### VI.2.2.1.3. Medidas individuales

Las medidas individuales de COV's tomadas de cada uno de los pozos de extracción de ambos ramales se llevaron a cabo desde el 7 de julio de 1998 al 5 de noviembre de 1998, con un total de 123 días registrados. Los resultados se detallan a continuación:

- En ambos ramales la tendencia evolutiva de la concentración de los pozos individuales sigue la mismas pautas que la del conjunto correspondiente.
- En todo momento la concentración del Ramal I fue superior a la del ramal D. La media de concentración en el ramal I fue de 479,4 ppm y la del ramal D fue de 104,7 ppm.
- En el ramal I, el máximo valor registrado fue en el pozo I-4 con 1.530 ppm a los 23 días del comienzo del tratamiento, sin embargo en el ramal D, el máximo valor se alcanzó a los 5 días con 550 ppm.

- Los valores mínimos obtenidos en el ramal I se obtuvieron a los 6 días en el pozo I-1 con 27 ppm y a los 56 días con 27,8 ppm, sin embargo, en el ramal D la menor concentración se registró a los 67 días en el pozo D-5 con 3,2 ppm.
- En el ramal I, el pozo que presentó las mayores concentraciones fue el I-4 y el que menos el I-1, siendo el intervalo de concentraciones el siguiente : I-4 > I-3 > I-5 > I-2 > I-1.
- En el ramal D, la máxima concentración de COV's se registró en le D-3 y la mínima en el D-5, con un intervalo de concentraciones de la forma siguiente: D-3 > D-2 > D-4 > D-1 > D-5.
- La media aritmética de concentración de los pozos individuales en ambos ramales sigue la misma tendencia que los COV's tomados como conjunto de cada ramal.
- La media aritmética en los pozos del ramal I fue de 479,4 ppm y la media del conjunto I fue de 530,5 ppm.
- La media en el ramal I de los pozos individuales fue de 104,7 ppm y la del conjunto D de 160,1 ppm.

Fig. VI.50: Evolución de COV's en los pozos individuales del ramal I

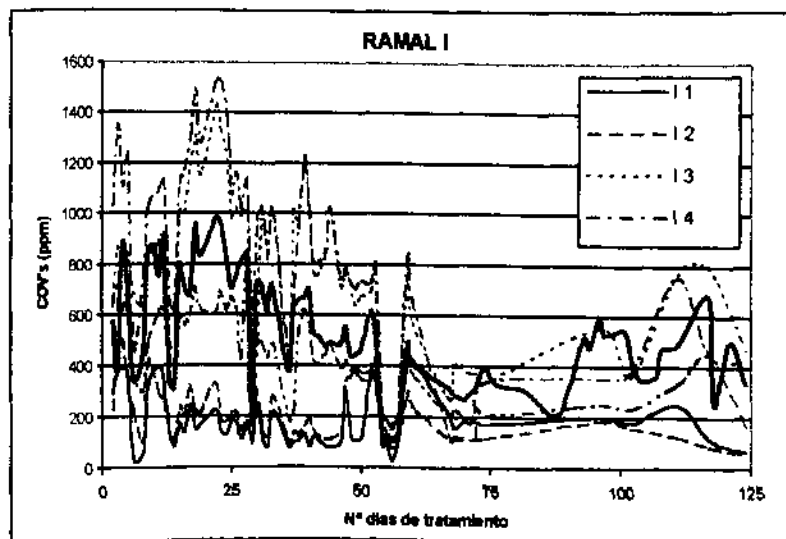
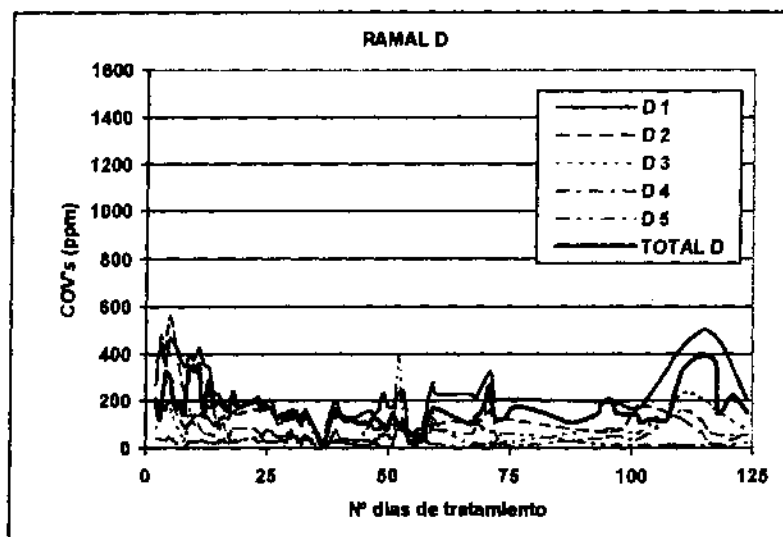




Fig. VI.51: Evolución de COV's en los pozos individuales del ramal D.



En las siguientes tablas se registran los picos de máximas concentraciones registradas en los pozos de forma individual:

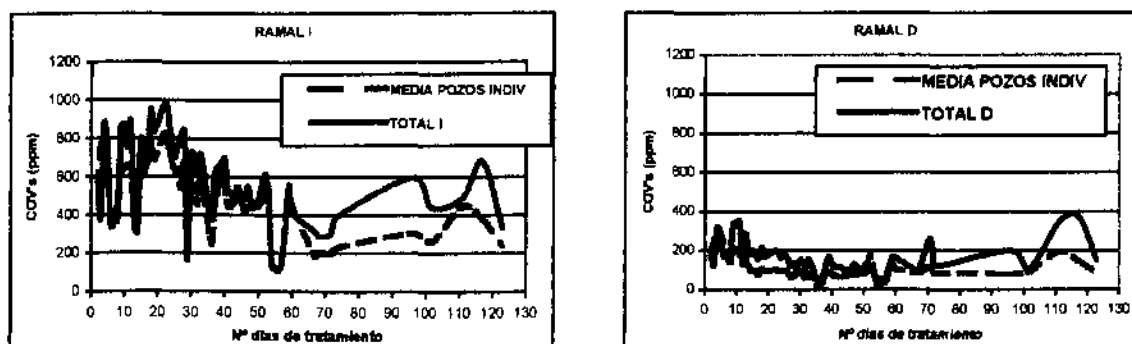
Tabla VI.106: Concentraciones de COV's en los pozos del ramal I

	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	TOTAL POZOS INDIVIDUALES	CONJUNTO I
<b>MAXIMO</b>	424	525	1422	1530	843	1530	980
<b>MINIMO</b>	27	77,4	127	110	97	27	110
<b>MEDIA</b>	183,6	209,7	753,9	808,2	441,6	479,4	530,5

Tabla VI.107: Concentraciones de COV's en los pozos del ramal D

	D-1	D-2	D-3	D-4	D-5	TOTAL POZOS INDIVIDUALES	CONJUNTO D
<b>MAXIMO</b>	233	550	485	201	380	550	376
<b>MINIMO</b>	6,7	6,7	13,4	7,3	3,2	3,2	31,6
<b>MEDIA</b>	106,6	106,6	217,1	107,3	29,9	104,7	160,1

**Fig. VI.52: Evolución de los Conjunto I y D de COV's frente a la media de los pozos del ramal I y D**



### VI.2.2.2. Resultados de explosividad

Se realizaron medidas diarias del % del Limite Inferior de Explosividad (L.I.E) en la salida de gases del conjunto I y conjunto D y de forma individual a cada uno de los pozos de ambos ramales con dos gases de calibración: hexano y nonano.

Inicialmente se tomaron las medidas de explosividad con gas hexano, sin embargo, a partir de los 60 días de tratamiento se procedió a la medida doble con otro gas, el nonano, de características similares al queroseno, en las salidas de los conjuntos I y D hasta el final del tratamiento, y de forma individual en los pozos de extracción por un periodo de dos meses.

#### VI.2.2.2.1. Explosividad con hexano

Las medidas tomadas de explosividad con hexano se tomaron desde el inicio del tratamiento hasta el final del mismo, a los 191 días.

Las tablas de todas las medidas realizadas y los gráficos de evolución se encuentran en el Anejo III. Los resultados de explosividad observados se señalan a continuación:

##### a) Medidas iniciales

Se tomaron las medidas iniciales de los explosividad (% LIE de hexano) a las 24 horas de ponerse en marcha el sistema de extracción de vapores, el 7 de julio de 1998 a las 10:00

horas, hasta un total de 13 días, tomando medidas a horas irregulares para observar mejor la evolución a diferentes horas del día, tal y como se recoge en la siguiente tabla:

**Tabla VI.108: Registro de datos iniciales de explosividad (% LIE hexano) en conjuntos I y D.**

Fecha	hora	Nº días de tratamiento	Nº horas de tratamiento	Explosividad (% LIE)	
				Conjunto I	conjunto D
7/07/98	10:00	1	24	48	60
	12:00	1	26	45	50
	17:00	1	31	38	51
8/07/98	9:00	2	47	33	34
	16:00	2	55	30	31
9/07/98	11:00	3	75	26	30
	15:00	3	79	21	29
	21:00	3	85	23	30
10/07/98	5:00	4	93	23	23
	10:00	4	98	21	21
	14:00	4	102	21	29
14/07/98	10:00	8	194	20	15
	21:00	8	205	17	15
15/07/98	9:00	9	215	20	14
	18:00	9	224	18	15
16/07/98	8:00	10	237	17	16
	18:00	10	247	14	11
17/07/98	4:00	11	258	20	15
	10:00	11	264	12	12
18/07/98	2:00	12	274	15	15
	9:00	12	281	12	9
19/07/98	2:00	13	298	13	15

De los resultados obtenidos de explosividad (% LIE de Hexano) en las primeras horas de tratamiento se puede indicar que:

- La tendencia evolutiva de los conjuntos I y D es claramente decreciente. La explosividad inicial en el conjunto I es de 48% LIE y de l conjunto D de 60% LIE.
- El conjunto D las primeras horas presenta una explosividad superior a la del conjunto I, sin embargo a partir del octavo día aproximadamente este orden se invierte, siendo mayor el índice de explosividad en el conjunto I que en el D.
- Estos valores iniciales comienzan rápidamente a descender en las primeras horas de tratamiento hasta alcanzar unos valores oscilantes entre 20 y 30% en los 4 primeros días.

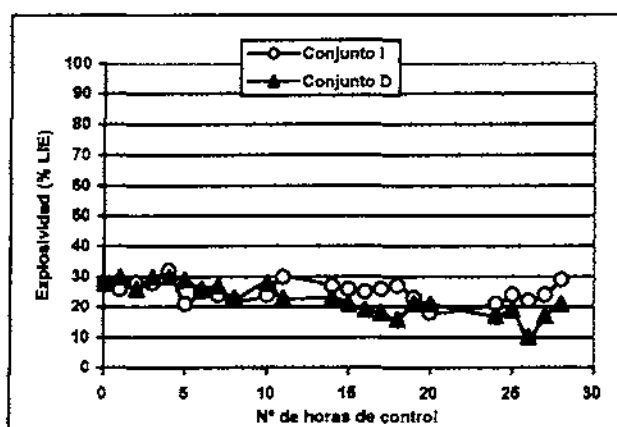
- Debido a la imposibilidad de toma de datos por problemas técnicos en el explosímetro utilizado no se registrar ninguna medida los 3 días posteriores.
- A partir del octavo día, cuando se reanudan las mediadas, la explosividad ha descendido a valores entre 20 y 10%.
- No hay evidencias claras de que la explosividad disminuya cuando el bombeo de agua está parado y viceversa.

Se realizó una prueba de control y seguimiento de la explosividad durante aproximadamente 24 horas entre los días 9 y 10 de julio, estando el bombeo del agua en funcionamiento y suspendido, y en todo momento con la inyección de aire no conectada, con los siguientes resultados:

**Tabla VI.109: Prueba de control de explosividad en conjunto I y D**

Fecha	hora	Nº horas de control	Explosividad (% LIE)		Bombeo de agua
			Conjunto I	conjunto D	
9/07/98	10:00	0	28	28	Si
	11:00	1	26	30	Si
	12:00	2	28	26	No
	13:00	3	28	30	No
	14:00	4	32	30	No
	15:00	5	21	29	No
	16:00	6	25	26	No
	17:00	7	24	27	No
	18:00	8	22	23	No
	20:00	10	24	28	No
	21:00	11	30	23	No
10/07/98	0:00	14	27	23	No
	1:00	15	26	21	No
	2:00	16	25	19	No
	3:00	17	26	18	No
	4:00	18	27	16	No
	5:00	19	23	21	No
	6:00	20	18	21	No
	10:00	24	21	17	Si
	11:00	25	24	19	Si
	12:00	26	22	10	Si
	13:00	27	24	17	Si
	14:00	28	29	21	Si

Fig. VI.53: Resultados de la prueba de control de explosividad



Análogamente se procedió al control y seguimiento de la explosividad en todos los pozos individuales de los dos ramales durante varias horas. Los resultados se encuentran recogidos en las siguientes tablas:

Tabla VI.110: Prueba de evolución de explosividad en pozos del ramal I

Fecha	hora	N° días de tratamiento	N° horas de tratamiento	Explosividad (% LIE)					conjunto I
				11	12	13	14	15	
8/07/98	9:00	2	0	10	11	45	21	7	33
9/07/98	11:00	3	26	9	12	36	19	6	26
	12:00	3	27	9	8	31	13	8	28
	13:00	3	28	9	7	32	12	10	28
	14:00	3	29	14	15	32	21	7	32
	16:00	3	31	12	5	26	10	4	25
	17:00	3	32	11	4	30	14	7	24
10/07/98	2:00	4	41	7	0	21	9	4	25
	10:00	4	49	7	5	26	11	5	21
	11:00	4	50	0	0	26	0	6	24
	12:00	4	51	4	5	34	15	7	22
	13:00	4	52	8	6	40	13	4	24

Tabla VI.111: Prueba de evolución de explosividad en pozos del ramal D

Fecha	hora	N° días de tratamiento	N° horas de tratamiento	Explosividad (% LIE)					conjunto D
				D 1	D 2	D 3	D 4	D 5	
8/07/98	9:00	2	0	42	9	8	4	0	34
9/07/98	11:00	3	26	30	5	4	4	0	30
	12:00	3	27	32	6	4	0	0	26
	13:00	3	28	30	6	3	0	0	30
	14:00	3	29	27	9	6	0	0	30
	16:00	3	31	27	5	4	5	0	26
	17:00	3	32	28	5	6	0	0	27
10/07/98	2:00	4	41	23	6	0	0	0	19

Fecha	hora	Nº días de tratamiento	Nº horas de tratamiento	Explosividad (% LIÉ)					
				D 1	D 2	D 3	D 4	D 5	conjunto D
	10:00	4	49	23	6	4	0	0	17
	11:00	4	50	23	5	0	0	0	19
	12:00	4	51	20	5	3	0	0	10
	13:00	4	52	25	7	4	0	0	17

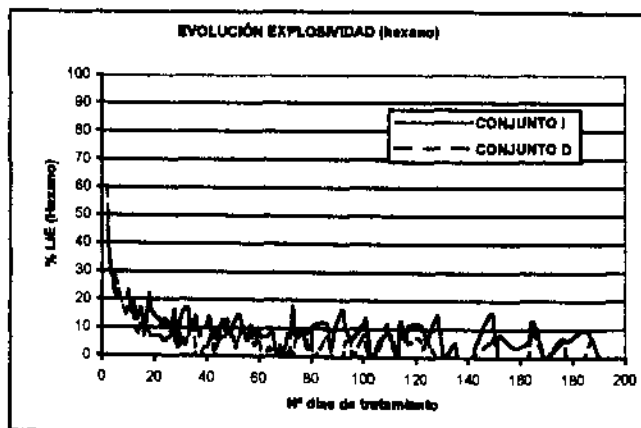
Los resultados de la prueba de control de la explosividad se detallan a continuación:

- La tendencia evolutiva es similar en ambos conjuntos, existiendo ligeras variaciones de explosividad a lo largo de la prueba nunca superiores al 10%.
- En algunos momentos la explosividad del conjunto I es superior a la del D y viceversa.
- En la prueba de los pozos individuales se observa por lo general la misma tendencia evolutiva en todos los pozos en ambos ramales.
- En el ramal I todos los pozos exceptuando el I-3 registran valores por debajo del conjunto I.
- En el ramal D, ocurre lo mismo pero el pozo que supera el conjunto D es el D-1.

**b) Medidas de conjunto**

Desde la puesta en marcha el sistema de tratamiento, se procedió a la medida de la explosividad con hexano hasta el final del tratamiento, inicialmente con mayor frecuencia, en ambos ramales y a la salida del conjunto I y D.

**Fig. VI.54: Evolución de la explosividad (% LIÉ de hexano) en los conjunto I y D.**



Se mencionan las siguientes apreciaciones:

- Existe una tendencia general decreciente del valor de explosividad, si bien es esta tendencia se encuentra más marcada en el conjunto D que en el conjunto I.
- En líneas generales el % de LIE de explosividad fue mayor en el conjunto I que en el D.
- El LIE inicial registrado en el conjunto I fue de 48%, sin embargo en el conjunto D fue superior con un 60%.
- El valor del 60% de explosividad en el conjunto D fue disminuyendo de forma rápida durante la primera semana hasta alcanzar valores por debajo del 10% a partir del primer mes de tratamiento, aunque en momentos puntuales esta valor fue superado con el 13% el día 48 y con el 12% el día 109, se puede considerar que todos los valores se mantuvieron por debajo del 10% hasta el final del tratamiento, llegando al 0% de explosividad en numerosas ocasiones a partir de los 125 días del comienzo.
- El conjunto D a pesar de presentar una explosividad inicial, de 48 %, menor que la del conjunto I, presentó una disminución más gradual que el otro conjunto, manteniéndose el primer mes de tratamiento en un rango entre 20 y 10% del LIE, y ocupando una franja entre el 15 y el 5 % hasta el día 85 donde se produce un ligero incremento de la explosividad que se mantiene hasta el final del tratamiento. En este conjunto el índice de explosividad del 0% se obtuvo en muy pocas ocasiones y sólo a partir de los 100 días de tratamiento.
- En el conjunto I la media de explosividad fue del 9,8% y en el conjunto D de 6,0 %.
- En ambos conjuntos el mínimo valor de explosividad registrado fue del 0% y el máximo de 60% para el conjunto D y de 48 % para el conjunto I.

A lo largo del tratamiento se observaron "picos" de explosividad, tanto máximos como mínimos, siendo los más destacables los que se indican en las siguientes tablas:

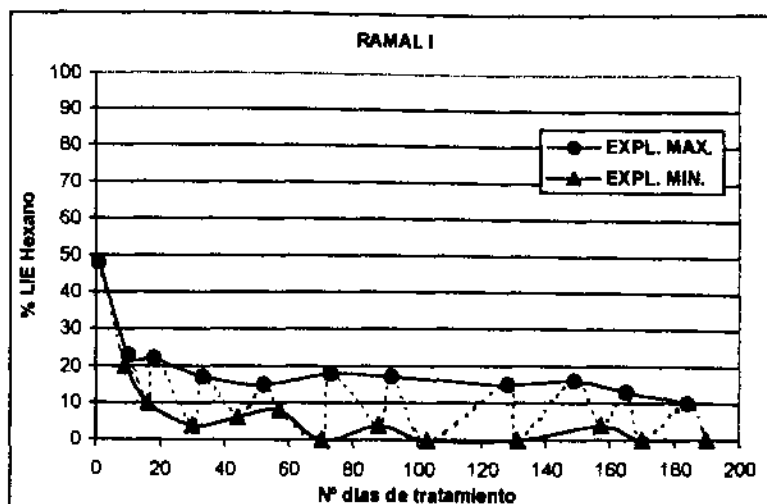
Tabla VI.112: Valores máximos de explosividad en ramal I

Fecha	Nº días tratamiento	Diferencia días	Explosividad max. (% LIE hexano)
7-07-98	1	0	48
25-07-98	18	18	22
26-07-98	52	34	15
5-10-98	92	40	17
10-11-98	128	36	15
1-12-98	149	21	16
17-12-98	165	16	13
5-01-99	184	19	10

Tabla VI.113: Valores mínimos de explosividad en ramal I

Fecha	Nº días tratamiento	Diferencia días	Explosividad min. (% LIE hexano)
14-07-98	9	0	20
21-07-98	16	16	10
31-08-98	57	41	8
13-09-98	70	13	0
1-10-98	88	18	4
16-10-98	103	15	0
9-12-98	157	54	4
11-01-99	190	33	0

Fig. VI.55: Picos de explosividad máximos y mínimos del conjunto I





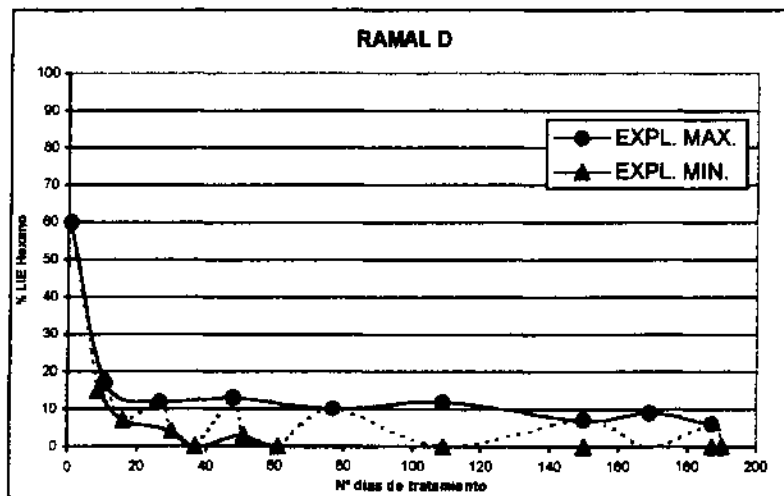
**Tabla VI.114: Valores máximos de explosividad en ramal D**

Fecha	Nº días tratamiento	Diferencia días	Explosividad max. (% LIE Hexano)
7-07-98	1	0	60
16-07-98	11	11	17
22-08-98	48	37	13
20-09-98	77	29	10
22-10-98	109	32	12
2-12-98	150	41	7
21-12-98	169	19	9
8-01-99	187	18	6

**Tabla VI.115: Valores mínimos de explosividad en ramal D**

Fecha	Nº días tratamiento	Diferencia días	Explosividad mín. (% LIE Hexano)
14-07-98	9	9	15
21-07-98	16	7	7
4-08-98	30	14	4
11-08-98	37	7	0
25-08-98	51	14	3
4-09-98	61	10	0
10-11-98	128	67	0
11-01-99	190	62	0

**Fig. VI.56: Picos explosividad máximos y mínimos del conjunto D**



### c) Medidas individuales

Se registraron medidas de explosividad de forma individual para cada uno de los pozos de cada ramal desde el comienzo del sistema de extracción de vapores hasta el 5 de noviembre de 1998, en un total de 123 días.

Las tablas con el registro de las medidas realizadas se encuentran en el Anejo IV.

La evolución de la explosividad en los pozos se caracteriza por los siguientes caracteres:

- Existe una tendencia decreciente en ambos ramales a lo largo del tiempo de tratamiento.
- En general los valores de explosividad fueron mayores en los pozos situados en el ramal I que los correspondientes al ramal D.
- El valor mínimo de explosividad en todos los pozos fue del 0% del LIE.
- En los pozos del ramal I, el valor máximo se corresponde con el 72% del pozo I-3, y en el ramal D con el 76% del pozo D-1, ambos datos al comienzo de la puesta marcha del sistema de extracción de vapores.
- La media de explosividad de los pozos del ramal I fue de 6,2 % del LIE, mientras que la media del conjunto I fue de 11,5 % hasta esa fecha.
- La media para los pozos del ramal D fue de 2,2 % del LIE, y sin embargo, la media de la explosividad obtenida en el conjunto D hasta esa fecha fue del 7,8 %.
- La media de explosividad en los pozos de los dos ramales fue inferior en ambos casos a la media de los conjuntos respectivos. En los dos ramales el rango de explosividad de los pozos estuvo en general por debajo de sus respectivos conjuntos.
- El intervalo de correlación de la explosividad para los pozos del ramal I fue de I-3 > I-4 > I-1 > I-2 > I-1.

- El intervalo de explosividad para los pozos del ramal D fue de D-1 > D-2 > D-3 > D-4 > D-5

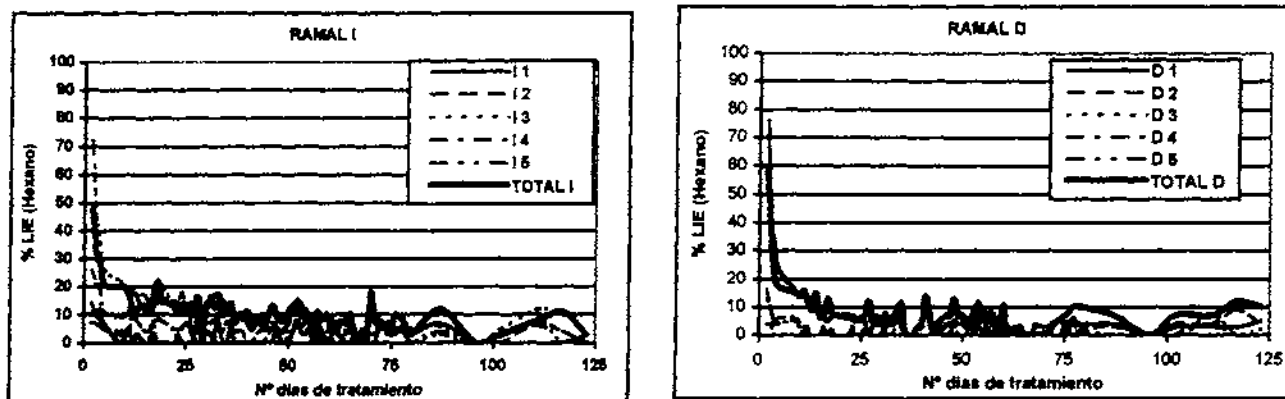
Tabla VI.116: Explosividad en los pozos del ramal I (% LIE)

	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	TOTAL POZOS INDIVIDUALES	CONJUNTO I
<b>MAXIMO</b>	11	14	72	26	10	72	48
<b>MINIMO</b>	0	0	0	0	0	0	0
<b>MEDIA</b>	2,3	2,5	12,1	9,5	4,7	6,2	11,5

Tabla VI.117: Explosividad en los pozos del ramal D (% LIE)

	D-1	D-2	D-3	D-4	D-5	TOTAL POZOS INDIVIDUALES	CONJUNTO D
<b>MAXIMO</b>	76	16	13	6	12	76	60
<b>MINIMO</b>	0	0	0	0	0	0	0
<b>MEDIA</b>	6,8	1,7	0,9	0,8	0,5	2,2	7,8

Fig. VI.57: Evolución de la explosividad en los pozos del ramal I y D



VI.2.2.2.2. Explosividad con nonano

El contraste de las medidas de explosividad tomadas con el gas hexano con respecto al gas nonano, se iniciaron a los 60 días del tratamiento y se continuaron hasta el final del mismo.

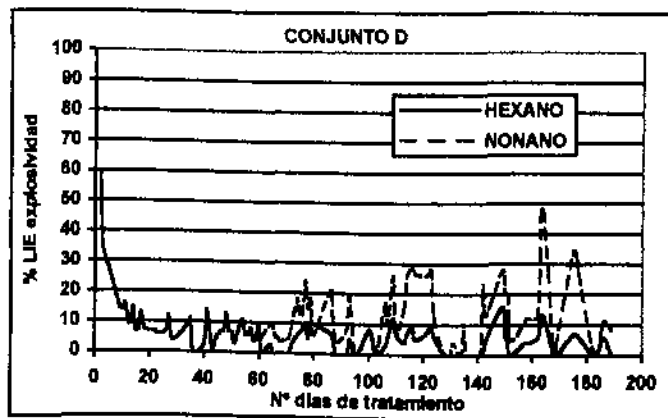
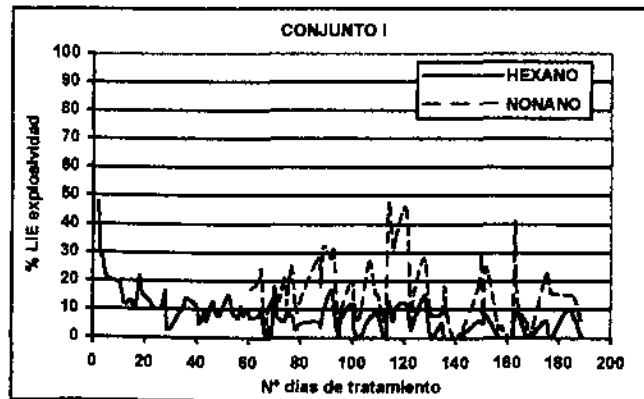
a) Medidas en conjunto

Para contrastar las lecturas de explosividad tomadas con hexano, tanto en los conjuntos como en los pozos individuales, se procedió a la medida de explosividad con otro

explosímetro calibrado con nonano. Las medidas se iniciaron el día 4 de septiembre de 1998, a los 61 días de tratamiento, hasta el 10 de enero de 1999, a los 189 días de la puesta en marcha del campo de pruebas nº 2.

Las tablas con el registro de medidas realizadas de explosividad con nonano se encuentran en el Anejo IV.

Fig. VI.58: Evolución de la explosividad hexano-nonano en el conjunto I y D



Los resultados obtenidos de la toma de datos en los conjuntos I y D se detallan a continuación:

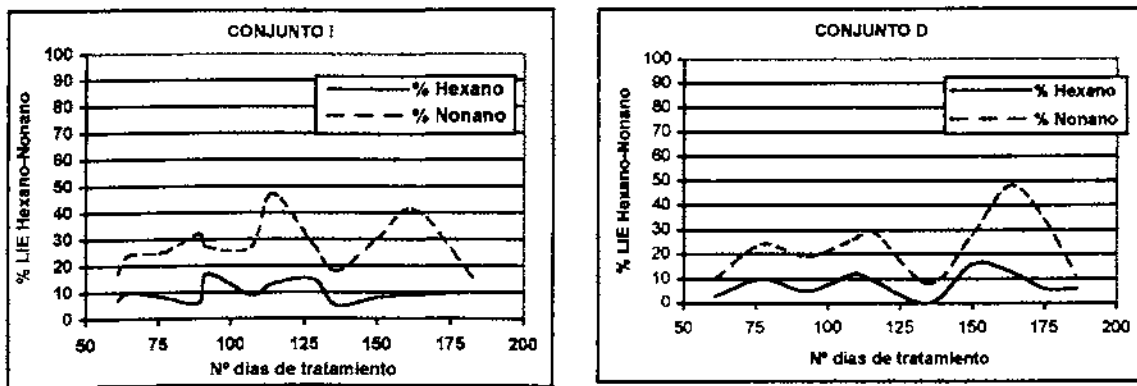
- Los valores correspondientes al nonano son mayores que los tomados en ambos ramales.
- Del mismo modo que con el hexano, la explosividad registrada con nonano es mayor en el conjunto I que en el D.

- El máximo valor alcanzado de explosividad con nonano fue de 47 % en el conjunto I y de 48% en el conjunto D. para los dos ramales el valor mínimo registrado fue del 0% del LIE.
- La media de la explosividad con nonano en el conjunto I fue de 16,5 % (5,2 % de hexano para el mismo periodo), y para el conjunto D fue de 12,5 % (3,9 % de hexano para el mismo periodo).
- Considerando los picos de explosividad máximos de hexano-nonano en el conjunto I y en el conjunto D, se observa una tendencia evolutiva similar entre ambas explosividades en el tiempo.

**Tabla VI.118: Picos máximos de explosividad hexano-nonano**

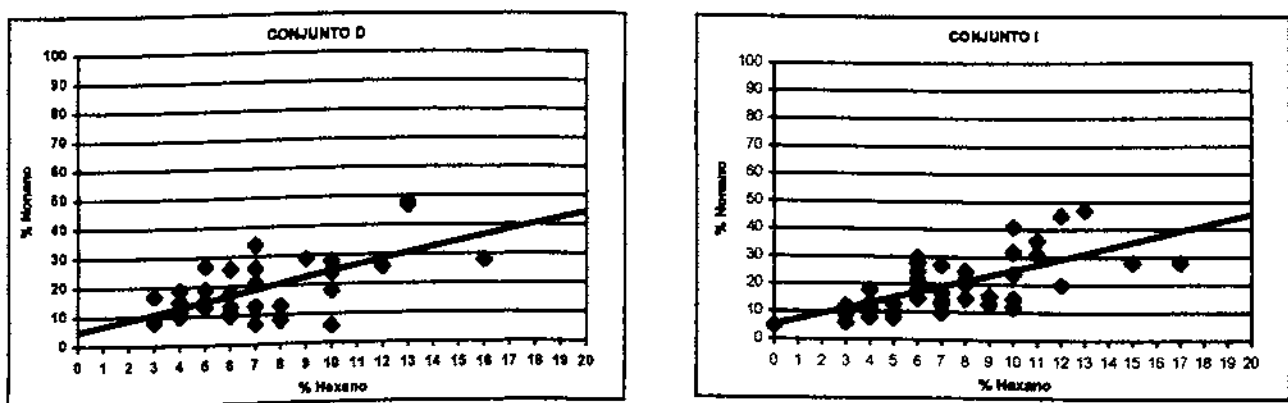
Fecha	Nº día de tratamiento	Conjunto I		Conjunto D	
		% Hexano	% Nonano	% Hexano	% Nonano
4-09-98	61	7	17	3	10
8-09-98	65	10	24	-	-
20-09-98	77	8	25	10	24
2-10-98	89	6	32	-	-
5-10-98	92	17	27	-	-
6-10-98	93	-	-	5	19
20-10-98	107	9	27	-	-
22-10-98	109	-	-	12	26
27-10-98	114	13	47	-	-
29-10-98	116	-	-	9	29
10-11-98	128	15	28	-	-
17-11-98	135	-	-	0	8
18-11-98	136	5	18	-	-
2-12-98	150	8	30	16	28
15-12-98	163	9	41	13	48
27-12-98	175	-	-	6	34
4-01-99	183	10	15	-	-
7-01-99	186	-	-	6	11

Fig. VI.59: Evolución de los picos de explosividad hexano-nonano en el conjunto I y D



- Las curvas de correlación hexano-nonano indican que existe una constante de proporcionalidad igual para los dos ramales.
- La pendiente de la recta de correlación hexano-nonano en el conjunto I es de 1,96, es decir, aproximadamente de 2, y la correlación hexano-nonano en el conjunto D es de 2,06, es decir también de 2, por tanto, la pendiente de la recta de hexano-nonano para ambos ramales de 2.
- La correlación entre hexano-nonano sería la siguiente: 0 % hexano = 5 % nonano, 5 % hexano = 15 % nonano, 10 % hexano = 25 % nonano, 15 % hexano = 35 % nonano, y 20 % hexano = 45 % nonano.

Fig. VI.60: Curva de correlación hexano-nonano para el conjunto I y D



**b) Medidas individuales**

Del mismo modo se que con el hexano se tomaron medidas individuales de explosividad en cada uno de los pozos de los dos ramales durante 62 días, al mismo tiempo que con

hexano, desde el 4 de septiembre al 5 de noviembre de 1998, para ver la evolución de la explosividad por pozo con mayor detalle.

Las tablas con el registro de los datos se encuentran en las tablas del Anejo IV.

Los resultados fueron los siguientes:

- Los valores de explosividad medidos con nonano son superiores a las tomadas con hexano.
- La explosividad registrada en los pozos del ramal I fue superior a la tomada en los pozos del ramal D.
- La media de la explosividad registrada entre los pozos del ramal I fue de 8,86 % LIE de nonano, y la de los pozos del ramal D de 4,12 %, aproximadamente la mitad.
- La media de explosividad del conjunto I fue de 14,3 %, valor superior a la media de los pozos de 8,86 %.
- La media en el conjunto D fue de 12,1 % , muy superior a la media de los pozos con 4,12% LIE de nonano.
- El intervalo de correlación de la explosividad con nonano en los pozos del ramal I fue la siguiente: I-3 > I-5 > I-4 > I-1 > I-2.
- El intervalo para los pozos del ramal D es: D-3 > D-5 > D-2 > D-4 > D-1.

**Tabla VI.119: Explosividad en los pozos del ramal I (% LIE de nonano)**

	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	TOTAL POZOS INDIVIDUALES	CONJUNTO I
<b>MAXIMO</b>	25	24	38	16	19	38	30
<b>MINIMO</b>	0	0	4	0	0	0	0
<b>MEDIA</b>	6,7	5,3	17,3	7,1	7,9	8,86	14,3

Tabla VI.120: Explosividad en los pozos del ramal D (% LIE de nonano)

	D-1	D-2	D-3	D-4	D-5	TOTAL POZOS INDIVIDUALES	CONJUNTO D
<b>MAXIMO</b>	10	10	18	11	39	39	29
<b>MINIMO</b>	0	0	0	0	0	0	0
<b>MEDIA</b>	1,8	3,0	8,9	2,0	4,9	4,12	12,1

### VI.2.2.3. Medida de metano, dióxido de carbono y temperatura del aire

Con el fin de determinar la existencia o no de otros gases en el aire de extracción no correspondientes a los compuestos volátiles extraídos, se llevó a cabo el muestreo de dos gases más, que se corresponden a un gas muy explosivo como es el metano, y a un gas que es indicador de los procesos de biodegradación de los hidrocarburos como es el dióxido de carbono.

Así mismo, se registraron la temperatura ambiental existente y la temperatura del aire tanto de inyección como de extracción en boca de pozo.

#### VI.2.2.3.1. Concentración de metano

Debido a la posible existencia de metano en el suelo debido a los altos valores de explosividad registrados en los primeros días del tratamiento, se procedió a su muestreo, tanto en la salida de los gases del conjunto I como en la del D, en tres campañas de muestreo, la primera el 31 de julio de 1998 a los 26 días de tratamiento, la segunda, el 14 de septiembre a los 71 días de tratamiento, y la última, el 21 de octubre de 1998 a los 108 días desde el comienzo de la puesta en marcha del sistema.

Los resultados obtenidos del análisis de la concentración de metano se encuentran en la siguiente tabla:

Tabla VI.121: Resultados del análisis de concentración de metano (ppm)

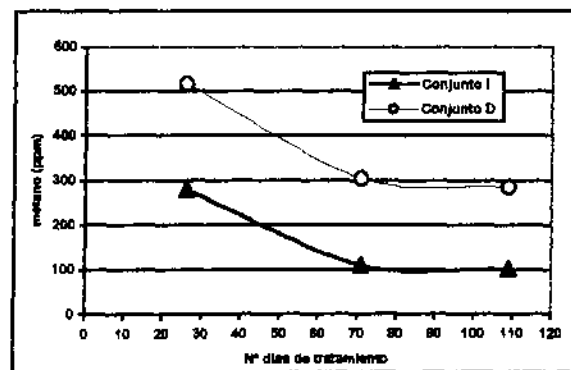
Fecha	Días de tratamiento	Conjunto I	Conjunto D
31-07-98	26	280	516
14-09-98	71	110	305
21-10-98	109	102	286



De los resultados obtenidos se puede observar los siguientes puntos:

- Existe una tendencia decreciente de la concentración de metano en ambos ramales.
- La concentración de metano es mayor en el conjunto D que en el I.
- El valor inicial, y máximo, del conjunto I fue de 280 ppm y en el conjunto D de 516 ppm.
- En el último análisis realizado, a los 109 días, se observa que la tendencia decreciente ha disminuido en ambos ramales, siendo la concentración ligeramente menor que la obtenida en el anterior muestreo

Fig. VI.61: Evolución de la concentración de metano



#### VI.2.2.3.2. Concentración de dióxido de carbono

Se tomaron medidas in situ de la concentración de dióxido de carbono a 5 metros de profundidad desde la boca del pozo en dos pozos de extracción de vapores mediante la utilización de tubos colorimétricos.

Las medidas se realizaron en el pozo I-1, situado aguas arriba, y en el pozo D-1, situado aguas abajo. La toma de muestras de CO<sub>2</sub> se llevó a cabo en el mismo pozo de extracción en vez de en la salida de gases de ambos ramales para evitar la posible mezcla de concentración con alguna fuente de aire atmosférico.

Se realizó una medida del CO<sub>2</sub> atmosférico como patrón de contraste de la evolución de la concentración en los pozos. La concentración de dióxido atmosférico medida "in situ" con los tubos colorimétricos fue de 300 ppm (0,03 %).

Este valor de CO<sub>2</sub> atmosférico se puede considerar como correcto, ya que la composición del aire atmosférico contiene un 0,025% de CO<sub>2</sub>, es decir 250 ppm, o si se considera el peso molecular del dióxido de carbono se correspondería con 0,011 gramos de CO<sub>2</sub>.

La toma de muestras de CO<sub>2</sub> comenzó a realizarse a los 15 días desde la puesta en marcha del sistema de extracción de vapores, y posteriormente se continuó el registro de la concentración hasta los 176 días de tratamiento, de forma continuada pero aleatoria, con un total de 16 medidas en cada uno de los pozos de medida.

**Tabla VI.122: Concentración de dióxido de carbono (ppm)**

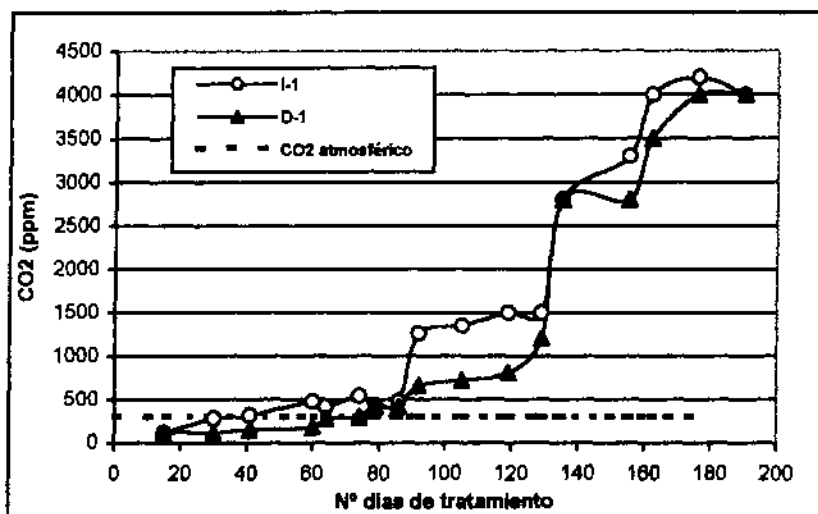
FECHA	nº día de tratamiento	I-1	D-1
20/07/98	15	120	120
4/08/98	30	280	120
15/08/98	41	320	150
3/09/98	60	480	180
7/09/98	64	420	280
17/09/98	74	540	300
22/09/98	79	440	420
29/09/98	86	480	420
5/10/98	92	1260	660
18/10/98	105	1350	720
1/11/98	119	1500	810
11/11/98	129	1850	1200
17/11/98	135	2800	2300
7/12/98	155	3300	2800
14/12/98	162	4000	3500
28/12/98	176	4200	4000
12/01/99	190	4000	4000

Los resultados obtenidos se indican a continuación:

- La evolución de la concentración de CO<sub>2</sub> es similar en ambos ramales.
- La concentración fue superior en el pozo I, situado aguas arriba, que en el pozo D, aguas abajo.
- Al comienzo la concentración de CO<sub>2</sub> se mantuvo por debajo del valor atmosférico, hasta aproximadamente los 30 días de tratamiento a partir de los cuales comienza a incrementarse.

- El valor inicial de concentración en el pozo I-1 es de 120 ppm, y el final, al final del tratamiento, fue de 4.200 ppm.
- El valor inicial de concentración de CO<sub>2</sub> en el pozo D-1 fue de 120 ppm, registrándose al final del tratamiento una concentración de 4.000 ppm.
- El incremento de la concentración de CO<sub>2</sub> fue más rápido en el ramal I que en el D, situándose por encima del nivel atmosférico a los 30 días en el ramal I a los dos meses en el ramal D.
- Posteriormente, y hasta el final del tratamiento, se observan estabilizaciones periódicas de la concentración después de un incremento rápido. La primera, de unos 30 días, con una concentración media de 1.400 ppm en el pozo I-1 y de 750 ppm en el D-1, la segunda, de los 140 a los 160 días, con una media de 3.000 ppm en el pozo I-1 y de 2.500 ppm en el pozo D-1, y la tercera, y última, al final del tratamiento, de forma clara en el pozo D-1.

Fig. VI.62: Evolución de la concentración de dióxido de carbono (ppm)



#### VI.2.2.3.3. Temperatura del aire

Se llevó el control de la variación de temperatura del aire de inyección y de extracción respecto a la temperatura ambiente. Las medidas se tomaron en boca de pozo en los pozos de extracción I-1 y D-1. Los resultados se indican a continuación:

Tabla VI.123: Registro de las medidas de temperatura (°C)

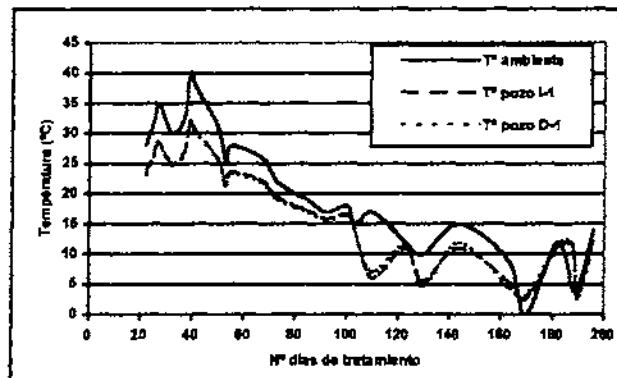
Día tratamiento	Tª ambiente	Tª extracción I-1	Tª extracción D-1	Observaciones
22	28	23,6	23	Soleado
25	32	26,4	26,1	Soleado
27	35	28,5	28,2	Soleado
32	30	25	24,7	Soleado
37	33	27,1	26,8	Soleado
39	40	32	31,7	Soleado
41	38	30,6	30,3	Soleado
50	31	25,7	25,4	Soleado
53	25	21,5	21,2	Soleado
55	28	23,6	23,3	Soleado
67	26	22,2	21,9	Soleado
70	24	20,8	20,5	Soleado
73	22	19,4	19,1	Soleado
80	20	18	17,7	Soleado
85	19	17,3	17	Soleado
92	17	15,9	15,6	LLuvioso
100	18	16,6	16,3	Soleado
103	15	14,5	14,2	Soleado
110	17	6	7	Soleado
123	12	11	11,5	Soleado
130	10	5,5	4,5	Soleado
144	15	11	11,9	Soleado
163	9	5,5	4,5	Soleado
170	0	2,5	3	Soleado
182	12	11	11,5	Soleado
188	4	11,3	11,5	Soleado
190	4	3,5	2,5	Soleado

La lectura de la temperatura arroja como resultados los siguientes puntos:

- Los tres rangos de temperatura siguen la misma tendencia evolutiva, obteniéndose las temperaturas de extracción más altas en los meses de verano, y las más bajas en los meses de otoño/invierno.

- La temperatura la medida en los pozos de extracción fue menor, de forma general, a la temperatura ambiente.
- La temperatura registrada en el pozo I-1, situado aguas arriba, fue menor que la del pozo D-1, ubicado aguas abajo. La diferencia entre ambos fue de aproximadamente un grado.

Fig. VI.63: Evolución de la temperatura (°C)

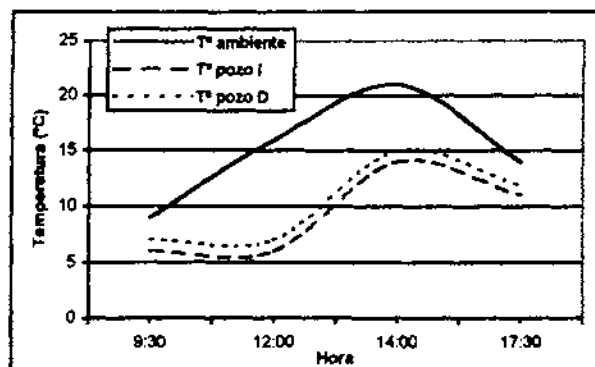


El día 27 de diciembre de 1998 se tomó la medida de la temperatura en los pozos a lo largo del día, y en función de la solera/sombría que recibía el pozo de extracción, para conocer la evolución diaria de la temperatura:

Tabla VI.124: Prueba de temperatura (°C)

Hora	T° ambiente	T° extracción I-1	T° extracción D-1	Cond. ambientales
9:30	9	6	7	Sombra. Frío.
12:00	16	6	7	Sol. Frío.
14:00	21	14	15	Sol. Tiempo agradable.
17:30	14	11	11,9	Sombra. Frío.

Fig. VI.64: Evolución de la temperatura en la prueba de temperatura (°C)



La prueba de temperatura indica una evolución similar entre la temperatura ambiente y la de extracción a lo largo del día. Por lo que la metodología utilizada para el registro de la temperatura no fue el más adecuado.

#### **VI.2.2.4. Niveles piezométricos.**

El campo de pruebas nº 2 se caracterizó , entre otras cosas, por no tener presencia de producto libre. Por lo que el bombeo se aplicó exclusivamente para el tratamiento de las aguas contaminadas y para aumentar el espesor de zona no saturada en el tratamiento de extracción de vapores del suelo.

Antes de la puesta en marcha del sistema de tratamiento se procedió a realizar un ensayo de bombeo para conocer los parámetros hidráulicos existentes en el campo de pruebas y el área de influencia y de captación del bombeo de agua. Dichos ensayos se encuentran detallados en el Apdo. VI.2.2.12. y VII.5.1.1.

El seguimiento y control de los niveles piezométricos durante el sistema de tratamiento ha permitido conocer la variación de la piezometría en la zona y el efecto del bombeo en el entorno del campo de pruebas.

El sistema de bombeo estuvo compuesto por 10 pozos de bombeo/extracción cada uno con un punto de aspiración al fondo de la perforación. El sistema de bombeo se mantuvo durante las 24 horas del día de forma ininterrumpida, registrándose periódicamente la depresión en los pozos de bombeo y en los puntos de control (4 pozos de control, en los 4 pozos de inyección, y en el P-11 y P-1 de investigación).

El bombeo de las aguas subterráneas se realizó mediante bombas eléctricas situadas en el fondo de los pozos de extracción, con una cámara de bombeo de 2 metros. Este bombeo de agua produjo un descenso de los niveles freáticos en todos los pozos, siendo los pozos del ramal D los que presentaron un mayor descenso de los niveles.

Según las medidas de niveles freático tomadas en campo, se han realizado planos de piezometría desde las condiciones previas al inicio del tratamiento , donde se observa la modificación de la piezometría por efecto del bombeo. Dichos planos se encuentran en el Anejo III.

En la tabla siguiente se indican los niveles freáticos de partida (m) y el nivel piezométrico corregido teniendo en cuenta la altura del brocal de cada pozo y los obtenidos a lo largo del tiempo de tratamiento.

Tabla VI.125: Evolución del nivel freático y piezométrico (m)

POZO	Cota pozo	Altura brocal	4-07-98 (inicial)		8-07-98 (3 días)		29-09-98 (86 días)		16-10-98 (103 días)		1-12-98 (149 días)		12-01-98 (191 días)	
			Nivel Freático	Nivel Piezom.	Nivel Freático	Nivel Piezom.	Nivel Freático	Nivel Piezom.	Nivel Freático	Nivel Piezom.	Nivel Freático	Nivel Piezom.	Nivel Freático	Nivel Piezom.
I-1	803,37	0,64	20,39	590,2	13,49	582,3	12,57	589,2	12,70	590,2	12,73	590,0	20,39	590,0
I-2	806,47	0,6	20,7	594,1	16,04	585,2	-	589,8	14,5	-	15,53	591,4	20,7	590,3
I-3	806,95	0,65	17,87	595,0	18,76	588,4	15,37	587,5	16,8	590,9	16,15	589,5	17,87	590,2
I-4	807,01	0,4	19,82	594,9	19,01	586,8	14,43	587,6	15,3	592,2	15,98	591,3	19,82	590,6
I-5	807,00	0,49	20,68	595,5	18,46	585,8	14,89	588,1	16,83	591,6	16,33	589,7	20,68	590,2
D-1	802,95	0,42	19,95	591,0	13,82	582,6	-	588,7	13,5	-	13,72	589,0	19,95	588,8
D-2	803,49	0,45	18,85	591,6	14,20	584,2	14,35	588,8	14,45	588,7	15,22	588,6	18,85	587,8
D-3	806,90	0,82	16,46	594,2	19,86	589,6	14,55	586,2	15,112	591,5	14,68	591,0	16,46	591,4
D-4	806,84	0,6	16,26	595,0	17,03	590,0	13,24	589,2	15,6	593,0	14,06	590,6	16,26	592,2
D-5	806,07	0,87	21,8	594,5	18,15	583,7	-	587,4	15,3	-	15,93	590,2	21,8	589,6
E-1C	803,87	0,6	-	-	12,24	591,0	seco	-	seco	-	seco	-	seco	-
E-1L	803,87	0,31	-	-	12,98	590,6	15,56	588,0	13,06	590,5	13	590,6	12,41	591,2
E-2C	806,78	0,49	-	-	14,95	591,3	seco	-	seco	-	seco	-	seco	-
E-2L	806,78	0,8	11,34	594,6	17,63	588,3	18,71	587,3	13,24	592,7	16,71	589,3	-	-
E-3C	806,95	0,6	-	-	15	591,4	seco	-	seco	-	seco	-	seco	-
E-3L	806,95	0,1	11,63	595,2	17,46	589,4	18,62	588,2	16,89	590,0	17,18	589,7	16	590,9
E-4C	806,97	0,96	-	-	11,89	594,1	13,05	593,0	seco	-	seco	-	seco	-
E-4L	806,97	0,26	11,96	594,8	12,38	594,3	13,3	593,4	17,42	589,3	13,28	593,4	14,8	591,9
C-1C	807,03	0,99	-	-	13	593,0	seco	-	seco	-	seco	-	-	-
C-1L	807,03	0,71	-	-	14,47	591,9	14,93	591,4	14,77	591,6	14,84	591,5	15,31	591,0
C-2C	806,94	0,32	-	-	10,71	595,9	11,36	595,3	seco	-	seco	-	seco	-
C-2L	806,94	1,08	-	-	13,45	592,4	seco	-	14,64	591,2	16,39	589,5	17,02	588,8
C-3C	807,03	0,85	-	-	10,82	595,4	11,47	594,7	11,54	594,6	11,91	594,3	-	-
C-3L	807,03	1,06	11,83	594,2	15,62	590,4	16,64	589,3	16,1	589,9	16,09	589,9	15,46	590,5
C-4C	807,14	0,4	-	-	15,31	591,4	seco	-	seco	-	seco	-	seco	-
C-4L	807,14	0,72	-	-	17,34	589,1	18,35	588,1	16,23	590,2	16,12	590,3	14,57	591,9
P-11C	806,94	0,05	-	-	11,14	595,8	11,2	595,7	11,35	595,5	11,6	595,3	11,5	595,4
P-11L	806,94	0,05	12,45	594,4	12,73	594,2	16,51	590,4	15,79	591,1	-	-	-	-
P-1C	803,34	0,06	-	-	11,13	592,2	12,27	591,0	11,75	591,5	11,85	591,4	11,87	591,4
P-1L	803,34	0,06	10,18	593,1	11,24	592,1	12,3	591,0	11,77	591,5	-	-	-	-
MEDIA				593,9		590,1		590,0		591,4		590,8		590,7

El nivel freático inicial en los pozos se situaba entre las cota 194 m, es decir en arcillas arenosas, sin embargo, una vez abatido el nivel freático, este se sitúa entre las cotas 590 m - 591,5 m, es decir, en cota superior de gravas zona de gravas.

En la tabla siguiente se recogen las descensos obtenidos en el nivel piezométrico respecto al nivel inicial:

**Tabla VI.126: Evolución del descenso del nivel freático con el tratamiento**

POZO	08/07/98 (inicial)	29/08/98 (3 días)	13/08/98 (86 días)	16/10/98 (103 días)	01/12/98 (149 días)	12/01/98 (191 días)	MEDIA	MAXIMO	MINIMO
I-1	7,9	7,89	1,0	-	0,2	0,23	3,44	7,89	0,20
I-2	9,0	8,96	4,3	-	2,8	3,79	5,75	8,96	2,76
I-3	6,6	6,56	7,5	4,06	5,5	4,84	5,83	7,45	4,06
I-4	8,1	8,12	7,3	2,73	3,6	4,28	5,69	8,12	2,73
I-5	9,7	9,68	7,5	3,89	5,8	5,33	6,98	9,68	3,89
D-1	8,4	8,40	2,3	-	2,0	2,17	4,64	8,40	1,95
D-2	7,4	7,42	2,8	2,92	3,0	3,79	4,56	7,42	2,77
D-3	4,6	4,62	8,0	2,71	3,3	2,84	4,35	8,02	2,71
D-4	5,0	5,04	5,8	2,02	4,4	2,84	4,19	5,81	2,02
D-5	10,8	10,75	7,1	-	4,3	4,88	7,55	10,75	4,25
E-2L	6,3	6,29	7,4	1,90	5,4	-	5,44	7,37	1,90
E-3L	5,8	5,83	7,0	5,26	5,5	4,37	5,64	6,99	4,37
E-4L	0,4	0,42	1,3	5,46	1,3	2,84	1,97	5,46	0,42
C-3L	3,8	3,79	4,8	4,27	4,3	3,63	4,09	4,81	3,63
P-11L	0,3	0,28	4,1	3,34	-	-	1,99	4,06	0,28
P-8L	1,1	1,06	2,1	1,59	-	-	1,46	2,12	1,06
<b>Media</b>	<b>5,94</b>	<b>5,94</b>	<b>5,01</b>	<b>3,35</b>	<b>3,66</b>	<b>3,53</b>	<b>4,60 m</b>		

Los descensos obtenidos medios para el campo de pruebas nº 2 oscilaron entre 5,94 m los primeros meses de tratamiento para ir paulatinamente descendiendo hasta 3,35 m, con un descenso medio global para el campo de pruebas de 4,60 m. En todo momento, este descenso dio como cota del nivel piezométrico entre 590 m y 591,5 m, correspondiente en todo caso a la zona de gravas. Este descenso produjo un incremento del espesor no saturado de casi 4,5 m respecto al inicial, quedando toda la zona de arcillas expuesta a la extracción de vapores.

El descenso medio en el ramal I fue de 4,9 m y en el ramal D de 4,5 m, es decir el abatimiento del nivel freático fue superior en el ramal I, con 40 cm más. Por tanto, el ramal I tuvo un mayor espesor de zona no saturada que el ramal D.

En el Anejo IV se encuentran los perfiles hidrogeológicos geológicos donde se sitúa la capa de gravas y el nivel piezométrico inicial y después abatimiento, para ambos ramales, y los mapas de isopiezas principales.



### VI.2.2.5. Resultados de caudales de extracción de aire

El sistema de extracción de vapores orgánicos del suelo mediante la aplicación de vacío se puso en marcha el 6 de julio de 1998, estando en funcionamiento ininterrumpidamente hasta el 12 de enero de 1999, con un total de 191 días.

La extracción de vapores se llevó a cabo mediante la aplicación de vacío mediante depresores de canal lateral conectados a los pozos de extracción mediante un sistema de tuberías. La extracción de vapores se realizó de forma paralela en los dos ramales, aplicándose a los 5 pozos de extracción del ramal derecho, y a los 5 del izquierdo, situados en los laterales del campo de pruebas.

Desde el comienzo de la puesta en marcha se procedió a la medida de los caudales de extracción de cada uno de los pozos de extracción mediante rotámetros instalados al efecto. El registro de los caudales de extracción tomados se encuentran en las tablas situadas en el Anejo IV.

#### VI.2.2.5.1. Control inicial de la extracción de vapores

Al comienzo de la puesta en marcha de la extracción de vapores se llevó a cabo el control inicial de la extracción de vapores, consistente en el seguimiento y control del caudal de extracción por pozo de forma intensiva durante las primeras 450 horas, 19 días de tratamiento, con un total de 84 medidas a diferentes horas. El registro de las mediciones se encuentran en la tabla X del anejo II.

**Tabla VI.127: Caudal de extracción en los pozos del ramal I (m<sup>3</sup>/h)**

	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	SUMA I
<b>MEDIA</b>	42,5	39,0	38,1	38,9	18,7	177,2
<b>MAXIMO</b>	80	80	65	65	54	280
<b>MINIMO</b>	9	10	10	0	10	105
<b>MODA</b>	60	26	60	60	10	210

**Tabla VI.128: Caudal de extracción en los pozos del ramal D (m<sup>3</sup>/h)**

	D-1	D-2	D-3	D-4	D-5	SUMA D
<b>MEDIA</b>	24,8	29,7	54,9	59,0	21,1	189,6
<b>MAXIMO</b>	83	90	100	100	100	315
<b>MINIMO</b>	0	10	9	15	10	110
<b>MODA</b>	10	25	60	60	10	165

Fig. VI.65: Caudal de extracción en los pozos del ramal I de la prueba inicial de extracción

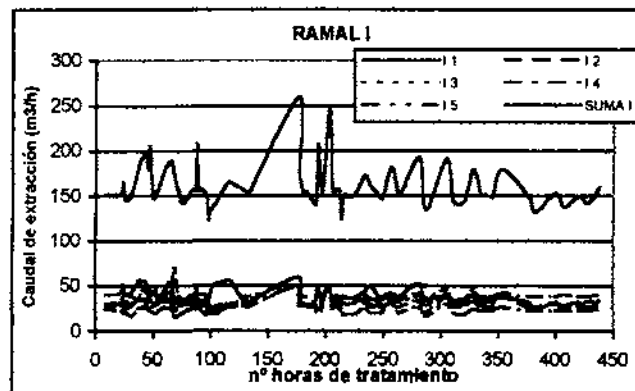
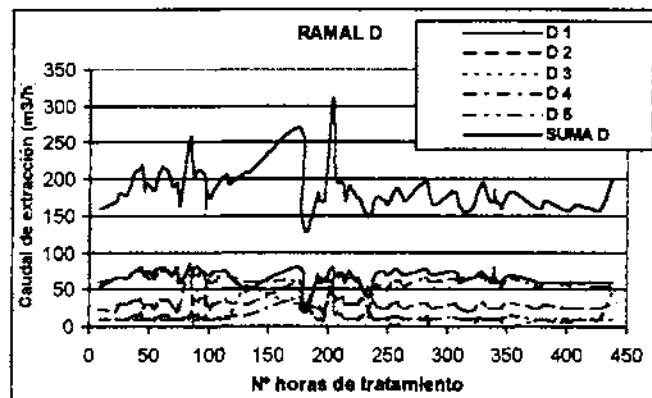


Fig. VI.66: Caudal de extracción en los pozos del ramal D de la prueba inicial de extracción



Los resultados obtenidos de la primera prueba de extracción de vapores se detallan a continuación:

- El caudal de extracción registrado a las 9 horas de la puesta en marcha del sistema fue de 152 m<sup>3</sup>/h para el ramal I y de 160 m<sup>3</sup>/h para el ramal D.
- El caudal de extracción se fue incrementando de forma paulatina alcanzando un caudal de 205 m<sup>3</sup>/h en el ramal I a las 47 horas, y de 218 m<sup>3</sup>/h a las 44 horas, es decir a los dos días de tratamiento aproximadamente.
- Posteriormente comienzan apreciarse picos aumentos y disminuciones de caudal con diferente rango de oscilación, que se suceden a lo largo del tiempo.

- En los pozos del ramal I se observa un rango de oscilación máxima y mínima de caudal entre 10 y 50 m<sup>3</sup>/h, sin embargo en los pozos del ramal D este rango es mayor, situándose entre 0 y 75 m<sup>3</sup>/h.
- Los caudales de extracción obtenidos son por lo general superiores en el ramal D.
- La media de la suma del caudal extraído de todos los pozos del ramal I fue de 160,4 m<sup>3</sup>/h, con una media de 31,46 m<sup>3</sup>/h por pozo.
- La media de la suma del caudal extraído de todos los pozos del ramal D fue de 185,5 m<sup>3</sup>/h, con una media de 37,18 m<sup>3</sup>/h por pozo.
- El máximo caudal obtenido entre los pozos del ramal I fue de 70 m<sup>3</sup>/h para el I-2, y de 83 m<sup>3</sup>/h para el D-2 en el ramal D. Así mismo, los caudales mínimos obtenidos en el ramal I fue de 16 m<sup>3</sup>/h para el I-5 y de 0 m<sup>3</sup>/h para el D-3.
- La eficacia de la extracción en los pozos del ramal I en las 450 horas primeras de tratamiento fue de: I-1 > I-4 > I-3 > I-2 > I-5.
- La eficacia de la extracción en los pozos del ramal D en las 450 horas primeras de tratamiento fue de: D-3 > D-4 > D-1 > D-2 > D-5.

#### VI.2.2.5.2. Registro continuo de los caudales de extracción

Posteriormente al final de la primera prueba, el registro de los caudales de extracción se disminuyeron, y se realizó el seguimiento de los caudales extraídos por pozo hasta el final del tratamiento.

Los resultados de extracción de vapores se encuentran en las tablas siguiente:

**Tabla VI.129: Resultados de la extracción de vapores en los pozos del ramal I**

		I1	I2	I3	I4	I5	TOTAL
<b>Caudal medio</b>	m <sup>3</sup> /hora	34,9	38,1	41,3	38,9	18,7	172,0
<b>Volumen diario</b>	m <sup>3</sup>	100.397,5	109.832,2	118.990,1	112.102,6	53.986,3	495.308,6
<b>Volumen total</b>	m <sup>3</sup>	794.813,7	869.504,6	942.004,8	887.478,6	427.391,7	3.921.193,4

**Tabla VI.130: Resultados de la extracción de vapores en los pozos del ramal D**

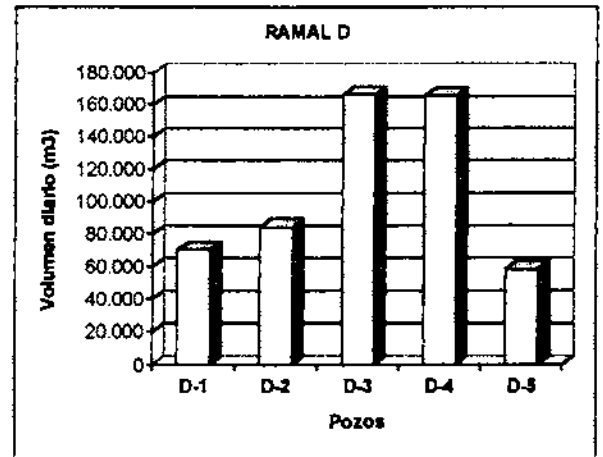
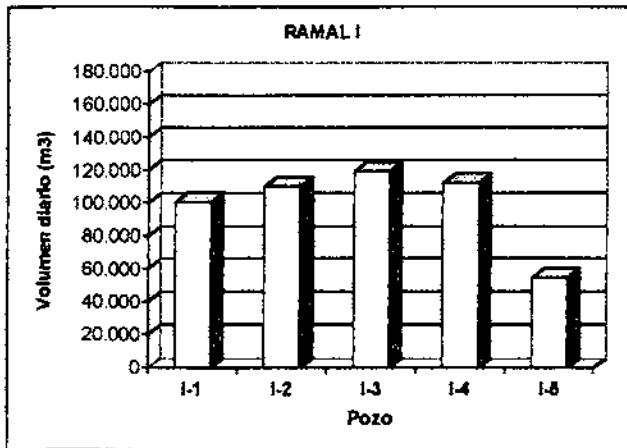
		D-1	D-2	D-3	D-4	D-5	TOTAL
Caudal medio	m <sup>3</sup> /hora	24,6	29,5	58,2	58,0	20,4	190,6
Volumen diario	m <sup>3</sup>	70.238,9	84.266,2	166.127,8	165.534,7	58.284,0	544.451,5
Volumen total	m <sup>3</sup>	556.057,8	667.107,1	1.315.178,1	1.310.483,2	461.415,0	4.310.241,2

**Tabla VI.131: Resultados de la extracción de vapores en ramales I y D**

		RAMAL I	RAMAL D	I-D
Caudal medio	m <sup>3</sup> /hora	171,7	188,3	360,0
Volumen diario	m <sup>3</sup>	4.119,9	4.519,8	8.639,7
Volumen total	m <sup>3</sup>	786.901,8	863.274,3	1.650.176,1

**Fig. VI.67: Volumen diario extraído en los pozos del ramal I y D y el global de cada ramal**

Pozos



Ramal I y ramal D

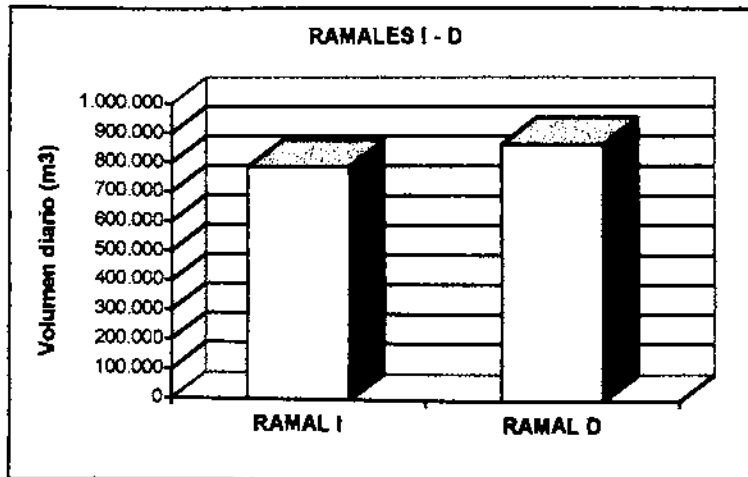
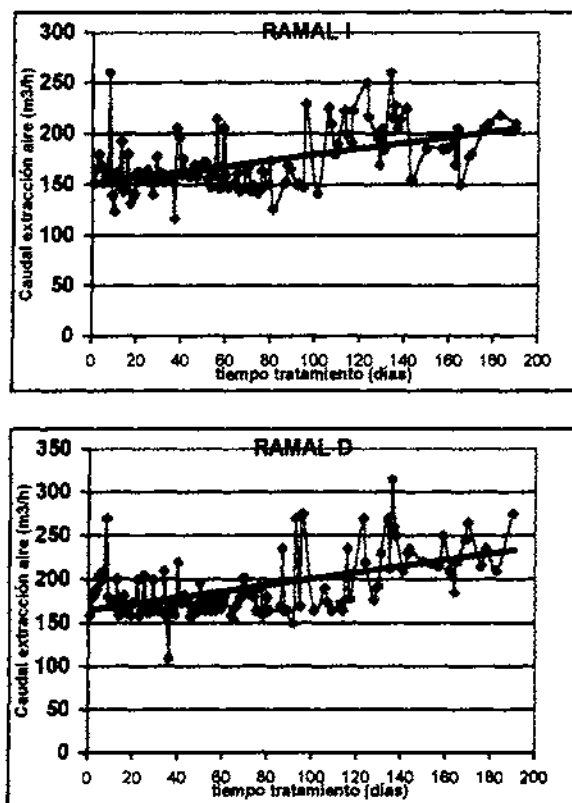


Fig. VI.68: Evolución del caudal de extracción en el tiempo



Según los resultados obtenidos se pueden realizar las siguientes consideraciones:

- El volumen de aire extraído en el ramal D fue superior al extraído en el ramal I.
- El volumen extraído en el ramal I fue de 786.901 m<sup>3</sup>, y en el ramal D, de 863.274 m<sup>3</sup>. La diferencia entre el volumen extraído entre ambos ramales fue de 76.372 m<sup>3</sup> en total.
- El caudal medio de extracción del ramal I fue de 172,0 m<sup>3</sup>/hora, y el del ramal D de 190,6 m<sup>3</sup>/hora.
- Se aprecia una notable diferencia entre los caudales de extracción de unos pozos y otros en ambos ramales.
- En el ramal I, el caudal diario medio mayor se corresponde con el del pozo I-3 con 41,3 m<sup>3</sup>/hora, siendo el caudal menor el del pozo I-5 con 18,7 m<sup>3</sup>/hora, es decir menos de la mitad.

- Los pozos de extracción con mayor rendimiento en el ramal I fueron por este orden: I-3 > I-4 > I-2 > I-1 > I-5.
- Del mismo modo, en el ramal D también se apreció una notable diferencia entre los caudales de extracción de los pozos, siendo el D-3 con 58,2 m<sup>3</sup>/hora el pozo de mayor rendimiento, y el pozo D-5 con 20,4 m<sup>3</sup>/hora el de menor, con tres veces menos caudal que el D-3. Hay que destacar la pequeñísima diferencia de caudal entre el D-3 y el D-4, con 50,0 m<sup>3</sup>/hora.
- Los pozos de extracción más eficaces en el ramal D se distribuyeron con el siguiente orden: D-3 > D-4 > D-2 > D-1 > D-5.

#### VI.2.2.6. Resultados de la Inyección de aire

La inyección de aire se realizó de forma periódica, como medida apoyo para incrementar los procesos de volatilización de los hidrocarburos y favorecer el arrastre de los vapores orgánicos hasta los pozos de extracción. Así mismo, al inyectar aire se produce un ligero abatimiento del nivel freático en las inmediaciones del pozo de inyección, y por tanto se va a ver incrementada la zona no saturada del suelo, quedando una mayor parte del suelo contaminada bajo los efectos del sistema de aireación en la zona existente entre los dos ramales de bombeo.

La inyección de aire fue independiente de la aplicación de la extracción de vapores. La inyección de aire se llevó a cabo mediante compresores de aire de canal lateral conectados a los pozos de inyección cortos, que se situaban en el interior del campo de pruebas.

El caudal de inyección fue medido mediante la instalación de un caudalímetro para tal efecto. Los resultados se encuentran en el Anejo IV.

La inyección de aire estuvo conectada durante 130 días, correspondientes a tres periodos de inyección, el primer periodo estuvo comprendido entre el 14 de julio de 1998 hasta el 12 de agosto de 1998, el segundo, del 14 de septiembre al 2 de diciembre de 1998, y el tercero desde el 10 de diciembre hasta el final del tratamiento, el 12 de enero de 1999.

En todo momento, la inyección estuvo conectada exclusivamente a los pozos de inyección cortos, es decir a los pozos E1-C, E2-C, E3-C y E4-C.

El caudal de aire inyectado fue registrado de forma global para todos los pozos de inyección de forma diaria.

Los resultados obtenidos se indican en la tabla siguiente:

**Tabla VI.132: Caudales y volumen de inyección**

	1er periodo (24 días)	2º periodo (79 días)	3er periodo (33 días)
Caudal de inyección total (m <sup>3</sup> /hora)	125,1	142,85	144,20
Caudal de inyección por pozo (m <sup>3</sup> /hora)	31,27	35,7	36,0
Volumen de aire inyectado por pozo (m <sup>3</sup> )	18.011,5	67.687,2	28.512,0
Volumen total de aire inyectado (m <sup>3</sup> )	72.057,6	270.843,6	114.206,4

Los resultados obtenidos se detallan a continuación:

- El volumen de aire inyectado durante los 136 días en que estuvo conectada la inyección de aire ascendió a casi 460 mil m<sup>3</sup>.
- El caudal inicial de inyección se situó en 80 m<sup>3</sup>/h y finalizó con 150 m<sup>3</sup>/h, es decir fue aumentando en el tiempo.
- El caudal de inyección medio por pozo de inyecciones fue incrementando en el tiempo, con 31,3 m<sup>3</sup>/hora en el primer periodo, 35,7 m<sup>3</sup>/hora en el segundo y 36,0 m<sup>3</sup>/hora en el tercero.
- El volumen de aire inyectado ascendió a 72.057 m<sup>3</sup> en el primer periodo, a 270.843 m<sup>3</sup> en el segundo, y a 114.206 m<sup>3</sup> en el último.

#### **VI.2.2.7. Resultados de presión de vacío**

Se realizó el seguimiento de la evolución de la presión de vacío en todos los pozos de extracción, los pozos de control y los de inyección durante los primeros 73 días de extracción de vapores orgánicos.

La medida de la presión de vacío existente en cada pozo se obtuvo mediante vacuómetros situados en boca de pozo. La presión se midió en mbar.

La extracción de vapores se conectó el día 6 de julio, comenzando a registrarse los valores de vacío a partir del 4 día desde la puesta en marcha. La inyección de aire se conectó el 23 de julio de 1998, a los 18 días del comienzo del tratamiento. Las tablas con el registro diario de la presión de vacío se encuentran en el Anejo III.

**Tabla VI.133: Resultados de vacío obtenidos (mbar)**

	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	RAMAL
<b>MEDIA</b>	-24,0	-25,1	-39,8	-32,2	-30,4	-30,3
<b>MINIMO</b>	-5	-5	-16	-10	-5	-12
<b>MAXIMO</b>	-45	-60	-70	-60	-62	-57
<b>MODA</b>	-30	-40	-20	-30	-30	-21

	D-1	D-2	D-3	D-4	D-5	RAMAL
<b>MEDIA</b>	-32,5	-48,9	-56,1	-50,8	-45,9	-46,8
<b>MINIMO</b>	-10	-22	-35	-25	-10	-25
<b>MAXIMO</b>	-52	-69	-80	-80	-68	-63
<b>MODA</b>	-30	-50	-42	-40	-40	-36

	C-1C	C-2C	C-3C	C-4C	CONTROL
<b>MEDIA</b>	-3,2	-2,4	-3,5	-5,2	-3,5
<b>MINIMO</b>	0	0	0	0	0
<b>MAXIMO</b>	-15	-15	-8	-9	-7
<b>MODA</b>	-2	0	0	0	0

	E-1	E-2	E-3	E-4	INYECCIÓN
<b>MEDIA</b>	-2,3	-2,7	-2,1	-2,4	-2,4
<b>MINIMO</b>	0	0	0	0	0
<b>MAXIMO</b>	-8	-8	-5	-8	-6
<b>MODA</b>	0	0	0	0	0



Fig. VI.69: Evolución de la presión de vacío en los pozos del ramal I

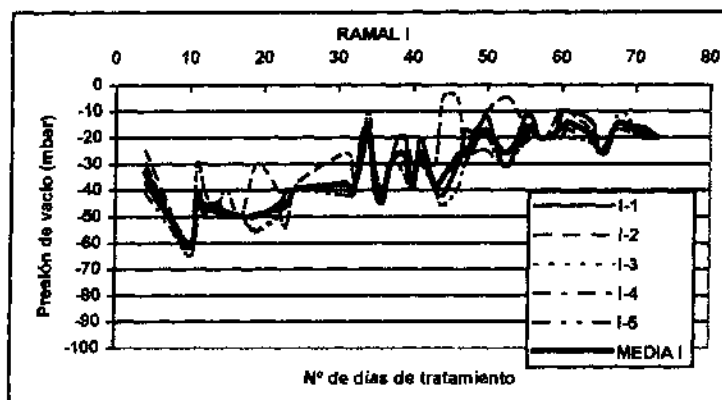


Fig. VI.70: Evolución de la presión de vacío en los pozos del ramal D

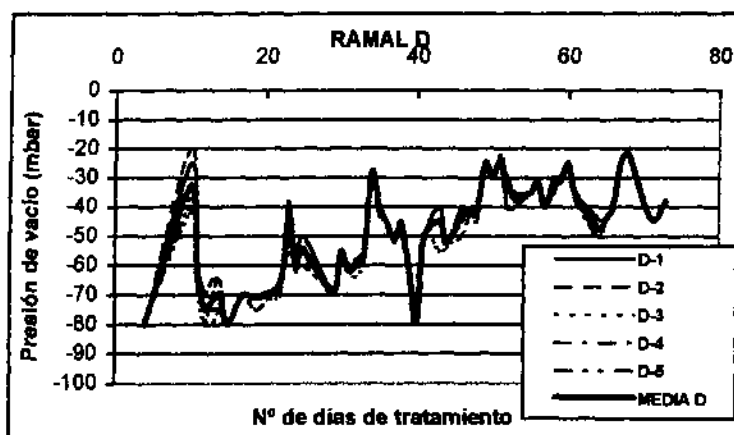


Fig. VI.71: Evolución de la presión de vacío en los pozos de control cortos

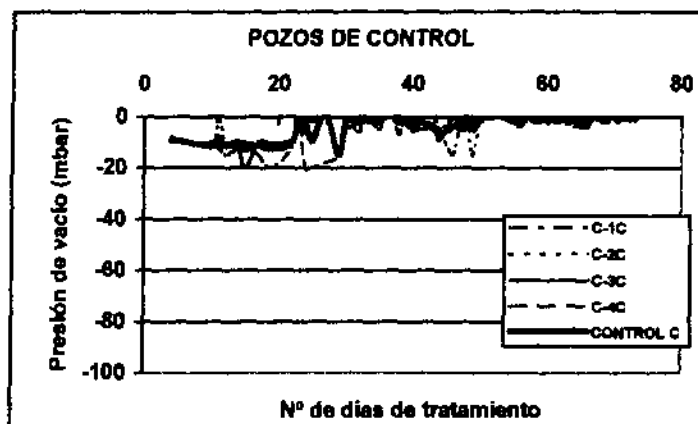
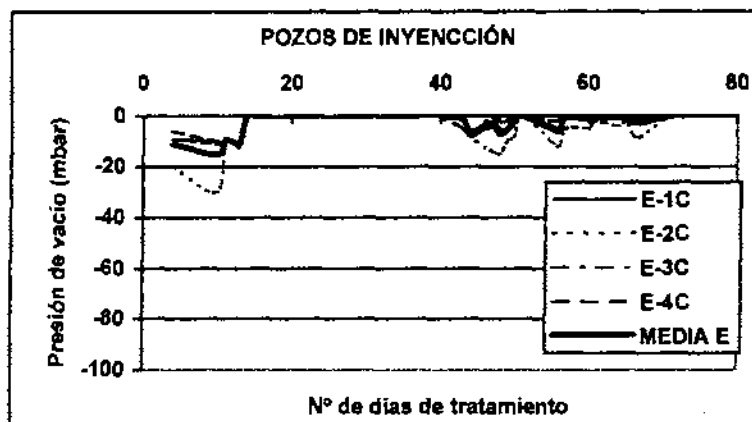


Fig. VI.72: Evolución de la presión de vacío en los pozos de inyección cortos



Observando la evolución de la presión de vacío en cada pozo se puede obtener las siguientes conclusiones:

- El ramal I y el ramal D siguen aproximadamente la misma tendencia evolutiva, siguiendo una tendencia evolutiva decreciente a lo largo del tiempo.
- Los valores de presión de vacío mayores en el ramal I se obtienen al principio de la conexión de la extracción de vapores, en concreto a los 10 días, con una presión de vacío media en los pozos de -60 mbar.
- Los valores máximos en el ramal D se obtuvieron igualmente al principio de la conexión del sistema de extracción, alcanzando -80 mbar el cuarto y decimoquinto día.
- La evolución decreciente de la presión de vacío en el ramal I fue progresiva, estabilizándose aproximadamente a los 50 días de tratamiento, oscilando en un rango de vacío entre -15 mbar y -25 mbar.
- Igualmente la evolución del vacío en el ramal D también fue decreciente en el tiempo, estabilizándose los valores de presión en torno a los 50 días con vacíos comprendidos entre -20 y -45 mbar.
- La media de la presión de vacío en el ramal I fue de -30,30 mbar y en el ramal D de -46,8. Es decir la presión de vacío fue mayor en el ramal D que en el ramal I.

- El valor máximo de presión de vacío alcanzado fue de -70 mbar en el ramal I y de -80 mbar en el ramal D. Los valores de vacío menores correspondieron a -5,0 mbar en el ramal I y a -10,0 mbar en el ramal D.
- Con respecto a los pozos individuales, los valores de presión de vacío mayores pertenecieron al pozo I-3, con -39,8 mbar, en el ramal I, a al D-3 en el ramal D con -56,1 mbar.
- La distribución del mayor vacío conseguido en el ramal I fue: I-3 > I-4 > I-5 > I-2 > I-1.
- La distribución del mayor vacío obtenido en el ramal D fue de: D-3 > D-4 > D-2 > D-5 > D-1.
- El registro de los vacíos en lo 4 pozos de control cortos da como resultado una presión media entre todos los pozos de -3,8 mbar. Llegándose a alcanzar presiones de vacío máximas de -15 mbar y mínimas de 0 mbar. Los valores más habituales de presión de vacío fueron de 0 mbar.
- Los pozos de control cortos siguieron la siguiente evolución: C-4C > C-3C > C-1C > C-2C.
- Con respecto a los pozos de inyección de aire, en general se produjeron presiones de vacío pequeñas, con una media de -2,1 mbar. Los valores de presión mayores fueron de media -8 mbar. Los valores de presión de vacío más habituales fueron de 0 mbar.
- Durante el período en que se mantuvo la inyección de aire conectada la presión de vacío en los pozos de inyección fue de 0 mbar.
- En líneas generales durante el período de inyección de aire, las presiones de vacío fueron menores.

#### **VI.2.2.8. Resultados de caudales de agua**

El sistema de bombeo del agua subterránea se puso en marcha el 7 de julio de 1998, y se produjeron tres periodos de bombeo, aunque se puede considerar que el bombeo fue

continuo ya que las paradas de bombeo se produjeron en momentos puntuales, por unas horas, por mantenimiento de los equipos de bombeo, y por cambio en el diseño del bombeo, como es el caso del tercer periodo de bombeo, en el que no se bombeaba de forma simultánea en todos los pozos a la vez, si no que se iba intercambiando el bombeo en los pozos.

El primero periodo de bombeo tuvo una duración de 16 días, del 7 al 23 de julio de 1998; el segundo periodo de 73 días, del 1 de agosto de 1998 al 13 de septiembre de 1998, y el tercero y último de 90 días, desde el 14 de octubre de 1998 al 12 de enero de 1999. Se puede considerar

Se tomaron medidas diarias y semanales del caudal de bombeo por pozo mediante caudalímetros instalados para tal efecto, para controlar el volumen de agua bombeada.

Los resultados obtenidos se especifican en las siguientes tablas:

Tabla VI.134: Volumen de agua bombeada en los pozos del ramal I

POZO	Caudal de bombeo			Volumen bombeado			TOTAL
	1 <sup>er</sup> periodo m <sup>3</sup> /día	2 <sup>o</sup> periodo m <sup>3</sup> /día	3 <sup>er</sup> periodo m <sup>3</sup> /día	1 <sup>er</sup> periodo m <sup>3</sup>	2 <sup>o</sup> periodo m <sup>3</sup>	3 <sup>er</sup> periodo m <sup>3</sup>	
I 1	2,98	1,70	2,96	47,68	124,10	266,40	438,18
I 2	3,66	0,40	1,00	58,56	29,20	90,00	177,76
I 3	3,65	0,90	0,56	58,40	65,70	50,40	174,50
I 4	1,52	2,10	2,30	24,32	153,30	207,00	384,62
I 5	0,65	0,4	1,15	10,40	29,20	103,50	143,10
suma	12,5	5,50	7,97	199,36	401,5	717,30	<b>1318,16</b>
media por pozo	3,43	1,00	1,51	39,872	80,3	143,46	263,632
media diaria	-	-	-	3,0	18,3	39,9	9,7

Tabla VI.135: Volumen de agua bombeada en los pozos del ramal D

POZO	Caudal de bombeo			Volumen bombeado			TOTAL
	1 <sup>er</sup> periodo m <sup>3</sup> /día	2 <sup>o</sup> periodo m <sup>3</sup> /día	3 <sup>er</sup> periodo m <sup>3</sup> /día	1 <sup>er</sup> periodo m <sup>3</sup>	2 <sup>o</sup> periodo m <sup>3</sup>	3 <sup>er</sup> periodo m <sup>3</sup>	
D 1	4,52	4,80	2,11	72,32	86,40	189,90	348,62
D 2	8,01	2,30	2,16	128,16	41,40	194,40	363,96
D 3	9,17	31,30	5,90	146,72	563,40	531,00	1241,12
D 4	14,25	17,30	7,53	228,00	311,40	677,70	1217,10
D 5	2,75	1,1	2,41	44,00	19,80	216,90	280,70
suma	38,7	6,24	20,11	619,2	1022,4	1809,90	<b>3451,50</b>
media por pozo	7,23	1,84	3,39	123,84	204,48	361,98	690,3
media diaria	-	-	-	9,4	46,5	100,6	25,4

Según los resultados anteriores se puede indicar los siguientes apartados:

- El total de agua bombeada a lo largo del tiempo de bombeo para ambos ramales fue de 4.769,6 m<sup>3</sup>.
- El volumen de agua bombeada fue mayor en el ramal D, con un total de 3.451,5 m<sup>3</sup> de agua, que en el ramal I con 1.318,1 m<sup>3</sup>.
- La diferencia de bombeo entre ambos ramales fue de aproximadamente 2.150 m<sup>3</sup>.
- El caudal medio diario para el ramal I fue de 9,7 m<sup>3</sup> y de 25,4 para el ramal D.
- En el ramal I, la distribución del rendimiento de caudal de bombeo por orden creciente fue de: I-1 > I-4 > I-2 > I-3 > I-5.
- En el ramal D, la distribución fue: D-3 > D-4 > D-2 > D-1 > D-5.
- En los pozos del ramal D existe una notable diferencia entre los caudales de bombeo entre pozos, de casi 900 m<sup>3</sup> bombeados entre el D-3 y el D-5 (más de tres veces menos).
- En el ramal I, esta diferencia entre pozos de bombeo se hace menos acusada, habiendo una diferencia entre el pozo de mayor bombeo, I-1, y el de menor, I-5, de 300 m<sup>3</sup>.

#### **VI.2.2.9. Resultados de la analítica de aguas**

El agua bombeada de todos los pozos fue tratada antes de su vertido a la red de saneamiento, haciéndola pasar por una torre de tratamiento biológico o stripper. Periódicamente se realizó el análisis del agua subterránea antes de la entrada a la torre stripper.

Los resultados se indican a continuación:

Tabla VI.136: Resultados de TPH de aguas subterráneas ( $\mu\text{g/l}$ )

SALIDA	FECHA	HORA	Nº días de tratamiento	TPH	Fracción Volátil	
I+D	4-08-98	11:15	30	2441	–	–
I+D	10-09-98	19:10	67	127	28	36
I+D	15-09-98	12:45	72	132	10	13
I+D	29-09-98	10:45	89	129	16	–
I+D	13-10-98	18:45	100	100	–	–
I+D	27-10-98	13:35	114	50	–	–
I+D	11-11-98	11:50	129	50	–	–
I+D	23-11-98	15:30	141	50	–	–
I+D	10-12-98	17:00	158	10	–	–

### VI.2.2.10. Resultados de analítica de vapores orgánicos

El mismo día en que se conectó la extracción de vapores, el 6 de julio de 1998, se procedió a la toma de muestras de gases mediante tubos de carbón activo.

Tabla VI.137: Resultados de TPH en gases iniciales ( $\text{mg/m}^3$ ). Fecha: 6-07-98

	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	Conjunto I	D-1	D-2	D-3	D-4	D-5	Conjunto D
Hora	14:00	14:00	14:00	14:00	14:00	14:30	14:00	14:00	14:00	14:00	14:00	14:30
TPH ( $\text{mg/m}^3$ )	283	752	2.627	2.150	1.054	<b>2.473</b>	1.390	2.112	34	53	36	<b>462</b>

Al principio del tratamiento se tomaron muestras diarias de la concentración de vapores orgánicos en la salida de vapores orgánicos de ambos ramales, denominados conjunto I y conjunto D. Al cabo de 90 días aproximadamente, el muestreo paso a realizarse quincenalmente y al final del tratamiento de forma mensual.

En las tablas siguientes se detallan las concentraciones de TPH y la fracción volátil de cada muestra de gas recogida. Las muestras de gas pertenecen al total de la salida de cada ramal de extracción, y se denominan conjunto I y conjunto D.

Los resultados analíticos de TPH indican la concentración de hidrocarburos totales del petróleo que eran extraídos en ese momento mediante el sistema de extracción de vapores.

Se tomaron medidas de conjunto a la salida de conjunto cada ramal (conjunto I y D). Los cromatogramas se encuentran recogidos en el Anejo III.

Tabla VI.138: Resultados de análisis de TPH en el Conjunto I

FECHA	DIAS DE TRATAMIENTO	TPH		Fracción Volátil	
		(mg/m <sup>3</sup> )	ppm	(%)	(mg/m <sup>3</sup> )
6/07/98	1	2473	426,3	-	-
16/07/98	11	1277	220,2	-	-
17/07/98	12	1260	217,2	-	-
18/07/98	13	257	44,3	-	-
19/07/98	14	1306	225,2	-	-
20/07/98	15	987	170,2	-	-
21/07/98	16	801	138,1	-	-
22/07/98	17	5883	1014,2	-	-
23/07/98	18	4528	780,6	-	-
24/07/98	19	4483	772,9	75	3362,3
27/07/98	22	3115	537,0	86	2678,9
28/07/98	23	5000	862,0	85	4250
29/07/98	24	2800	482,7	75	2100
30/07/98	25	9190	1584,4	82	7535,8
31/07/98	26	3900	672,4	84	3276
4/08/98	30	2050	353,4	83	1701,5
5/08/98	31	2120	365,5	85	1802
6/08/98	32	5925	1021,5	83	4918
7/08/98	33	4158	716,8	82	3410
10/08/98	36	6034	1040,3	84	4309
11/08/98	37	5130	884,4	84	4309
12/08/98	38	3328	573,7	82	2729
13/08/98	39	4200	724,1	83	3486
14/08/98	40	3727	642,5	85	3168
17/08/98	43	3080	531,0	84	2587
18/08/98	44	2751	474,3	83	2283
20/08/98	46	1910	329,3	93	1776
21/08/98	47	2720	468,9	87	2366
24/08/98	50	2863	493,6	85	2434
26/08/98	52	3280	565,5	84	2755
27/08/98	53	2688	463,4	84	2258
28/08/98	54	3291	567,4	84	2764
1/09/98	58	2681	462,2	85	2279
2/09/98	59	2470	425,8	90	2223
3/09/98	60	2904	500,6	87	2526
4/09/98	61	2120	365,5	84	1781
7/09/98	64	2123	366,0	83	1762
8/09/98	65	3100	534,4	84	2604
9/09/98	66	2770	477,5	84	2327
10/09/98	67	1915	330,1	83	1589
14/09/98	71	1800	310,3	84	1512
17/09/98	74	4240	731,0	83	3519

FECHA	DIAS DE TRATAMIENTO	TPH		Fracción Volátil	
		(mg/m <sup>3</sup> )	ppm	(%)	(mg/m <sup>3</sup> )
21/09/98	78	2607	449,4	80	2086
24/09/98	81	4100	706,8	83	3403
30/10/98	117	2583	445,3	82	2118
3/11/98	121	2624	452,4	82	2152
17/11/98	135	1695	292,2	76	1288
1/12/98	149	1814	312,7	-	-
14/12/98	162	1194	205,8	-	-
4/01/99	183	1667	287,4	-	-
12/01/99	191	833	143,6	-	-

Tabla VI.139: Resultados de análisis de TPH en el Conjunto D

FECHA	DIAS DE TRATAMIENTO	TPH		Fracción Volátil	
		(mg/m <sup>3</sup> )	ppm	(%)	(mg/m <sup>3</sup> )
6/07/98	1	462	79,6	-	-
16/07/98	11	283	48,8	-	-
17/07/98	12	393	67,8	-	-
18/07/98	13	940	162,1	-	-
19/07/98	14	126	21,7	-	-
20/07/98	15	172	29,7	-	-
21/07/98	16	200	34,5	-	-
22/07/98	17	1015	175,0	50	507,5
23/07/98	18	62	10,7	29	17,9
24/07/98	19	612	105,5	70	428,4
27/07/98	22	507	87,4	70	354,9
28/07/98	23	513	88,4	44	225,7
29/07/98	24	570	98,3	77	438,9
30/07/98	25	650	112,1	72	468
31/07/98	26	605	104,3	73	441,6
04/08/98	30	378	65,2	83	313,7
05/08/98	31	361	62,2	74	267,1
06/08/98	32	510	87,9	78	397,8
07/08/98	33	598	103,1	77	460
10/08/98	36	260	44,8	72	187,2
11/08/98	37	238	41,0	74	176
12/08/98	38	594	102,4	81	733
13/08/98	39	516	89,0	78	402
14/08/98	40	588	101,4	80	470
17/08/98	43	560	96,5	82	459
18/08/98	44	593	102,2	79	468
20/08/98	46	510	87,9	79	403
21/08/98	47	798	137,6	82	654
24/08/98	50	393	67,8	79	310
25/08/98	51	804	138,6	82	659
26/08/98	52	492	84,8	79	389
27/08/98	53	777	134,0	84	652
28/08/98	54	789	136,0	82	647

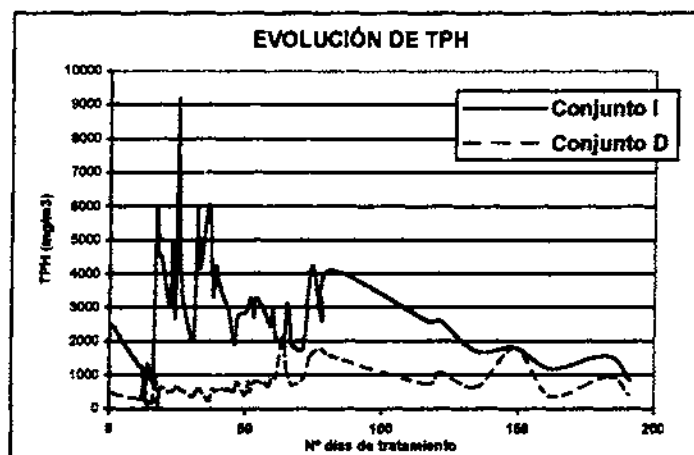


FECHA	DIAS DE TRATAMIENTO	TPH		Fracción Volátil	
		(mg/m <sup>3</sup> )	ppm	(%)	(mg/m <sup>3</sup> )
31/08/98	57	776	133,8	80	620
01/09/98	58	693	119,5	80	554
02/09/98	59	695	119,8	81	563
03/09/98	60	1010	174,1	84	848
04/09/98	61	922	159,0	83	765
07/09/98	64	2093	360,8	79	1653,5
08/09/98	65	1184	204,1	83	983
10/09/98	67	719	124,0	81	582
14/09/98	71	880	151,7	82	722
17/09/98	74	1600	275,8	75	1200
21/09/98	78	1747	301,2	80	1398
24/09/98	81	1568	270,3	78	1220
30/10/98	117	719	124,0	71	510
03/11/98	121	1095	188,8	78	854
17/11/98	135	639	110,2	75	479
01/12/98	149	1795	309,5		
14/12/98	162	361	62,2		
04/01/99	183	948	163,4		
05/01/99	191	405	69,8		

VI.2.2.10.1. Concentración de TPH

La evolución de TPH durante el tiempo de tratamiento se observa en el siguiente gráfico:

Fig. VI.73: Evolución del TPH en los conjuntos I y D



En líneas generales la tendencia evolutiva del TPH en los dos ramales se observa en el siguiente gráfico:

Fig. VI.74: Línea evolutiva del TPH gas en ramales I y D.

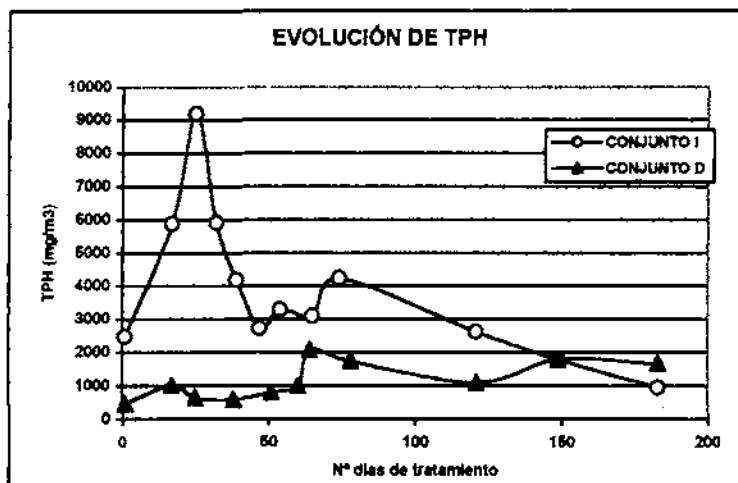


Tabla VI.140: Concentraciones máximas de TPH en conjunto I y D

Nº DIAS DE TRATAMIENTO	TPH máximos (mg/m³)	
	CONJUNTO I	CONJUNTO D
1	2473	462
17	5883	1015
25	9190	650
32	5925	-
38	-	594
39	4200	-
47	2720	-
51	-	804
54	3291	-
60	-	1010
64	-	2093
65	3100	-
74	4240	-
78	-	1747
121	2624	1095
149	1792	1795
183	1567	948

Se encontraron "picos" de concentración de TPH máximos y mínimos a lo largo del tratamiento, siendo los más destacables los que se detallan a continuación:

Fig. VI.75: Picos máximos y mínimos de TPH en el conjunto I

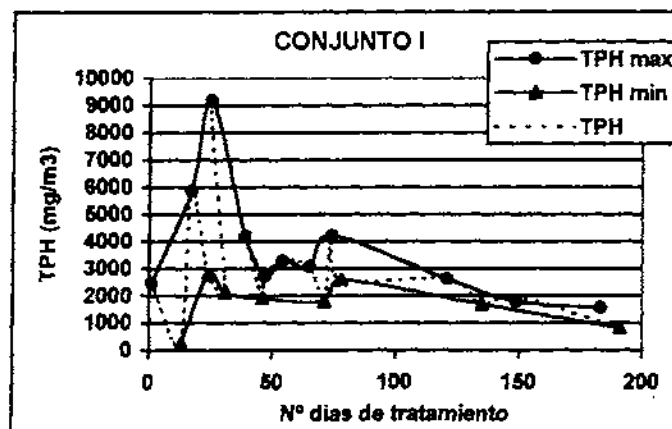


Fig. VI.76: Picos máximos y mínimos de TPH en conjunto D

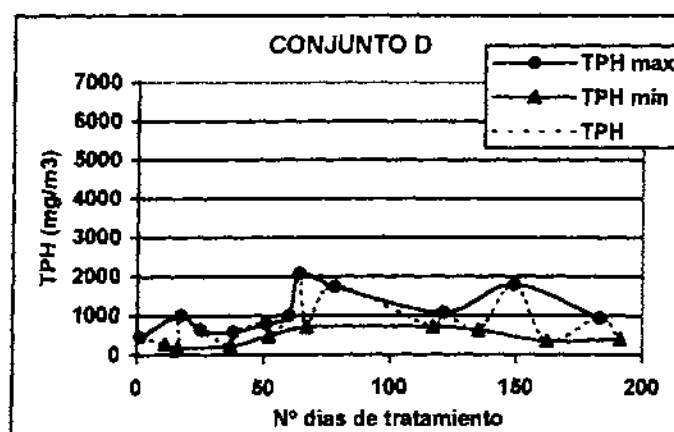


Tabla VI.141: Diferencias de rango entre concentración máxima y mínima de COV's

Tiempo de tratamiento	Rango de COV's (ppm)	
	Ramal I	Ramal D
Inicial	2.000	250
30 días	7.000	400
60 días	1.000	1.300
90 días	1.500	750
120 días	800	500
150 días	300	1.200
180 días	800	200
Final	700	200

Los valores máximos, mínimos y medias de concentración de TPH y de tanto por ciento de fracción volátil extraída según el día de tratamiento, sin contar los valores iniciales al conectar el sistema de tratamiento, se encuentran recogidas en las siguientes tablas:

Tabla VI.142: Picos de concentración de TPH en conjunto I y D

	Conjunto I		Conjunto D	
	TPH (mg/m <sup>3</sup> )	Nº día de tratamiento	TPH (mg/m <sup>3</sup> )	Nº día de tratamiento
MAXIMO	9.190	25	2.93	64
MINIMO	833	191	361	162
MEDIA	2.973	–	706,1	–

Según los resultados obtenidos se pueden realizar las siguientes consideraciones:

- Las concentraciones de TPH en el conjunto I fueron mayores que en el conjunto D.
- La tendencia evolutiva de la concentración de TPH en ambos ramales sigue el mismo desarrollo.
- Al comienzo del tratamiento se produce un incremento de I TPH, para luego ir descendiendo de forma paulatina hasta el final del tratamiento. Esta tendencia evolutiva se hace más evidente en el conjunto I.
- En el conjunto I comienza con un valor de TPH de 2.473 mg/m<sup>3</sup>; esta concentración disminuye hasta el día 18, y poco después se produce un incremento espectacular del TPH en los primeros 35 días de tratamiento, para luego descender ligeramente y estabilizarse entre 4.000 y 2.000 mg/m<sup>3</sup> hasta los 80 días en donde empieza a descender nuevamente y de forma suave hasta el final del tratamiento, finalizando con un TPH de 833 mg/m<sup>3</sup>.
- El conjunto D sigue una evolución creciente de forma muy suave hasta los 65 días de tratamiento, situándose en 2.903 mg/m<sup>3</sup>. A partir de ese máximo, el TPH comienza a decrecer hasta el día 149, en donde se incrementa ligeramente. Posteriormente, sigue descendiendo hasta el final del tratamiento, con situándose en 405 mg/m<sup>3</sup> la última concentración registrada.
- Los valores iniciales de concentración en el conjunto I fue de 2.473 mg/m<sup>3</sup>, sin embargo en el conjunto D fueron mucho menores, de 462 mg/m<sup>3</sup>.

- El valor de concentración máximo en el conjunto I se alcanzó a los 25 días de tratamiento, con un valor de TPH de 9.190 mg/m<sup>3</sup>, sin embargo, la concentración de TPH máxima en el conjunto D fue de 2.093 mg/m<sup>3</sup>, obtenido a los 64 días de tratamiento, es decir a más del doble del tiempo que el conjunto I.
- La media de concentración de TPH en el conjunto I fue superior a la del conjunto D, situándose en 2.973 mg/m<sup>3</sup> en el conjunto I y en 706 mg/m<sup>3</sup> en el conjunto D.
- Los valores de concentración mínimos se producen al final del tratamiento, siendo de 833 mg/m<sup>3</sup> en el conjunto I, a los 191 días de tratamiento, y de 361 mg/m<sup>3</sup> en el conjunto D a los 162 días de tratamiento.
- El incremento de la concentración del TPH en ambos ramales se produce a los 20 días del tratamiento, momento en que coincide con la conexión de la inyección de aire. Este incremento se hace más notable en el conjunto I.

#### VI.2.2.10.2. Fracción volátil

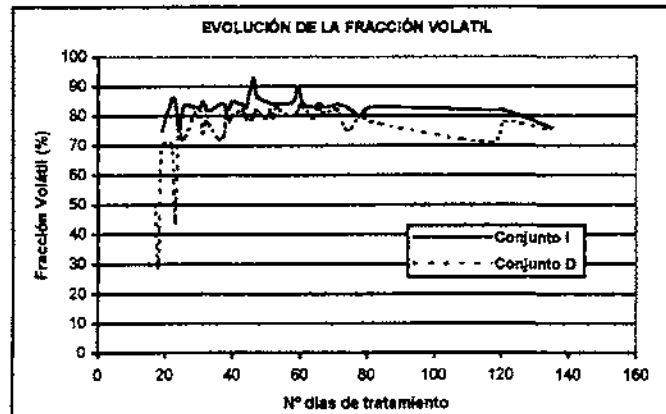
La fracción volátil observada en los cromatogramas está referida a la concentración y/o porcentaje de compuestos volátiles que conforman el queroseno en cada uno de los muestreos. Los compuestos más volátiles corresponden a las compuestos de carbonos con menor número de carbonos, cadenas lineales de la C<sub>7</sub> a la C<sub>10</sub>, dentro del total de compuestos que constituyen el queroseno en fase gaseosa. La fracción volátil se ha contabilizado en tanto por ciento de volátiles (%) y en concentración, en gr/m<sup>3</sup>, de compuestos volátiles respecto a la concentración total (TPH).

Tabla VI.143: Picos de la fracción volátil extraída en el conjunto I y D

	Conjunto I		Conjunto D	
	Fracción Volátil (%)	Nº día de tratamiento	Fracción Volátil (%)	Nº día de tratamiento
<b>MAXIMO</b>	93	46	84	53
<b>MINIMO</b>	76	135	71	117
<b>MEDIA</b>	83,5	-	76,7	-

La evolución de la fracción volátil de los gases extraídos durante el tratamiento se observa en la siguiente figura:

Fig. VI.77: Evolución de la fracción volátil (%) en el conjunto I y D



Los resultados de la fracción volátil extraída indican que:

- En el conjunto I, los gases extraídos poseen un mayor porcentaje de compuestos volátiles que en el conjunto D.
- El valor máximo de porcentaje de fracción volátil en el conjunto I fue del 93 %, a los 46 días desde que comenzó la puesta en marcha, y en el conjunto D de 84 % a los 53 días.
- El valor mínimo en el conjunto I fue de 76%, a los 135 días de tratamiento, y en el conjunto D de 71% a los 117 días de tratamiento.
- La media de compuestos o fracción volátil extraída en el conjunto I fue del 83,5%, sin embargo en el conjunto D desciende al 76,7 %.
- Considerando que la media del TPH extraído en el conjunto I fue de 2.973 mg/m<sup>3</sup>, la fracción volátil serían 2.482,4 mg/m<sup>3</sup> del TPH extraído.
- Del mismo modo, en el conjunto D, si el TPH medio extraído fue de 706,1 mg/m<sup>3</sup>, la fracción volátil sería de 541,6 mg/m<sup>3</sup>.
- Por tanto, la masa de volátiles extraídos fue superior en el conjunto I.

### VI.2.2.11. Resultados de analítica de suelos

Se tomaron diferentes muestras de suelos para la realización de análisis de concentración de TPH y de mecánica de suelos.

#### VI.2.2.11.1. Análisis de mecánica de suelos

Se tomaron cuatro muestras de suelo, a diferente profundidad, de dos sondeos diferentes. En estas muestras de suelo se llevaron a cabo análisis de mecánica de suelos, consistentes en el análisis granulométrico por sedimentación, permeabilidad, peso específico de partículas, densidad seca, y grado de humedad. Así mismo también se llevaron a cabo análisis de pH del suelo, porcentaje de materia orgánica, y concentración de carbonatos y sulfatos existentes. En estas muestras al mismo tiempo se analizó también la concentración de TPH existente.

Las muestras de suelo se tomaron mediante testigos parafinados extraídos del testigo del suelo durante la realización de los sondeos de comprobación o bien sobre muestras de suelo recogidas directamente de los testigos de los sondeos.

Los resultados se indican en las siguientes tablas:

Tabla VI.144: resultados de los análisis de mecánica de suelos

Sondeo	Tipo Muestra*	Profundidad	Tipo de suelo	Permeabilidad	Peso espec. Part.	Densidad seca	Humedad
		m		cm/s	g/cm <sup>3</sup>	g/cm <sup>3</sup>	%
S-1	TP	12,2			2,654	1,70	19,6
X6	S	8,5	Arena arcillosa				
X4	TP	9,6-9,9		3,67E-07	2,67	1,84	9,85
X4	S	12,5	Arena arcillosa				
X4	TP	12,7-12,9		8,54E-08	2,657	1,81	11,18
A-11	TP	7,2-7,4		3,05E-7	2,669	1,77	

\* S: suelo; TP: testigo parafinado

Tabla VI.145: resultados de los análisis de la química del suelo y el TPH

Sondeo	Tipo Muestra*	Profundidad	Tipo de suelo	pH	CO <sub>2</sub> Ca	Sulfatos	Mat. Orgánica	TPH
		m			%	%	%	mg/m <sup>3</sup>
S-1	TP	12,2		8,04	—	—	0,3	455
X6	S	8,5	Arena arcillosa	7,35	—	—	0,30	4018
X4	TP	9,6-9,9		—	5	< 01	0,26	<50
X4	S	12,5	Arena arcillosa	7,58	—	—	0,26	1952
X4	TP	12,7-12,9		—	4	< 01	0,3	1952
A-11				7,84				

\* S: suelo; TP: testigo parafinado

### VI.2.2.11.2. Análisis de TPH y fracción volátil

Se tomaron muestras de suelo antes del comienzo del sistema de tratamiento, en el momento de la ejecución de los pozos del campo de pruebas, para conocer con un mayor número de datos, y por tanto, de forma más concreta, las condiciones iniciales de concentración de la contaminación junto con los resultados obtenidos de los sondeos previos de investigación.

Los resultados obtenidos no fueron los esperados debido a que el método de perforación utilizado no era el adecuado, al ser sondeos realizados con perforación a destroza, y utilizar agua y aire, por lo que la representatividad de los análisis de TPH de las muestras disminuyó al estar lavadas.

Una vez puesto en marcha el sistema de tratamiento, se procedió a realizar sondeos de comprobación cada 30 días aproximadamente, contando a partir de la puesta en marcha de las pruebas piloto, con el fin de testificar el grado de descontaminación producido y así poder cuantificar el grado de rendimiento del sistema utilizado, con el fin de implantar mejoras en el sistema.

#### 1) Muestreo inicial de TPH

Se analizaron un total de 17 muestras de suelos tomadas en los sondeos realizados para la ejecución de los pozos de extracción, de inyección y de control de forma aleatoria y a diferentes profundidades.

Estos sondeos se realizaron a destroza, utilizando como método de perforación batería con tricono y/o con martillo a rotoperCUSión u odex, extrayendo los detritus con inyección de aire y/o agua a presión.

**Tabla VI.146: Análisis de TPH en los sondeos correspondientes a los pozos de tratamiento**

SONDEO	PROFUND.	FECHA	OBSERVACIONES	TPH (mg/kg)
E-4L	8 m	22/06/98	Perforación con aire a presión	51
E-4L	12 m	22/06/98	Perforación con aire a presión. (Agua del suelo)	78
E-1L	12 m	22/06/98	Perforación con hélice	233
E-4L	7 m	22/06/98	Perforación con aire a presión	51



SONDEO	PROFUND.	FECHA	OBSERVACIONES	TPH (mg/kg)
E-1L	9 m	22/06/98	Perforación con hélice	231
C-2	9 m	23/06/98	Detritus perforación sondeo corto	1.045
C-3	2 m	23/06/98	Detritus perforación sondeo corto	2.466
I-4	3 m	24/06/98	Perforación con hélice	< 50
I-4	6 m	24/06/98	Perforación con hélice	< 50
C-1	20 m	25/06/98	Suelo sondeo C-1 largo	924
C-1	21 m	25/06/98	Tramo final de la hélice	1.407
C-4	9 m	26/06/98	Detritus perforación sondeo corto	< 50
C-4	11 m	26/06/98	Detritus perforación sondeo corto	< 50
I-2	9 m	27/06/98	Profundidad orientativa	121
C-4	6,4 m	27/06/98	Muestra sondeo corto	< 50
I-2	12 m	27/06/98	Profundidad orientativa	172
C-3	9 m	27/06/98	Detritus perforación sondeo corto	2.005

Las concentraciones de TPH obtenidas en los sondeos anteriores no fueron lo suficientemente representativas en la mayoría de los casos debido a que el método de perforación fue el adecuado para la ejecución de los pozos del sistema pero no para la realización de este tipo de muestreos y por que la profundidad de la muestra en muchos casos no fue del todo exacta por ser sondeos realizados a destroza.

Sin embargo, durante la ejecución de los sondeos se reparó en la presencia de contaminación en el suelo mediante criterios organolépticos, y estas observaciones indicaron la presencia de contaminación en todos los sondeos.

Considerando los resultados de TPH obtenidos en la fase de investigación inicial y los obtenidos en los sondeos anteriores se puede indicar como condiciones iniciales de contaminación las siguientes concentraciones:

Tabla VI.147: Condiciones de concentración de TPH iniciales

Sondeo	Profundidad de muestreo	Cota de muestreo	TPH (mg/kg)
S-1	8,4	595,3	925
S-11	3,05	603,89	696
	7,1	599,84	2.304
C-1	10	597,03	924
	11	596,03	1.407

Sondeo	Profundidad de muestreo	Cota de muestreo	TPH (mg/kg)
C-2	9	597,95	1.045
C-3	2	605,04	2.466
	9	598,04	2.005

Por lo que se observa en los resultados la contaminación está presente desde prácticamente la superficie del suelo hasta altas profundidades, es decir desde cota 605 a 594 m.m.s.m..

## 2) Sondeos de comprobación

Los sondeos se realizaron a rotación con extracción de testigo continuo y en seco, realizándose un "head space" cada medio metro como criterio selectivo de las muestras, analizándose una media de 10 muestras por sondeo.

Las muestras de suelos para análisis de TPH se tomaron siguiendo los procedimientos especificados en el Apdo. V.4.2. Protocolo de toma de muestras.

En cada uno de los sondeos realizados se realizó el levantamiento de la columna litológica, anotando de forma detallada los puntos de aparición y desaparición de la contaminación observados por medios organolépticos y los resultados obtenidos de COV's mediante el "head space".

En la primera fase o campaña de reconocimiento, a los 35 días, se realizaron un total de 6 sondeos, en la segunda fase, a los 75 días, se realizaron un total de 3 sondeos, y en la última campaña, a los 140 días de funcionamiento, se realizó un sondeo de comprobación.

La localización de los sondeos se encuentra en el plano 22 del Anejo IV. Los resultados de TPH y de COV's obtenidos de todos los sondeos de comprobación realizados y las columnas litológicas se encuentran en las tablas recogidas en el Anejo IV.

### ➤ *Sondeos de reconocimiento a 35 días:*

Se llevaron a cabo 6 sondeos de reconocimiento, denominados como X-1, X-2, X-3, X-4, X-5, y X-6, durante los días 10 a 18 de agosto. Los resultados de cada uno de los sondeos se encuentran recogidos en las siguientes tablas:

**Tabla VI.148: Resultados obtenidos del sondeo X-1 (Fecha ejecución: 10-08-98)**

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH (mg/kg)	Fracción Volátil		Matriz del suelo
			(%)	(mg/kg)	
5	1715	848,5	32	271,5	Arenas y gravas
6	250	< 50	22		Arenas y gravas
7	57	< 50	16		Arenas y gravas
9	17,5	< 50	No detectada		Arenas y gravas
13	106	< 50	No detectada		Arenas y gravas
13,5	1,5	< 50	No detectada		Arenas y gravas
15	3,7	< 50	No detectada		Arcillas
18	9,5	< 50	No detectada		Arcillas
20	22	< 50	No detectada		Arcillas
19	24,5	< 50	No detectada		Arcillas

**Tabla VI.149: Resultados obtenidos del sondeo X-2 (Fecha ejecución: 12-08-98)**

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH (mg/kg)	Fracción Volátil		Matriz del suelo
			(%)	(mg/kg)	
3	17,7	< 50	No detectada		Arcillas arenosas
3,5	20,3	< 50	No detectada		Limos arcillosos
4	18,5	< 50	No detectada		Limos arcillosos
5	24,3	< 50	No detectada		Arenas y gravas
5,5	26,6	< 50	No detectada		Arenas y gravas
6	24,7	< 50	No detectada		Arenas y gravas
8	18	< 50	No detectada		Arenas y gravas
10	6,6	< 50	No detectada		Arenas y gravas
10,5	44,9	15	Despreciable	< 50	Arenas y gravas

**Tabla VI.150: Resultados obtenidos del sondeo X-3 (Fecha ejecución: 11-08-98)**

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH (mg/kg)	Fracción Volátil		Matriz del suelo
			(%)	(mg/kg)	
1	479	158,5	20	32	Arcillas arenosas
1,5	1058	694	25	173,5	Arcillas arenosas
2	1560	625	40	250	Arenas y gravas arcillosas
3	1679	178	44	78,5	Arenas limosas
3,5	1187	402	44	177	Arenas limosas
4	1363	387	47	182	Arenas limosas
4,5	1009	< 50	Despreciable		Arenas limosas
5	32,7	< 50	No detectado		Arenas y gravas
7,5	21,4	< 50	No detectado		Arcillas arenosas
11	405	42	30	12,6	Arenas arcillosas
13	16,2	< 50	No detectado		Arcillas arenosas

Tabla VI.151: Resultados obtenidos del sondeo X-4 (Fecha ejecución: 18-08-98)

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH (mg/kg)	Fracción Volátil		Matriz del suelo
			(%)	(mg/kg)	
4	4,4	< 50	No detectada	-	Arenas y gravas
5	3,5	< 50	No detectada	-	Arenas y gravas
6,5	8,1	< 50	No detectada	-	Arenas limosas
8	11	< 50	No detectada	-	Arenas limosas
10	11,5	< 50	No detectada	-	Arenas limosas
11,5	86	1,2	Despreciable	-	Arenas limosas
12	1737	1277	47	600	Arenas y gravas
12,5	1591	1952	48	937	Arenas y gravas
13	51,6	< 50	No detectada	-	Arenas y gravas
14,5	28,6	< 50	No detectada	-	Arenas y gravas

Tabla VI.152: Resultados obtenidos del sondeo X-5 (Fecha ejecución: 17-08-98)

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH (mg/kg)	Fracción Volátil		Matriz del suelo
			(%)	(mg/kg)	
2,5	2,2	< 50	No detectada	-	Arcillas arenosas
4	0,5	< 50	No detectada	-	Arcillas arenosas
5	4,5	< 50	No detectada	-	Arcillas arenosas
6	2	< 50	No detectada	-	Arcillas arenosas
7,5	4,6	< 50	No detectada	-	Arcillas arenosas
8,5	5	< 50	No detectada	-	Arenas limosas
9,5	23,3	< 50	No detectada	-	Arenas limosas
11	6,3	< 50	No detectada	-	Arenas limosas
12,5	0	< 50	No detectada	-	Arenas y gravas
14	1,8	< 50	No detectada	-	Arenas y gravas

Tabla VI.153: Resultados obtenidos del sondeo X-6 (Fecha ejecución: 14-08-98)

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH (mg/kg)	Fracción Volátil		Matriz del suelo
			(%)	(mg/kg)	
7,5	24,5	< 50	No detectada	-	Arcillas arenosas
8	101	10,8	Despreciable	-	Arcillas arenosas
8,5	1300	4018	45	1808	Arenas y gravas arcillosas
9	1766	102	39	40	Arenas limosas
9,5	574	30	38	11,4	Arenas limosas
10	392	< 50	Despreciable	-	Arenas limosas
10,5	168	19	46	8,74	Arenas limosas
11	373	9,7	44	4,3	Arenas y gravas
11,5	89,3	23	48	11	Arcillas arenosas
11,8	156	9	45	3	Arenas arcillosas
12,5	12	0,6	No detectada	-	Arcillas arenosas

En el Anejo IV se encuentran las tablas y los gráficos de evolución del TPH y de la fracción volátil con la profundidad de la perforación (cota absoluta) de las muestras tomadas en todos los sondeos realizados.

Los sondeos de reconocimiento realizados en esta primera fase indican valores de contaminación situados por encima de los 1.000 mg/Kg de TPH en la mayoría de los sondeos. Los valores máximos se sitúan entre 848,5 mg/kg (sondeo X-1 a 5 m de profundidad) y los 1.952 mg/kg (sondeo X-5 a los 12,5 m de profundidad). Llegando en el sondeo X-6 a registrarse un valor de 4.018 mg/kg a una profundidad de 8,5 m, profundidad que en este sondeo se sitúa por debajo del nivel freático (zona saturada) y por tanto no ha sido afectada por el tratamiento de extracción de vapores.

Los sondeos X-2 y X-5 no presentaron nada de contaminación (por debajo del límite de detección situado en 50 mg/kg) por lo que se consideraron limpios.

La fracción volátil analizada en las muestras de suelos indican porcentajes situados entre un 20% mínimo y un 48% máximo, no detectándose o no considerándose en las muestras cuya concentración fue menos a 50 mg/kg. El valor medio de la fracción volátil extraída fue de 40,75%.

➤ *Sondeos de reconocimiento a 75 días*

Se llevaron a cabo 3 sondeos de reconocimiento al siguiente mes de la primera fase de reconocimiento, es decir a los 75 días desde que comenzara el tratamiento aproximadamente. Los sondeos realizados se denominaron X-7, X-8 y X-9, y se llevaron a cabo entre el 17 y el 22 de septiembre de 1.998.

Los resultados obtenidos se detallan en las siguientes tablas:

**Tabla VI.154: Resultados obtenidos del sondeo X-7 (Fecha ejecución: 22-09-98)**

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH (mg/kg)	Fracción Volátil		Matriz del suelo
			(%)	(mg/kg)	
3,5	3,4	< 50	No detectada		Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
8	214	51	33	17	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
8,5	467	1.255	45	565	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
9	79,4	60	37	22	Arcillas arenosas
9,5	210	220	45	99	Arenas y gravas
11,5	1,6	< 50	No detectada	-	Arenas y gravas
17,5	4,7	< 50	No detectada	-	Arcillas limosas

Tabla VI.155: Resultados obtenidos del sondeo X-8 (Fecha ejecución: 22-09-98)

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH (mg/kg)	Fracción Volátil		Matriz del suelo
			(%)	(mg/kg)	
4	3,7	< 50	No detectada	—	Arenas en matriz limoarcillosa
7,5	4	< 50	No detectada	—	Arenas en matriz limoarcillosa
11,5	448	146	47	69	Arcillas color verde
12	223	65	30	19	Arcillas arenosas
12,5	6,6	< 50	No detectada	—	Arcillas arenosas
14,5	23,7	< 50	No detectada	—	Arcillas arenosas

Tabla VI.156: Resultados obtenidos del sondeo X-9 (Fecha ejecución: 22-09-98)

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH (mg/kg)	Fracción Volátil		Matriz del suelo
			(%)	(mg/kg)	
3,5	96,3	< 50	No detectada	—	Arcillas arenosas grano fino
6,5	20,1	< 50	No detectada	—	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
9,5	50,2	< 50	No detectada	—	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
11,5	70,3	< 50	No detectada	—	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
13	0	< 50	No detectada	—	Arcillas
17	17,5	< 50	No detectada	—	Cantos y gravas
20,5	5,5	< 50	No detectada	—	Arcillas

En el Anejo IV se encuentran las tablas y los gráficos de evolución del TPH y de la fracción volátil con la profundidad (cota absoluta) de las muestras tomadas en todos los sondeos realizados.

Los resultados obtenidos en los sondeos de comprobación X-7, X-8 y X-9 realizados a los 75 días de tratamiento, indican concentraciones por debajo de < 50 mg/kg a lo largo de todo el espesor de suelo no saturado, salvo en algunos puntos situados entre las cotas 595 y 590 en que la concentración de TPH se situó en 1.255 mg/kg.

La fracción volátil obtenida en estos sondeos osciló entre 30% de mínima y 47% de máxima, con una media de 39,5%, no llegando a detectarse en las muestras en las que no existe contaminación (< 50 mg/kg).

#### ➤ Sondeos de reconocimiento a los 140 días

Se realizó un único sondeo de reconocimiento, denominado A-11, entre los días 24 y 25 de noviembre de 1.998, a los 65 días de la segunda fase de reconocimiento. Los resultados se indican a continuación:

Tabla VI.157: Resultados obtenidos en el sondeo A-11 (Fecha ejecución: 24/25-11-98)

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH		Fracción Volátil		Matriz del suelo
		mg/kg	ppm	(%)	(mg/kg)	
3,5	875	1113	1113	37	412	Arenas y gravas arcillosas
5,5	130	< 10	< 10	No detectada		Arenas y gravas arcillosas
9	113	< 10	< 10	No detectada		Arenas y gravas arcillosas
11,5	366	< 10	< 10	No detectada		Arenas limosas
12,5	37,8	< 10	< 10	No detectada		Arcillas arenosas
20	21,1	< 10	< 10	No detectada		Arcillas

Se obtuvieron valores de TPH menores que los anteriores, siendo todas las concentraciones por debajo del límite de detección, situado en 10 mg/kg, salvo una muestra a 3,5 m de profundidad que registró 1.113 mg/kg.

Se tomaron muestras de carbón activo en las muestras de suelo tomadas para el laboratorio con el fin de analizar la concentración de TPH presente en los gases volátiles de la matriz del suelo.

Tabla VI.158: Resultados obtenidos en muestras de gas del suelo del sondeo A-11

Profundidad (m)	COV's (ppm)	TPH		Fracción Volátil		Matriz del suelo
		(mg/m <sup>3</sup> )	ppm	(%)	(mg/m <sup>3</sup> )	
3,5	875	3950	681	78	3081	Arenas y gravas arcillosas
5,5	130	134	23	48	64	Arenas y gravas arcillosas
9	113	32	6	33	11	Arenas y gravas arcillosas
11,5	366	1825	315	41	748	Arenas limosas
12,5	37,8	125	22	21	26	Arcillas arenosas

Se analizó los volátiles de la matriz del suelo en prácticamente todas las muestras de suelo, obteniéndose contaminación en prácticamente todas las muestras, con concentraciones situadas entre 3.950 mg/m<sup>3</sup> de máxima y 32 mg/m<sup>3</sup> ( 681 y 6 ppm de TPH).

Se ha distribuido los resultados de contaminación obtenidos a diferentes profundidades según cota de suelo en cada una de las fases de reconocimiento, calculando la media ponderada de la concentración de TPH que existía en relación con la profundidad (cota absoluta).

Los resultados obtenidos fueron los siguientes:

Tabla VI.159: Resultado de TPH (mg/kg) máximo en suelos a los 45 días

Cota (m.s.n.m.)	X-1	X-2	X-3	X-4	X-5	X-6
605-600	848,5	< 50	694	< 50	< 50	–
600-595	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50	< 50
595-590	< 50	< 50	< 50	1.954	< 50	4.108*
590-585	< 50	–	–	–	–	–

\* Muestra tomada por debajo del nivel freático (zona saturada)

Tabla VI.160: Resultados de suelos a los 75 días

Sondeo	Máximo valor de TPH registrado por tramo (mg/kg)			
	605-600	600-595	595-590	590-585
X-7	–	< 50	1.255	< 50
X-8	< 50	< 50	146	< 50
X-9	< 50	< 50	< 50	< 50

Del mismo modo, para el sondeo realizado a los 140 días de tratamiento, se obtiene :

Tabla VI.161: Resultados de suelos a los 140 días

Sondeo	Máximo valor de TPH registrado por tramo (mg/kg)			
	605-600	600-595	595-590	590-585
A-8	1.113	<10	176	<10

En la siguiente tabla se puede observar la comparación entre el TPH medio inicial y el obtenido en durante las fases de reconocimiento a distintas profundidades (cotas absolutas):

Tabla VI.162: Evolución de la concentración de TPH en suelos con el tratamiento

cota (m.s.n.m.)	TPH inicial (mg/kg)	TPH a los 35 días (mg/kg)	TPH a 75 días (mg/kg)	TPH a 140 días (mg/kg)
605-600	2.466-2.304	848,5	< 50	1.113
600-595	2.005	< 50	< 50	< 10

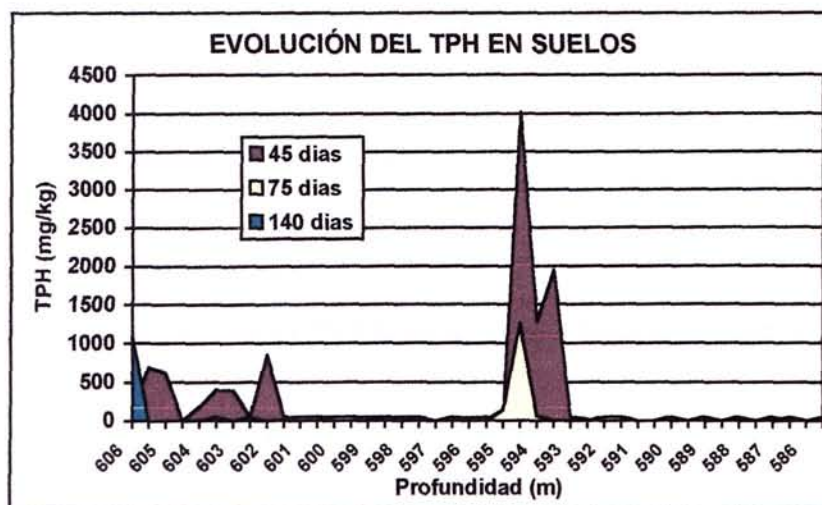


cota (m.s.n.m.)	TPH inicial (mg/kg)	TPH a los 35 días (mg/kg)	TPH a 75 días (mg/kg)	TPH a 140 días (mg/kg)
595-590	4.018*	1.952	1.255	< 10
590-585	< 10	< 50	< 50	< 10

(\*al estar tomada por debajo del nivel freático se considera un valor de concentración inicial ya que no le ha afectado la extracción de vapores)

Los gráficos de evolución de TPH con la profundidad (cota absoluta) indican la existencia de una disminución de la concentración del TPH en la zona del suelo contaminada con el tiempo, y una reducción del espesor de suelo contaminado:

Fig. VI.78: Evolución del TPH con la profundidad durante el tiempo de tratamiento



Según estos resultados se puede destacar las siguientes consideraciones:

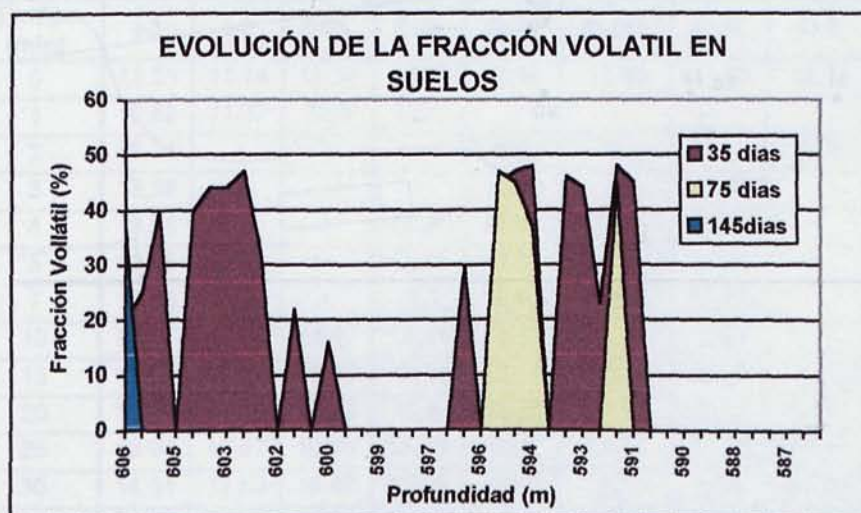
- La contaminación inicialmente se encuentra localizada prácticamente desde la superficie hasta el nivel freático, desde la cota 606 a la 595.
- El valor máximo de TPH inicial entre las cotas 605-600 fue 2.466 mg/kg, entre cota 600-595 de 2.005 mg/kg, y entre 595-590 de 4.018 mg/kg. A partir de la cota 590 no se ha detectado contaminación.
- Se considera como valor máximo de TPH inicial obtenido fue de 4.018 mg/kg (sondeo X-6), ya que aunque la muestra se obtuvo a los 35 días del tratamiento, al haber estado por

debajo del nivel freático (zona saturada) no estuvo bajo la influencia del mismo. Este valor de TPH se encuentra localizado a una cota de 594,5.

- El valor máximo de TPH a los 35 días de tratamiento entre las cotas 605-600 disminuyó a 848,8, entre 600-595 no se detectó contaminación, entre 595-590 fue de 1.952, y por debajo de 590 tampoco se detectó.
- A los 35 días de tratamiento se redujo considerablemente la concentración de TPH, no detectándose contaminación en varios sondeos (X-2 y X-5). El valor máximo de TPH fue de 1.952 mg/kg correspondiente al sondeo X-4 y a 593,5 m.
- El valor máximo de TPH a los 75 días de tratamiento fue de 1.255 mg/kg, situado entre 595-590 m. en el resto no se detectó profundidad. Este valor máximo se registró a una cota 594,5 en el sondeo X-7.
- El valor máximo de TPH a los 140 días de tratamiento se localizó a cota 603 m, con una concentración de 1.113 mg/kg. En el resto de profundidades no se detectó ningún tipo de contaminación.

Se analizó también la evolución de la fracción volátil con el tiempo de tratamiento. El gráfico siguiente refleja dicha evolución:

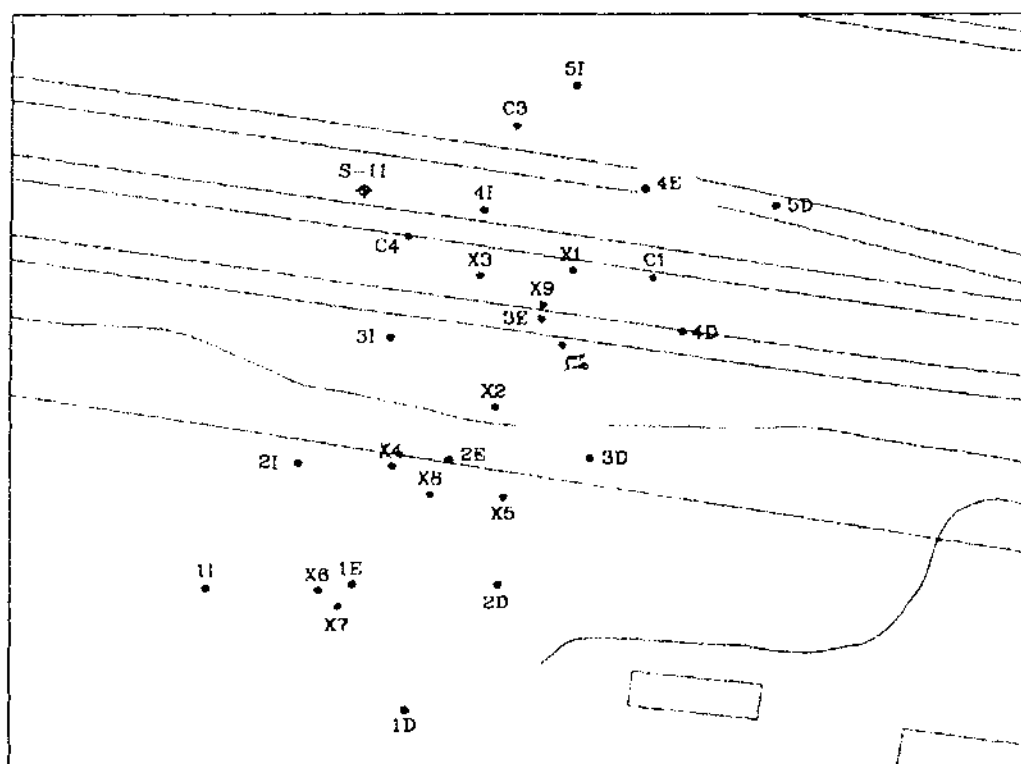
Fig. VI.79: Evolución de la fracción volátil con el sistema de tratamiento



Se observan los siguientes puntos:

- A los 35 días de tratamiento se encuentra localizada la fracción más volátil entre las cotas 605-600 aproximadamente y 596-590 m. Los valores son muy variables, con un intervalo entre 48 y 16%.
- A los 75 días de tratamiento la fracción volátil solamente se detectó entre las cotas 595-591, con un intervalo situado entre 33-47%.
- A los 140 días de tratamiento, no detectó en ningún punto (no existía contaminación) salvo a cota 603, donde se registró un 37%.

Fig. VI. 80. Localización de los sondeos de comprobación (campo de pruebas n° 2)





### VI.2.2.12. Resultados de los ensayos de bombeo

Se efectuó un ensayo de bombeo desde el pozo I-3 entre el 28 y 29 de junio de 1.998 antes de la puesta en marcha del sistema de tratamiento. La interpretación del ensayo y los resultados de los parámetros hidráulicos se encuentran en el apartado VII.5.1.1 y VII.5.3.3.2.

Se efectuaron lecturas del nivel freático en el propio pozo I-3, y como pozos de control se tomaron los pozos de bombeo I-2, D-3 y D-5 (sin bombear), pozos de inyección E-2L y E-3L, así como en los piezómetros C-3L, C-4L, P-1L, P-8L y P-11L.

El ensayo de bombeo tuvo una duración de 24 horas (1.440 min), después de las cuales se paró la bomba y se midió la recuperación durante otras 6 horas (360 min).

El ensayo tuvo las siguientes características:

- Caudal de bombeo (Q) = 260 m<sup>3</sup>/día (aprox. 10,8 m<sup>3</sup>/h)
- Tiempo de bombeo (t) = 1440 minutos
- Descenso en el pozo de bombeo (d) = 3 m

En la tabla siguiente se encuentran los niveles freáticos tomados durante el ensayo:

Tabla VI.163: Registro de niveles en el ensayo de bombeo

Hora	Tiempo (min)	I-3	I-2	E-2L	E-3L	C-4L	P-11L	C-3L	D-5	D-3	P-1L	P-8L
9:30	0	12,31	11,74	12,34	12,63	11,96	11,68	11,83	12,33	11,84	8,18	9,45
	1	12,52	11,87	12,8	12,1	-	-	-	-	11,8	-	-
	2	13,24	-	-	-	12,22	-	-	12,3	-	-	-
	3	13,38	-	-	-	12,41	-	11,64	-	-	-	-
	4	13,31	-	-	13,07	12,52	-	11,73	-	-	-	-
	5	13,45	-	-	13,09	12,83	-	11,82	-	-	-	-
	7	13,53	12,23	-	13,1	12,97	11,90	11,89	-	-	-	-
	10	13,61	12,29	13,10	13,23	13,03	-	11,97	-	12,13	-	-
9:45	15	13,74	12,40	13,20	13,32	13,11	12,03	12,11	12,5	12,14	-	-
	20	13,86	12,50	13,29	13,4	13,22	12,12	12,17	12,61	12,25	-	-
	25	13,94	12,57	13,36	13,49	13,3	12,19	12,24	12,61	12,25	-	-
10:00	30	14,01	12,63	13,42	13,55	13,36	12,25	12,3	12,59	12,40	8,50	9,59
	40	14,14	12,75	13,53	13,68	13,5	12,36	12,41	12,8	12,48	-	-
	50	14,23	12,83	13,62	13,76	13,59	12,46	12,49	12,88	12,57	-	-
10:30	60	14,31	12,91	13,72	13,83	13,66	12,51	12,56	12,94	12,68	8,69	9,68
10:45	75	14,41	13,00	13,77	13,92	13,75	12,59	10,64	13,02	12,74	-	-

Hora	Tiempo (min)	I-3	I-2	E-2L	E-3L	C-4L	P-11L	C-3L	D-5	D-3	P-1L	P-8L
11:00	90	14,45	13,05	13,77	13,95	13,8	12,66	12,7	13,06	12,71	8,77	9,74
11:15	105	14,5	13,09	13,81	13,97	13,84	12,68	12,74	13,1	12,72	-	-
11:30	120	14,53	13,13	13,83	14,02	13,88	12,71	12,76	13,13	12,78	8,82	9,79
12:00	150	14,58	13,18	13,88	14,06	13,93	12,76	12,81	13,17	12,8	8,86	9,83
12:30	180	14,62	13,23	13,92	14,10	13,98	12,82	12,86	13,2	12,85	8,9	9,86
13:00	240	14,66	13,26	13,95	14,14	14,02	12,85	12,89	13,23	12,88	8,93	9,89
14:00	300	14,71	13,32	14,00	14,22	14,07	12,88	12,94	13,28	12,93	8,98	9,93
15:00	360	14,75	13,37	14,04	14,25	14,11	12,93	12,98	13,31	12,96	9,02	9,97
16:00	420	14,78	13,41	14,07	14,25	14,14	12,96	13,01	13,34	12,99	9,05	10,00
17:00	480	14,81	13,45	14,09	14,27	14,17	12,98	13,03	13,36	13,01	9,08	10,03
18:00	540	14,84	13,48	14,12	14,3	14,21	13,01	13,06	13,39	13,04	9,11	10,06
19:00	600	14,88	13,52	14,15	14,33	14,24	13,04	13,09	13,42	13,07	9,15	10,09
20:00	660	14,91	13,56	14,17	14,36	14,28	13,07	13,12	213,44	13,09	9,17	10,12
21:00	720	14,94	13,59	14,19	14,38	14,31	13,10	13,15	13,47	13,11	9,20	10,15
22:00	780	14,96	13,63	14,22	14,41	14,33	13,12	13,17	13,49	13,13	9,23	10,18
23:00	840	15	13,66	14,25	14,44	14,36	13,15	13,2	13,52	13,15	9,25	10,21
0:00	900	15,02	13,69	14,27	14,46	14,39	13,17	13,25	13,53	13,18	9,28	10,22
1:00	960	15,05	13,72	14,29	14,48	14,4	13,21	13,25	13,56	13,2	9,3	10,26
2:00	1020	15,07	13,74	14,31	14,5	14,42	13,23	13,26	13,58	13,22	9,33	10,28
3:00	1080	15,08	13,78	14,32	14,52	14,44	13,26	13,28	13,6	13,23	9,33	10,31
4:00	1140	15,1	13,8	14,33	14,53	14,48	13,26	13,3	13,61	13,25	9,35	10,32
5:00	1200	15,12	13,81	14,35	14,54	14,47	13,27	13,32	13,62	13,26	9,37	10,33
6:00	1260	15,14	13,83	14,37	14,56	14,48	13,29	13,33	13,64	13,27	9,38	10,35
7:00	1320	15,16	13,85	14,38	14,57	14,5	13,31	13,35	13,65	13,29	9,4	10,37
8:00	1380	15,18	13,88	14,39	14,59	14,52	13,33	13,35	13,67	13,31	9,42	10,39
9:00	1440	15,27	13,97	14,61	14,73	14,61	13,39	13,44	13,76	13,52	9,50	10,42

Una vez finalizado el ensayo de bombeo se paso a a medir la recuperación de los niveles freáticos tanto en el pozo de bombeo como en los utilizados de control.

Tabla VI.164: Registro de niveles en el ensayo de recuperación

Hora	Tiempo (min)	I-3	I-2	E-2L	E-3L	C-4L	P-11L	C-3L	D-5	D-3	P-1L	P-8L
10:10	0	15,33	14,03	14,66	14,88	14,67	-	13,49	-	-	-	-
	1	14,61	-	14,60	-	14,29	-	-	-	-	-	-
	2	14,45	-	14,37	-	14,08	-	-	-	-	-	-
	3	14,36	-	14,3	-	13,99	-	-	-	-	-	-
	4	14,27	-	14,23	-	13,9	-	-	-	-	-	-
	5	14,21	-	14,16	-	13,83	-	-	-	-	-	-
	7	14,10	-	14,07	-	13,72	-	-	-	-	-	-
10:20	10	13,99	13,4	13,92	14,2	13,62	13,22	13,36	13,74	13,3	9,43	10,40
10:25	15	13,85	13,26	13,79	14,09	13,48	13,13	13,26	13,67	13,2	9,38	-
10:30	20	13,77	13,19	13,73	14,02	13,41	13,06	13,22	13,62	13,14	9,35	10,36
10:35	25	13,69	13,11	13,65	13,94	13,31	13,00	13,13	13,56	13,08	9,30	-
10:40	30	13,62	13,04	13,59	13,88	13,25	12,93	13,08	13,5	13,03	9,26	10,33
10:50	40	13,51	12,93	13,48	13,78	13,13	12,83	13,00	13,41	12,93	9,20	10,3
11:00	50	13,41	12,84	13,4	13,69	13,06	12,75	12,89	13,32	12,85	9,14	10,26

Hora	Tiempo (min)	I-3	I-2	E-2L	E-3L	C-4L	P-11L	C-3L	D-5	D-3	P-1L	P-8L
11:10	60	13,33	12,76	13,32	13,61	12,98	12,68	12,8	13,26	12,78	9,09	10,24
11:25	75	13,24	12,68	13,24	13,53	12,88	12,60	12,73	13,18	12,7	9,03	10,20
11:40	90	13,17	12,61	13,18	13,46	12,81	12,52	12,66	13,12	12,63	8,97	10,17
11:55	105	13,11	12,55	13,11	13,41	12,74	12,46	12,5	13,07	12,59	8,93	10,14
12:10	120	13,08	12,51	13,08	13,37	12,71	12,43	12,56	13,04	12,55	8,9	10,12
12:40	150	13,01	12,44	13,00	13,3	12,65	12,36	12,56	12,98	12,48	8,83	10,07
13:10	180	12,95	12,39	12,95	13,25	12,6	12,31	12,45	12,93	12,43	8,78	10,03
13:40	210	12,90	12,34	12,91	13,21	12,56	12,27	12,41	12,89	12,4	8,75	10,00
14:10	240	12,86	12,03	12,87	13,17	12,52	12,23	12,37	12,85	12,36	8,71	9,97
15:10	300	12,81	12,24	12,82	13,12	12,46	12,17	12,32	12,8	12,31	8,66	9,93
16:10	360	12,77	12,2	12,78	13,08	12,41	12,13	12,27	12,76	12,26	8,62	9,89

### VI.2.2.13. Resultados del ensayo de vacío

El ensayo de vacío ha consistido en la aplicación de presión de vacío en el pozo I-3, mediante la utilización de un depresor de canal lateral (utilizada en la extracción de vapores), y la medición de la presión de vacío en los pozos situados alrededor (pozos de extracción I y D, inyección de aire y de control). Dicho ensayo se llevó a cabo el 16 de julio de 1.998.

En la tabla siguiente se indican la presiones de vacío obtenidas en el ensayo:

Tabla VI.165: Resultados de presión de vacío (mbar)

Pozos de extracción				Pozos de control				Pozos de inyección			
I-1	0	D-1	0	C-1C	0	C-1L	0	E-1C	0	E-1L	0
I-2	-10	D-2	0	C-2C	0	C-2L	0	E-2C	-10	E-2L	0
I-3	-130	D-3	0	C-3C	-10	C-3L	0	E-3C	-10	E-3L	0
I-4	-10	D-4	0	C-4C	-20	C-4L	0	E-4C	0	E-4L	0
I-5	0	D-5	0								

La interpretación del ensayo de vacío y el cálculo del radio de influencia de vacío se encuentra detallado en el Apdo. VII.5.3.3.3. Radio de influencia respecto a la extracción de vapores del suelo.

### VI.2.2.14. Resultados del ensayo de inyección

El objetivo del ensayo es estudiar si existen variaciones en el sistema una vez aplicado la inyección de aire. Para ello, se ha observado la evolución de la concentración de volátiles,

explosividad, TPH y fracción volátil, caudales de extracción, presión de vacío en los pozos y niveles freáticos.

Las pruebas se llevaron a cabo durante 12 días (del 17 al 29 de julio). Antes de comenzar el ensayo y proceder a la conexión de la inyección de aire, se paró el bombeo del agua subterránea y se esperó a que los niveles freáticos de los pozos se recuperaran, alcanzando el régimen estático de nuevo. La extracción de vapores estuvo conectada en todo momento.

La inyección de aire se puso en marcha el 20 de julio de 1998 a las 12:15, con un caudal inicial de 80 m<sup>3</sup>/hora; los pozos elegidos para la inyección fueron inicialmente E-1L, E-2C, E-3L y E-4C, es decir se combinaron los pozos cortos y largos.

Al cabo de unos días se procedió a incrementar el caudal de inyección, en concreto el 24 de julio a las 13:50, comenzando con 110 m<sup>3</sup>/h hasta alcanzar 130 m<sup>3</sup>/h el último día. Así mismo, se cambiaron los pozos de inyección, quedando conectada la misma únicamente en los pozos cortos.

Las tablas de resultados y gráficos de evolución se encuentran recogidas en el Anejo IV.

A continuación se indican los valores de presión de vacío, caudales de extracción, COV's y explosividad registrados:

Tabla VI.166: Resultados de COV's y explosividad en conjuntos I y D

Fecha	hora	Nº horas de ensayo	COV's (ppm)		Explosividad (%)		Observaciones
			Conjunto I	conjunto D	Conjunto I	conjunto D	
17/07/98	9:00	0	664	130	12	12	No inyección
18/07/98	2:00	17	402	147	15	15	No inyección
18/07/98	9:00	24	336	188	12	9	No inyección
19/07/98	2:00	41	380	122	13	15	No inyección
19/07/98	9:00	48	308	181			No inyección
20/07/01	12:10	75	520	175	9	10	No inyección
20/07/01	12:30	75,5	860	202	11	10	Medidas 15 min conexión de la inyección (80 m <sup>3</sup> /h)
20/07/01	13:40	77	807	200	18	10	Si inyección
20/07/01	17:45	80	820	195	15	8	Si inyección
21/07/01	9:00	96	715	175	10	7	Si inyección
21/07/01	12:15	99	720	176			Si inyección
22/07/01	9:00	120	673	158	14	13	Si inyección
23/07/01	9:00	144	951	218			Si inyección
24/07/01	9:00	168	831	196	16	7	Se incrementa la inyección a 110 m <sup>3</sup> /h (1 bar de presión) a

Fecha	hora	Nº horas de ensayo	COV's (ppm)		Explosividad (%)		Observaciones
			Conjunto I	conjunto D	Conjunto I	conjunto D	
							las 13:50
24/07/01	18:00	177	411	84	16	7	Si inyección
27/07/01	9:00	240	980	198	13	7	Si inyección
27/07/01	12:30	243,5	1150	220	15	6	Si inyección Q=120 m³/hora)
28/07/98	9:00	264	957	192	11	6	Si inyección
29/07/98	9:00	288	817	163	13	5	si inyección (Q=130 m3/h)

Tabla VI.167: Concentraciones de TPH y Fracción volátil en conjunto I y D

Fecha	hora	nº horas ensayo	TPH (mg/m³)		Fracción volátil (%)		Observaciones
			Conjunto I	conjunto D	Conjunto I	conjunto D	
17/07/98	9:00	0	1260	393			No inyección
18/07/98	9:00	24	257	940			No inyección
19/07/98	9:00	48	1306	126			No inyección
20/07/01	9:00	72	987	172			No inyección
21/07/01	9:00	96	801	200			Si inyección
22/07/01	9:00	120	5883	1,015		50	Si inyección
23/07/01	9:00	144	4528				Si inyección
24/07/01	9:00	168	4483	612	75	70	Se incrementa la inyección a 110 m³/h (1 bar de presión) a las 13:50
27/07/01	9:00	240	3115	507	86	70	Si inyección
28/07/98	9:00	264	5000	513	85	44	Si inyección
29/07/98	9:00	288	2880	570	75	77	si inyección (Q=130 m³/h)
30/07/98	9:00	312	9190	650	82	72	si inyección

Tabla VI.168: Resultados de caudales de extracción e inyección (m³/h)

Fecha	Hora	Tiempo ensayo (horas)	Caudal de extracción (m³/h)										Caudal inyección (m³/h)
			I1	I2	I3	I4	I5	D1	D2	D3	D4	D5	
17/07/98	9:00	0	30	26	30	36	20	10	30	60	55	10	0
18/07/98	9:00	24	36	20	34	28	16	10	25	60	60	10	0
19/07/98	9:00	48	34	26	34	30	20	10	25	65	50	10	0
20/07/98	9:00	72	34	28	30	38	22	10	25	65	50	10	0
20/07/98	13:30	75	34	26	34	36	22	10	25	65	60	10	80
20/07/98	18:00	80	32	26	32	36	22	10	25	60	55	10	80
21/07/98	3:00	90	38	38	36	42	26	10	32	70	65	15	80
21/07/98	9:00	96	22	26	32	38	28	10	25	60	60	10	80
22/07/98	9:00	120	24	26	32	38	22	10	30	60	60	10	80
23/07/98	9:00	144	28	26	32	40	22	10	25	60	60	10	80
24/07/98	9:00	168	24	26	32	38	22	10	25	60	65	10	80
24/07/98	18:00	177	34	25	34	40	24	10	30	60	55	15	110
27/07/98	9:00	240	32	26	34	40	22	10	30	60	65	15	125
28/07/98	9:00	264	32	26	36	40	22	10	25	60	60	15	130



**Tabla VI.169: Resultados de la presión de vacío en pozos extracción**

Fecha	hora	N° horas ensayo	Presión de Vacío (mbar)									
			I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5
17/07/98	9:00	0	-45	-40	-50	-50	-50	-70	-70	-80	-80	-75
18/07/98	9:00	24	-45	-45	-50	-45	-50	-70	-65	-70	-75	-80
19/07/98	9:00	48	-45	-45	-50	-50	-50	-70	-65	-65	-75	-75
20/07/98	9:00	72	-50	-50	-50	-50	-50	-70	-70	-70	-70	-70
20/07/98	12:30	75	-50	-50	-70	-70	-70	-80	-80	-80	-80	-80
21/07/98	9:00	96	-50	-50	-50	-50	-50	-80	-80	-80	-80	-80
24/07/98	9:00	168	-50	-50	-50	-55	-55	-70	-75	-70	-70	-70
27/07/98	9:00	240	-45	-40	-25	-40	-50	-65	-65	-35	-45	-25
28/07/98	9:00	264	-40	-40	-45	-45	-40	-38	-56	-40	-40	-42

**Tabla VI.170: Resultados de presión de vacío en los pozos de inyección**

Fecha	hora	N° horas de ensayo	PRESIÓN DE VACÍO (mbar)							
			E- 1C	E- 2C	E- 3C	E- 4C	E-1L	E-2L	E-3L	E-4L
17/07/98	9:00	0	-10	-10	-10	-10	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.
18/07/98	9:00	24	-10	-10	-10	-12	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.
19/07/98	9:00	48	-10	-12	-10	-12	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.
20/07/98	9:00	72	-5	-10	-10	-10	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.
24/07/98	9:00	168	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.
24/07/98	17:00	176	0	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.
27/07/98	9:00	240	0	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.
28/07/98	9:00	264	0	0	0	0	0	0	0	0

N.L.: No lectura

**Tabla VI.171: Resultados de presión de vacío en los pozos de control**

Fecha	hora	N° horas de ensayo	PRESIÓN DE VACÍO (mbar)							
			C- 1C	C- 2C	C- 3C	C- 4C	C-1L	C-2L	C-3L	C-4L
17/07/98	9:00	0	-10	0	-10	-15	N.L.	-10	N.L.	N.L.
18/07/98	9:00	24	-10	0	-10	-14	N.L.	-10	N.L.	N.L.
19/07/98	9:00	48	-10	0	-12	-12	N.L.	-9	N.L.	N.L.
20/07/98	9:00	72	-11	-1	-20	-10	N.L.	-10	N.L.	N.L.
20/07/98	12:30	75	-10	-10	-10	-15	0	-10	0	0
21/07/98	9:00	96	-10	-10	-10	-15	0	-10	0	0
22/07/98	9:00	120	-10	-10	-10	-15	N.L.	-10	N.L.	N.L.
24/07/98	9:00	168	-10	-10	-10	-20	0	0	0	0
27/07/98	9:00	240	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.
28/07/98	9:00	264	-3	-8	-9	-12	N.L.	N.L.	N.L.	N.L.

N.L.: No lectura

Los gráficos de cada uno de los parámetros medidos se encuentran en el Anejo IV. A continuación se presentan los más representativos:

Fig. VI.81: Evolución de COV's

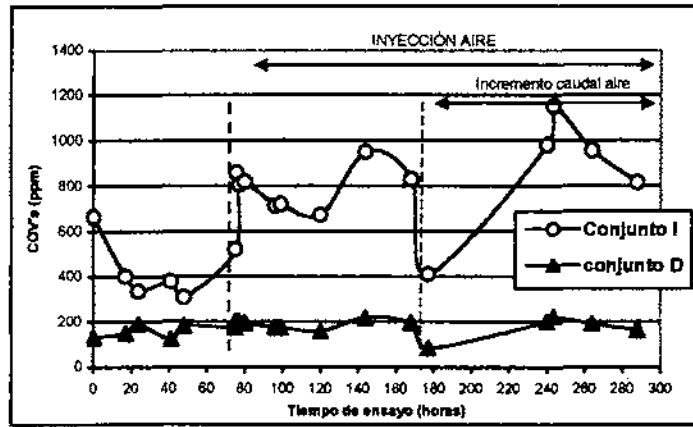


Fig. VI.82: Evolución del TPH

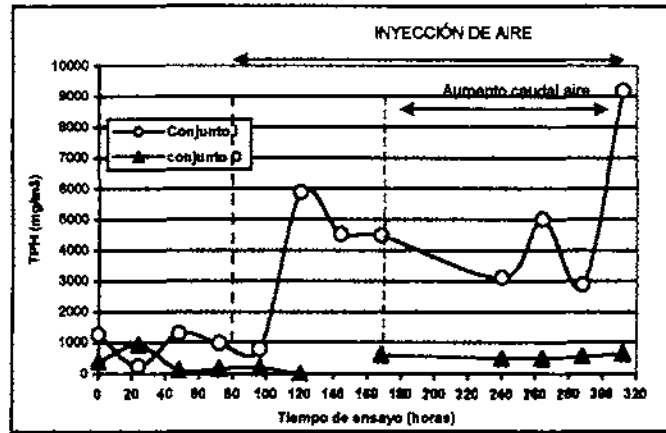


Fig. VI.83: Evolución de caudales de extracción en pozos I y D vacío

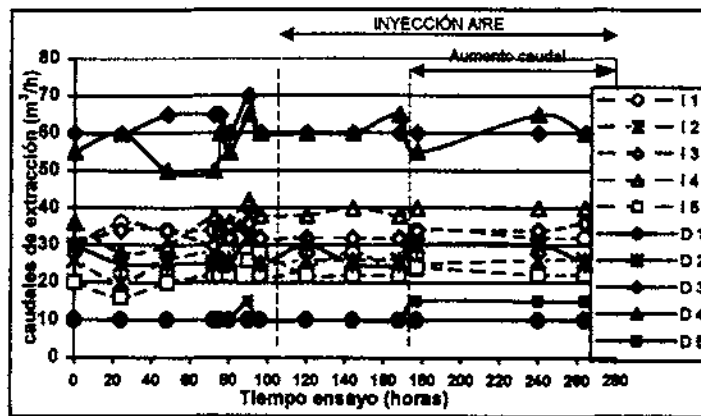
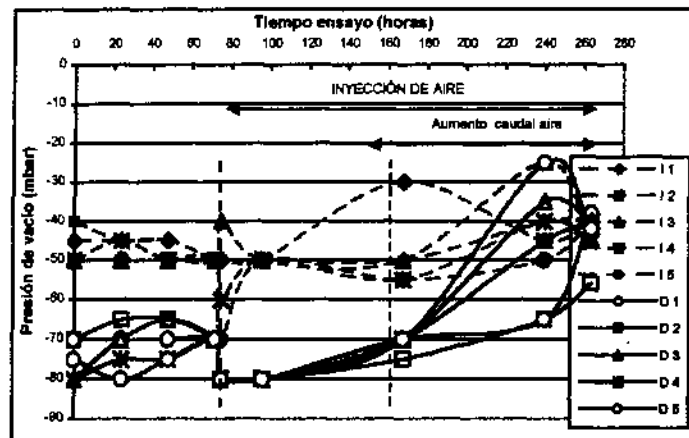


Fig. VI.84: Evolución de la presión de vacío en los pozos I y D



En el Anejo IV se encuentran recogidas y ampliadas las tablas con los datos de niveles freáticos producidos en los pozos de bombeo y en los de control e inyección, así como los valores de presión de vacío en los pozos de control.

Según los datos obtenidos en el ensayo de inyección se observa los siguientes puntos:

- Al conectar la inyección se observa un descenso en el nivel freático en los pozos donde se está inyectando aproximadamente de 25 cm. Sin embargo, en los pozos de extracción la profundidad del nivel freático se ve incrementada en unos 15 cm de media. Los pozos de control no se observan variaciones de consideración.
- La concentración de COV's se ve incrementada al conectar la inyección de aire, sobre todo en el ramal I.
- La explosividad se incrementa ligeramente durante las primeras horas, estabilizándose posteriormente.
- La concentración de TPH aumenta de forma espectacular a las 48 horas después de conectada la inyección, sobre todo en el ramal I, y se ve nuevamente incrementada al aumentar el caudal de inyección. Así mismo, la fracción volátil extraída se ve incrementada considerablemente.

- La presión de vacío se ve disminuida en los pozos de extracción del ramal I y D en 20 mbar y en 10 mbar respectivamente. Así mismo, la presión de vacío se ve anulada en los pozos de inyección.
- Los caudales de extracción se ven incrementado a las pocas horas de conectar la inyección de aire, aproximadamente en 5 m<sup>3</sup>/h. Posteriormente los caudales de extracción se estabilizan, notándose un nuevo incremento al aumentar el caudal de inyección de unos 10 m<sup>3</sup>/h.

### **VI.3. CARACTERIZACIÓN Y VOLUMETRIA INICIAL DE LOS CAMPOS DE PRUEBAS**

En este apartado se recapitula la información obtenida en la primera y segunda fase de la investigación, tanto de los resultados analíticos (en suelos, como en aguas y gases) y la distribución y extensión de la contaminación en los campos de pruebas, calculando la volumetría inicial de los hidrocarburos existentes en las cuatro fases posibles (fase gaseosa, fase libre, fase absorbida en suelos y fase disuelta en aguas) antes de realizar el análisis e interpretación de los resultados obtenidos y expuestos en los trabajos de investigación (Apdo. VII. Análisis e interpretación de resultados).

#### **VI.3.1. Estado inicial de la contaminación en los campos de pruebas**

Como se ha indicado anteriormente, la diferencia entre ambos campos de pruebas radica en la presencia y distribución de la contaminación en el subsuelo, caracterizándose el campo de pruebas nº 1 fundamentalmente por la presencia de producto en fase libre y por estar localizada la contaminación en los dos ó tres primeros metros de suelo existentes sobre el nivel piezométrico (niveles de fluctuación del nivel freático), con concentraciones de TPH muy elevadas.

Sin embargo, el campo de pruebas nº 2, se caracterizó por no tener producto en fase libre y por presentar contaminación en suelos desde superficie hasta el nivel piezométrico en algunos puntos, siendo en líneas generales el espesor de suelos afectados muy superior al del campo de pruebas nº 1 pero por el contrario, con concentraciones en aguas y en suelos de TPH muy inferiores.

Lógicamente, la distinción de la presencia y distribución de la contaminación afectó al diseño del sistema de tratamiento, en concreto al referente a la extracción de la fase libre, con la aplicación de bombas específicas para su extracción y un sistema de decantación y recogida del producto libre eliminado. El sistema de extracción de vapores e inyección de aire, y la extracción de la fase libre fue, por el contrario, básicamente el mismo.

Geológica e hidrogeológicamente ambos campos de pruebas tienen propiedades y comportamientos similares.

Resumen:

Tabla VI.172: Presencia de la contaminación y tipo de sistema de tratamiento

	CAMPO DE PRUEBAS Nº 1	CAMPO DE PRUEBAS Nº 2
Tipo contaminante (hidrocarburo)	queroseno	queroseno
Contaminación en suelos	Alta	Media
Contaminación en aguas subterráneas	Alta	Baja
Presencia de producto libre	Si	No
Sistema de extracción de aire	Si	Si
Sistema de inyección de aire	Si	Si
Sistema de bombeo y tratamiento de aguas	Si	Si
Sistema de extracción de producto libre	Si	No

**CAMPO DE PRUEBAS Nº 1**

En el Apdo. VI.1.7.1.1. se definen las condiciones iniciales existentes de concentración de la contaminación en el suelo, en el agua subterránea y en la fase gas del suelo. Así mismo, a lo largo de la fase de investigación del desarrollo de los campos de pruebas se han obtenido diferentes parámetros necesarios para examinar la distribución de la contaminación en las cuatro fases posibles: fase libre, fase absorbida, fase disuelta y fase gas.

En las tablas siguientes se recogen los resultados de concentración de TPH iniciales en suelos, aguas y gas.

Resultados de TPH en suelos

Considerando los resultados de TPH obtenidos en la fase de investigación inicial (S-5 y S-6) y los obtenidos en los sondeos realizados para los pozos de saneamiento se considera que los suelos contaminados se encontraban ubicados entre las cotas 590,5 y 592,5 m.s.n.m. y que las condiciones iniciales de contaminación muestran una concentración de TPH no uniforme a lo largo del campo de pruebas, diferenciándose tanto en la profundidad de la toma de muestras como en la situación del punto de muestreo.

Tabla VI.173: Condiciones de concentración de TPH iniciales en suelos (Campo nº 1)

Sondeo	Profundidad de muestreo	Cota de muestreo (m)	TPH (mg/kg)
S-5	11,6	591,2	15.022
	11,5	591,3	11.875
S-6	11,1	591,5	2.699
	11,5	591,1	6.497
C-2	10,5	591,6	703
	11,5	590,5	395
E-3	11,0	591,5	197
I-3	11,0	591,3	3.398
I-4	10,0	592,2	1.003
I-5	10,0	592,5	817
D-1	15,0	592,5	157
D-3	12,0	591,9	2.005
D-4	12,0	590,5	900
D-5	12,0	590,5	147

### Concentraciones de TPH en aguas subterráneas

Con respecto a las aguas subterráneas se tomaron muestras de agua en los piezómetros P-5C y P-6C, y en todos los pozos de saneamiento. Dichas concentraciones se recogen en la tabla siguiente:

Tabla VI.174: Condiciones de concentración de TPH en aguas subterráneas (Campo nº 1)

POZO	FECHA	TPH (µg/l)
P-5C	7/05/98	650
P-6C	7/05/98	P. libre
D-1	22/07/98	< 100
D-2	22/07/98	< 100
D-3	22/07/98	320
D-4	22/07/98	980
D-5	22/07/98	< 100
I-1	22/07/98	1.660
I-2	23/07/98	33.600
I-3	23/07/98	121.600
I-4	24/07/98	16.700
I-5	23/07/98	1.015

Se observó la presencia de fase libre en varios pozos de saneamiento a los pocos días de su limpieza y desarrollo, además del piezómetro P-6C de investigación. Dichos pozos fueron: I-2, I-3, E-3c, C-2c.

Los pozos con mayor concentración de TPH en aguas (o presencia de producto libre) también tiene concentraciones de TPH en suelos más altas (caso del I-2, I-3, y D-3), y viceversa, los puntos que presentaban concentraciones de TPH en suelos bajas, también presentaron bajas o nulas concentraciones de TPH en aguas.

En general, la concentración de TPH en aguas fue más alta en los pozos pertenecientes al ramal I.

#### Concentración de TPH en gas

En la fase de investigación previa al tratamiento se tomaron muestras de los vapores orgánicos que emanaban del piezómetro de P-6C, con una concentración de  $9.940 \text{ mg/m}^3$ , y al inicio del tratamiento de los vapores existentes en el suelo de forma individual en cada pozo y en conjunto para los pozos que forman cada ramal, obteniendo una concentración mucho menor.

Este resultado indica que la muestra de gas tomada en el P-6C no es representativa en realidad de los gases existentes en el suelo, si no de la volatilización del hidrocarburo en fase libre que existe en el piezómetro.

Las concentraciones de TPH en fase gas para cada pozo y los valores en conjunto de encuentran en la tabla siguiente:

**Tabla VI.175: Resultados de TPH en gases iniciales ( $\text{mg/m}^3$ ) en campo n° 1. Fecha: 22-07-98**

	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	Conjunto I	D-1	D-2	D-3	D-4	D-5	Conjunto D
Hora	17:30	17:35	17:40	17:45	17:50	17:20	17:55	18:00	18:05	18:10	18:15	17:25
TPH ( $\text{mg/m}^3$ )	39	418	223	139	104	320	49	65	245	240	61	49,7



Análogamente a los resultados obtenidos en aguas y en suelos, la concentración en fase gas más alta se sucedió en los pozos I-2, I-3 y D-3 y D-4. La concentración de TPH en el conjunto I fue más alta que la obtenida en la del conjunto D.

### **CAMPO DE PRUEBAS N° 2**

En el Apdo. VI.1.7.2.1. se definen las condiciones iniciales existentes de concentración de la contaminación en el suelo, en el agua subterránea y en la fase gas del suelo para el campo de pruebas n° 2. Así mismo, a lo largo de la fase de investigación del desarrollo de los campos de pruebas se han obtenido diferentes parámetros necesarios para examinar la distribución de la contaminación en las tres fases existentes: fase absorbida, fase disuelta y fase gas.

En las tablas siguientes se recogen los resultados de concentración de TPH iniciales en suelos, aguas y gas.

#### Resultados de TPH en suelos

Considerando los resultados de TPH obtenidos en la fase de investigación inicial (S-1 y S-11) y los obtenidos en los sondeos realizados para los pozos de saneamiento se considera que los suelos contaminados se encontraban ubicados entre las cotas 605,0 y 594 m.s.n.m.

**Tabla VI.176: Condiciones de concentración de TPH iniciales en suelos (Campo n° 2)**

<b>Sondeo</b>	<b>Profundidad de muestreo</b>	<b>Cota de muestreo (m)</b>	<b>TPH (mg/kg)</b>
S-1	8,4	595,3	925
S-11	3,05	603,89	696
	7,1	599,84	2.304
C-1	10	597,03	924
	11	596,03	1.407
C-2	9	597,95	1.045
C-3	2	605,04	2.466
	9	598,04	2.005

Concentraciones de TPH en aguas subterráneas

Con respecto a las aguas subterráneas se tomaron muestras de agua en los piezómetros P-1C y P-11C, y en todos los pozos de saneamiento. Dichas concentraciones se recogen en la tabla siguiente:

**Tabla VI.177: Condiciones de concentración de TPH en aguas subterráneas (Campo nº 2)**

POZO	FECHA	TPH (µg/l)
P-1C	7/05/98	3.830
P-11C	20/05/98	13.140
D-1	30/06/98	1.290

Los resultados de concentración de TPH en aguas en los pozos de saneamiento fueron nulos en todos los pozos salvo en el D-1, debido a un diseño incorrecto del muestreo (tal y como se especifica en el Apdo. VI.1.7.2.2.), por lo que solamente se han considerado las concentraciones registradas en los pozos P-1C, P-11C y D-1.

Concentración de TPH en gas

En la fase de investigación previa al tratamiento se tomaron muestras de los vapores orgánicos que emanaban del piezómetro de P-1C, con una concentración de 340 mg/m<sup>3</sup>, y al inicio del tratamiento de los vapores existentes en el suelo de forma individual en cada pozo y en conjunto para los pozos que forman cada ramal, obteniendo una concentración mucho mayor.

Este resultado indica que la muestra de gas tomada en el P-1C, a igual que la tomada en el P-6C, no es representativa en realidad de los gases existentes en el suelo, en este caso, por que los vapores orgánicos existentes en el piezómetro se corresponden con los vapores volatilizados del hidrocarburo en fase disuelta en el agua y por que por la tubería ranurada no es posible de forma natural que manen los volátiles que se encuentran retenidos en los intersticios del suelo.

Las concentraciones de TPH en fase gas para cada pozo y los valores en conjunto de encuentran en la tabla siguiente:

Tabla VI.178: Resultados de TPH en gases iniciales (mg/m<sup>3</sup>) en campo n° 2. Fecha: 6-07-98

	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	Conjunto I	D-1	D-2	D-3	D-4	D-5	Conjunto D
Hora	14:00	14:00	14:00	14:00	14:00	14:30	14:00	14:00	14:00	14:00	14:00	14:30
TPH (mg/m <sup>3</sup> )	283	752	2.627	2.150	1.054	2.473	1.390	2.112	34	53	36	462

La concentración en fase gas más alta se sucedió en los pozos I-3, I-4 e I-5, y en D-1 y D-2. La concentración de TPH en el conjunto I fue más alta que la obtenida en la del conjunto D.

### VI.3.2. Extensión y volumen de suelos y aguas afectados

La contaminación puede presentarse en el subsuelo en las cuatro fases posibles, es decir como fase absorbida en el suelo, en fase disuelta en el agua subterránea, en fase gaseosa entre los granos del suelo, y en fase libre en flotación sobre el nivel freático.

Es necesario delimitar la extensión y el volumen de la contaminación, respecto al acuífero y respecto al suelo, por lo que es necesario conocer y calcular el área que ocupa la contaminación de suelos, el espesor de suelos contaminados, el espesor de columna de agua contaminada en el acuífero, y por tanto el volumen de suelos contaminados, de acuífero contaminado y/o el volumen de aire existente en la zona contaminada.

Se han utilizado las siguientes expresiones:

$$\text{Volumen suelo contaminado} = \text{Área}_{\text{suelo contaminado}} (\text{m}^2) \times \text{espesor}_{\text{suelo contaminado}} (\text{m}) = \text{m}^3$$

$$\text{Masa de suelo contaminado} = \text{Volumen}_{\text{suelo contaminado}} (\text{m}^3) \times \text{densidad}_{\text{suelo}} (\text{g/cm}^3) \times 1.10^3 = \text{kg}$$

$$\text{Volumen acuífero contaminado} = \text{Área}_{\text{suelo contaminado}} (\text{m}^2) \times \text{espesor}_{\text{acuífero}} (\text{m}) = \text{m}^3$$

$$\text{Volumen de agua contaminada} = \text{Área}_{\text{suelo contaminado}} (\text{m}^2) \times \text{espesor}_{\text{acuífero}} (\text{m}) \times \text{porosidad}_{\text{eficaz}} (\%/100) = \text{m}^3$$

$$\text{Volumen producto libre} = \frac{\text{Área suelo prod. libre (m}^2\text{)} \times \text{espesor real producto (m)} \times \text{porosidad eficaz (\%/100)}}{100} = \text{m}^3$$

**CAMPO DE PRUEBAS N° 1**

La localización de la contaminación y el espesor de suelo contaminado se anotó cuidadosamente al realizar los sondeos de investigación y en el momento de ejecución de los pozos de saneamiento, obteniendo un espesor de suelo contaminado medio de 2,0 m, definido desde la cota 590,5 m a la 592,5 m. Para delimitar la contaminación se ha estudiado la extensión de la misma cada medio metro dentro del margen anterior de espesor contaminado, ajustando el área y asignando la concentración de TPH correspondiente a cada área contaminada.

En la tabla siguiente se desglosa el área de suelo contaminado y la concentración de TPH correspondiente y el calculo del volumen de suelo contaminado cada medio metro desde la cota 590,5 a la 592,5 m:

**Tabla VI.179: Volumen y masa de suelo contaminado (Campo de pruebas n° 1)**

Cota suelo (m)	Área contaminada (m <sup>2</sup> )	Volumen suelo contaminado (m <sup>3</sup> )	Densidad suelo (g/cm <sup>3</sup> )	Masa suelo contaminado (kg)
592,5	1300	650	1,75	1137500
592,0	1330	665	1,68	1117200
591,5	690	345	1,7	586500
591,0	625	312,5	1,82	568750
590,5	1420	710	1,77	1256700

Conocida la extensión media de suelo contaminado (1.030 m<sup>2</sup>), el espesor de zona no saturada del suelo, y la porosidad al aire del suelo (Apdo. VII.2.1.4. Porosidad y humedad del suelo), se calcula el volumen de aire existente en el suelo:

**Tabla VI.180: Volumen de aire existente en el suelo (Campo n° 1)**

Área suelo contaminado medio (m <sup>2</sup> )	Espesor zona no saturada (m)	Porosidad al aire (%)	Volumen de aire en el suelo (m <sup>3</sup> )
1.030	11,25	23,2	2.688,3

Con respecto a la contaminación del acuífero, igualmente se observó la extensión y localización de la contaminación existente en las aguas subterráneas, de forma que el volumen de acuífero contaminado

Tabla VI.181: Volumen de acuífero y de agua subterránea contaminada (Campo n° 1)

Área acuífero contaminado (m <sup>2</sup> )	Espesor acuífero contaminado (m)	Porosidad eficaz (%)	Volumen de acuífero contaminado (m <sup>3</sup> )	Volumen agua contaminada (m <sup>3</sup> )
2120	2	10,5	4240	445,2

Conocida la localización de los pozos que inicialmente presentaron producto libre en flotación (I-2, I-3, E-3C, C-2C y P-6C) se ha determinado el área inicial de presencia de producto en fase libre (Plano 27, Anejo IV), y precisado el espesor real de producto libre (6 cm) y, calculamos el volumen de producto libre existente:

Tabla VI.182: Volumen de producto libre existente (Campo n° 1)

Área producto libre (m <sup>2</sup> )	Espesor real producto libre (m)	Porosidad eficaz (%)	Volumen de producto libre (m <sup>3</sup> )	Volumen de producto libre (litros)
1.010	0,06	10,5	6,363	6.363,0

### CAMPO DE PRUEBAS N° 2

De la misma forma que para el campo de pruebas n° 1, se ha determinado el espesor de suelo contaminado en 11,0 m situándose desde la cota 605,0 a la 594,0 m. Dicha contaminación no se presenta de manera homogénea y constante en profundidad por lo que se ha delimitado el área de contaminación cada 2 m según los datos obtenidos en el momento de ejecución de los sondeos de investigación y los pozos de saneamiento.

En la tabla siguiente se desglosa el área de suelo contaminado y la concentración de TPH correspondiente y el cálculo del volumen de suelo contaminado cada medio metro desde la cota 600,0 a la 594,0 m:

Tabla VI.183: Volumen y masa de suelo contaminado (Campo de pruebas n° 2)

Cota suelo (m)	Área contaminada (m <sup>2</sup> )	Volumen suelo contaminado (m <sup>3</sup> )	Densidad suelo (g/cm <sup>3</sup> )	Masa suelo contaminado (kg)
605-602	138	276	1,84	507840
602-600	135	270	1,84	496800
600-598	125	250	1,84	460000
598-596	235	470	1,81	850700
596-594	340	680	1,77	1203600

Conocida la extensión de suelo contaminado (1.030 m<sup>2</sup>), el espesor de zona no saturada del suelo, y la porosidad al aire del suelo (Apdo. VII.5.1.4. Porosidad y humedad del suelo), se calcula el volumen de aire existente en el suelo:

**Tabla VI.184: Volumen de aire existente en el suelo (Campo nº 2)**

Área suelo contaminado medio (m <sup>2</sup> )	Espesor zona no saturada (m)	Porosidad al aire (%)	Volumen de aire en el suelo (m <sup>3</sup> )
1030	12,1	23,2	2891,4

Con respecto a la contaminación del acuífero, igualmente se observó la extensión y localización de la contaminación existente en las aguas subterráneas, de forma que el volumen de acuífero contaminado

**Tabla VI.185: Volumen de acuífero y de agua subterránea contaminada (Campo nº 2)**

Área acuífero contaminado (m <sup>2</sup> )	Espesor acuífero contaminado (m)	Porosidad eficaz (%)	Volumen de acuífero contaminado (m <sup>3</sup> )	Volumen agua contaminada (m <sup>3</sup> )
1470	2	10,5	2940	308,7

### VI.3.2. Distribución y cuantificación de la contaminación en el subsuelo

La contaminación se encuentra presente en el subsuelo en las cuatro fases posibles, es decir, se encuentra como fase absorbida en el suelo, en fase disuelta en el agua subterránea, en fase gaseosa entre los granos del suelo, y en fase libre en flotación sobre el nivel freático.

$$Masa_{HC\ presentes} = Masa_{F.\ absorbida} + Masa_{F.\ disuelta\ agua\ sub.} + Masa_{F.\ gaseosa\ en\ suelos} + Masa_{F.\ libre}$$

#### Determinación fase absorbida en el suelo:

$$Masa_{F.\ ABSORBIDA} = [Masa_{suelo\ contaminado} (kg) \times TPH_{suelos} (mg/m^3)] / 1.10^6$$

$$Masa_{suelo\ contaminado} = Volumen_{suelo\ contaminado} (m^3) \times densidad\ suelo (Kg/m^3) = kg$$

$$Volumen_{suelo\ contaminado} = Área_{suelo\ contaminado} (m^2) \times espesor_{suelo\ contaminado} \times porosidad_{total} (\%/100) = m^3$$

Determinación de la fase disuelta en aguas subterráneas:

$$\text{Masa}_{F. \text{DISUELTA}} = (\text{Área}_{\text{suelo contaminado}} (\text{m}^2) \times \text{espesor}_{\text{acuífero}} (\text{m}) \times \text{porosidad}_{\text{eficaz}} (\%/100) \times \text{TPH}_{\text{aguas}} (\mu\text{g/l}) / 1.10^6 = \text{kg}$$

Determinación de la fase gaseosa en suelos:

$$\text{Masa}_{F. \text{GASEOSA}} = (\text{Área}_{\text{suelo contaminado}} (\text{m}^2) \times \text{espesor}_{\text{suelo contaminado}} (\text{m}) \times \text{porosidad}_{\text{aire}} (\%/100) \times \text{TPH}_{\text{gas}} (\text{mg}/\text{m}^3) / 1.10^3 = \text{kg}$$

Determinación de la fase libre sobrenadante:

$$\text{Masa}_{F. \text{LIBRE}} = \text{Volumen}_{\text{prod. libre}} (\text{m}^3) \times \text{densidad}_{\text{producto}} (\text{kg}/\text{m}^3) \times 1.10^3 = \text{kg}$$

$$\text{Volumen}_{\text{prod. libre}} = \text{Área}_{\text{suelo prod. libre}} (\text{m}^2) \times \text{espesor}_{\text{real producto}} (\text{m}) \times \text{porosidad}_{\text{eficaz}} (\%/100) = \text{m}^3$$

**CAMPO DE PRUEBAS N° 1**

La masa de suelo absorbida en el suelo se determina conociendo la concentración de TPH en suelos y la masa de suelo contaminada. Para ello, se ha utilizado los resultados analíticos detallados en la tabla VI.173 y la cantidad de suelo contaminada de la tabla VI.179 cada medio metro de profundidad:

Tabla VI.186: Masa de hidrocarburo en fase absorbida (Campo n° 1)

COTA SUELO (m)	VOLUMEN SUELO (m <sup>3</sup> )	MASA DE SUELO (kg)	TPH (mg/kg)	MASA EN FASE ABSORBIDA (kg)
592,5	650	1137500	580	659,8
592,0	665	1117200	1758	1964,0
591,5	345	586500	6949,2	4075,7
591,0	312,5	568750	4947,5	2813,9
590,5	710	1256700	861,7	1083,0
			<b>TOTAL</b>	<b>10.596,4</b>

La masa de hidrocarburo en fase gas se establece considerando la concentración de TPH en fase gas existente en el suelo (Tabla VI.175) y el volumen de aire existente en la zona no saturada del suelo, es decir:

Tabla VI.187: Masa de hidrocarburo en fase gaseosa (Campo n°1)

AREA SUELO CONTAMINADO (m <sup>2</sup> )	VOLUMEN DE AIRE EN EL SUELO (m <sup>3</sup> )	TPH (mg/m <sup>3</sup> )	MASA EN FASE GAS (kg)
1.030	2.688,3	370,0	1,0

La masa de hidrocarburo que se encuentra disuelta en el agua subterránea se calcula conocido el volumen de agua subterránea contaminada en el acuífero y la concentración media de TPH existente en el agua (Tablas VI.181 y VI.174):

Tabla VI.188: Masa de hidrocarburo en fase disuelta (Campo n°1)

VOLUMEN ACUIFERO CONTAMINADO (m <sup>3</sup> )	VOLUMEN DE AGUA CONTAMINADA (m <sup>3</sup> )	VOLUMEN DE AGUA CONTAMINADA (Litros)	TPH (µg/l)	MASA EN FASE DISUELTA (kg)
4.240	445,2	445.200	34.895,8	15,5

La masa de hidrocarburo correspondiente a la fase libre se determina considerando el volumen de producto en fase libre sobrenadante (Tabla VI.182) y la densidad del queroseno a la temperatura que se encuentra en el acuífero (12,5° C):

Tabla VI.189: Masa de hidrocarburo en fase libre (Campo n°1)

VOLUMEN DE PRODUCTO LIBRE (m <sup>3</sup> )	VOLUMEN DE PRODUCTO LIBRE (litros)	DENSIDAD QUEROSENO (g/cm <sup>3</sup> )	MASA EN FASE LIBRE (kg)
6,363	6.363,0	0,85	5.408,5

Luego, como el balance inicial de contaminación es la adicción de las cuatro fases existentes, se tiene que para el campo de pruebas n° 1:

$$Masa_{HC\ presentes} = Masa_{F.\ absorbida} + Masa_{F.\ disuelta\ agua\ sub.} + Masa_{F.\ gaseosa\ en\ suelos} + Masa_{F.\ libre}$$

$$Masa_{HC\ presentes} = 10.596,5 + 15,5 + 1,0 + 5.408,5 = 16.020,1\ kg$$

## CAMPO DE PRUEBAS N° 2

La masa de suelo absorbida en el suelo se determina conociendo la concentración de TPH en suelos y la masa de suelo contaminada. Para ello, se ha utilizado los resultados analíticos detallados en la tabla VI.176 y la cantidad de suelo contaminada de la tabla VI.183 cada medio metro de profundidad:



Tabla VI.190: Masa de hidrocarburo en fase absorbida (Campo n° 2)

COTA SUELO (m)	VOLUMEN SUELO (m <sup>3</sup> )	MASA DE SUELO (kg)	TPH (mg/kg)	MASA EN FASE ABSORBIDA (kg)
605-602	390	717600	1581	1134,5
602-600	310	570400	2304	1314,2
600-598	250	460000	2005	922,3
598-596	490	886900	1125,3	998,1
596-594	700	1239000	925	1146,1
			<b>TOTAL</b>	<b>5.515,2</b>

La masa de hidrocarburo en fase gas se establece considerando la concentración de TPH en fase gas existente en el suelo (Tabla VI.178) y el volumen de aire existente en la zona no saturada del suelo, es decir:

Tabla VI.191: Masa de hidrocarburo en fase gaseosa (Campo n° 2)

AREA SUELO CONTAMINADO (m <sup>2</sup> )	VOLUMEN DE AIRE EN EL SUELO (m <sup>3</sup> )	TPH (mg/m <sup>3</sup> )	MASA EN FASE GAS (kg)
1030	2891,4	2935,0	8,5

La masa de hidrocarburo que se encuentra disuelta en el agua subterránea se calcula conocido el volumen de agua subterránea contaminada en el acuífero y la concentración media de TPH existente en el agua (Tablas VI.185 y VI.177):

Tabla VI.192: Masa de hidrocarburo en fase disuelta (Campo n° 2)

VOLUMEN ACUIFERO CONTAMINADO	VOLUMEN DE AGUA CONTAMINADA (m <sup>3</sup> )	VOLUMEN DE AGUA CONTAMINADA (Litros)	TPH (µg/l)	MASA EN FASE DISUELTA (kg)
2940	308,7	308700	8485	2,6

Luego, en el campo de pruebas n° 2, como el balance inicial de contaminación es la adición de las tres fases existentes, ya que no existe producto en fase libre, obteniéndose:

$$Masa_{HC\ presentes} = Masa_{F.\ absorbida} + Masa_{F.\ disuelta\ agua\ sub.} + Masa_{F.\ gaseosa\ en\ suelos}$$

$$Masa_{HC\ presentes} = 5.515,2 + 8,5 + 2,6 = 5.526,3\ kg$$

## **CAPÍTULO VII**

### **PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS**

## VII. PRESENTACIÓN Y DISCUSIÓN DE RESULTADOS

La metodología empleada en la presentación y discusión de los resultados obtenidos en la fase de investigación (expuesto en el Apdo. VI), para cada uno de los campos de pruebas, ha consistido inicialmente en la *estimación de la tasa de eliminación* que cabría esperar y del *tiempo de tratamiento o limpieza* necesarios para descontaminar el emplazamiento. Posteriormente, analizando y examinando los datos obtenidos y los ensayos realizados en la fase de investigación se determina la *tasa de eliminación real* y los *procesos de eliminación* que han intervenido a lo largo del tiempo de tratamiento, comparándolos con la tasa de eliminación estimada.

Por consiguiente, la metodología de estudio seguida en este capítulo VII se centra en la determinación de dos modelos de descontaminación, el primero de carácter estimativo, y el segundo basado en la evolución real del sistema de tratamiento -para cada uno de los campos de pruebas- y que se engloba en los dos puntos siguientes:

1. Tasa de eliminación estimada: Consistente en el cálculo de la tasa de eliminación esperada y el tiempo de limpieza necesarios que cabría esperar, según el diseño del sistema de tratamiento, tanto de la fase volátil (mediante el sistema de extracción de vapores), como de la fase libre (mediante el sistema de bombeo y tratamiento), como consecuencia de la aplicación del sistema/s de tratamiento.

Para estos cálculos se han utilizado algunos de los métodos de cálculo existentes y revisados en la investigación bibliográfica (Apdo. IV) y el programa de simulación informática AIRFLOW/SVE.

2. Tasa de eliminación real: Consiste en la revisión de los datos reales obtenidos en la fase de investigación para finalmente poder establecer la tasa real de descontaminación acontecida. Para ello se han estudiado y establecido:
  - Los parámetros relacionados con las propiedades del suelo, con la presencia de la contaminación en el subsuelo, y el funcionamiento del sistema de tratamiento.

- Los radios de influencia respecto del bombeo de agua, de la extracción fase disuelta y libre, de la presión de vacío e inyección de aire, y de la utilización de oxígeno.
- El balance de masas entre los hidrocarburos iniciales y los eliminados, determinado los procesos de descontaminación que han intervenido (volatilización, extracción fase libre y disuelta, y biodegradación)
- Los coeficientes de eliminación y tasas de eliminación reales, así como los tiempos de limpieza.

Para estos cálculos se han utilizado (además de los métodos de cálculo existentes y revisados en la investigación bibliográfica), el programa de simulación informática MODFLOW, y algunas metodologías innovadoras al resultar insuficientes las anteriores. Dichas metodologías innovadoras se han utilizado en el cálculo de los siguientes parámetros o conceptos:

- Centro de gravedad de la presión de vacío
- Radio de influencia:
  - respecto a la extracción del producto libre
  - respecto a la extracción de vapores del suelo
  - respecto a la inyección de aire
- Coeficientes y tasas:
  - de volatilización
  - de biodegradación
  - de extracción de la fase libre
  - de extracción de la fase disuelta
- Tiempo de limpieza real:
  - por volatilización
  - por biodegradación
  - por extracción de fase libre
  - por extracción de fase disuelta

En el Anejo I se encuentran recogidas tablas con los parámetros físico-químicos utilizados en todos los cálculos, indicando su referencia bibliográfica.

## **CAMPO DE PRUEBAS N° 1**

### **VII.1. TASA DE ELIMINACIÓN ESTIMADA**

Debido a que en el campo de pruebas n° 1 la presencia fundamental de los hidrocarburos en el subsuelo es en fase libre y en fase absorbida en el suelo, es necesario estudiar la tasa de eliminación estimada o esperada para ambas fases.

A priori, la tasa de eliminación por volatilización está referida a la posibilidad de volatilización del hidrocarburo (en función de la presión de vapor y la temperatura del medio), y al caudal de extracción de aire mediante la aplicación de vacío en el suelo.

De igual modo, la tasa de eliminación por extracción de la fase libre se encuentra referida a las propiedades del suelo y a las del propio contaminante, que determinarán la tasa de extracción del producto libre mediante bombeo.

#### **VII.1.1. Tasa de eliminación estimada**

##### **VII.1.1.1. Tasa de eliminación estimada por volatilización**

Para calcular la tasa de eliminación estimada por volatilización es fundamental conocer y tener en cuenta las siguientes variables:

- Volatilización del hidrocarburo en el suelo
- Concentración de vapor del hidrocarburo en el suelo
- Caudal de extracción de aire

##### **VII.1.1.1.1. Volatilización del hidrocarburo en el suelo**

Para diseñar y estimar correctamente un sistema de extracción de vapores es necesario conocer la volatilización del hidrocarburo en el suelo, de este modo podremos evaluar si es necesario este tipo de técnica de descontaminación, ya que nos indica el tiempo que será necesario para que todo el hidrocarburo absorbido en suelos sea volatilizado de forma natural.

Para calcular la volatilización del hidrocarburo utilizamos el método Hartley (Apdo. IV.5.4. Volatilización), que se basa en el balance de calor entre el hidrocarburo y el aire. Este método tiene muchas limitaciones, ya que no tiene en cuenta todas las propiedades del suelo, la profundidad de la contaminación, la existencia de producto libre, etc.. Para paliar de alguna manera estas deficiencias hemos considerado como coeficiente de difusión del compuesto el coeficiente de difusión del compuesto volátil en el suelo.

La ecuación de flujo de Hartley se define de la siguiente manera:

$$\text{Flujo masa volatilizada (J)} = \frac{\text{Conc}_{\text{fase gas}} \frac{(1 - \omega)}{d}}{\frac{1}{D} + \frac{\lambda^2 \text{Conc}_{\text{fase gas}} P_m}{k R T^2}} = \text{g/cm}^2 \cdot \text{s}$$

Donde:

- J = Flujo de masa volatilizada (g/cm<sup>2</sup>.s)  
 Conc. Fase gas = Concentración de saturación en el aire a la temperatura del medio (g/cm<sup>3</sup>)  
 ω = Humedad del medio (%/100)  
 d = Espesor del estrato contaminado (cm)  
 D = Coeficiente de difusión del compuesto en el aire (cm<sup>2</sup>/s)  
 λ = Calor latente de vaporización (cal/g)  
 P<sub>m</sub> = Peso molecular (g/mol)  
 k = Conductividad térmica del aire (61.10<sup>-6</sup> cal/s.cm.°K)  
 R = Constante universal de gases (1,987 cal/mol.°K)  
 T = Temperatura (°K)

Hemos considerado como compuesto representativo del queroseno el nonano (C<sub>9</sub>H<sub>20</sub>), tal y como ya se explicó en el Apdo. VI.1.4.3. Análisis de los gases del suelo. Para realizar los cálculos se han utilizado los siguientes parámetros:

Tabla VII.1: Parámetros utilizados para calcular la volatilización del queroseno

Parámetro	Unidad	
Concentración de saturación fase gas	g/cm <sup>3</sup>	22,0.10 <sup>-3</sup>
Humedad	%	19,6
Espesor suelo contaminado	m	2,0
Porosidad total	%	34,5
Peso molecular (nonano)	g/mol	128,26
Conductividad térmica del aire	cal/s.cm.°K	61.10 <sup>-6</sup>

Parámetro	Unidad	
Coefficiente de difusión en aire (nonano)	cm <sup>2</sup> /s	1,14.10 <sup>-3</sup>
Calor latente vaporización (queroseno)	cal/g	60,0
Temperatura	°C	12,5
R	cal/mol°K	1,987

Para calcular el coeficiente de difusión (D) del compuesto se ha utilizado la siguiente expresión, referida a la difusión de un compuesto volátil en un medio poroso (Apdo. IV. IV.6.2.2.1. Balance de masas), y que se define como:

$$D_{\text{compuesto en suelo}} = \left( \frac{(\eta - \omega)^{10}}{\eta^2} \right) \times D_{\text{compuesto en aire}}$$

Donde

- $\eta$  = Porosidad total del suelo
- $\omega$  = Humedad del suelo
- $D_{\text{compuesto en aire}}$  = Coeficiente de difusión del compuesto en el aire (cm<sup>2</sup>/s)

El valor obtenido de coeficiente de difusión del aire en el suelo es 1,67.10<sup>-5</sup> cm<sup>2</sup>/s.

Con estos datos y aplicando la ecuación anterior de flujo de la masa volatilizada, se obtiene:

$$J = \frac{22,0 \cdot 10^{-3} \times \left( \frac{1 - 0,196}{200} \right)}{\frac{1}{1,67 \cdot 10^{-5}} + \frac{60^2 \times 22,0 \cdot 10^{-3} \times 128,26}{61 \cdot 10^{-6} \times 1,987 \times 285,5^2}} = 1,47 \cdot 10^{-9} \text{ gr/cm}^2 \cdot \text{s}$$

Dada que la masa de hidrocarburo absorbida en el suelo asciende a 10.595 Kg , y el área media de suelo contaminada a 1.073 m<sup>2</sup> (Apdo. VI.3.2), podemos calcular el tiempo que tardará en volatilizarse todo el hidrocarburo de forma natural:

$$\text{Tiempo volatilización} = \frac{\text{Masa hidrocarburos}}{\text{Area conta min da} \times \text{flujo masa volatilizada}} = \frac{\text{gr}}{\text{cm}^2 \times \text{gr/cm}^2 / \text{s}} = \text{s}$$

Luego,

$$\text{Tiempo volatilización} = \frac{10.595.000 \text{ g}}{10.730.000 \text{ cm}^2 \times 1,47 \cdot 10^{-9} \text{ gr/cm}^2 \cdot \text{s}} = 6,717 \cdot 10^8 \text{ s} =$$

$$= 21,3 \text{ años.}$$

Este valor se corresponde con la realidad, según la bibliografía consultada.

Luego, dado que podemos estimar que se necesitarían unos 21,3 años en volatilizarse el hidrocarburo absorbido en suelos, es lógico plantearse la aplicación de un sistema de descontaminación. Así mismo, ya que el tiempo de volatilización natural es tan elevado la volatilización natural no va a interferir en mayor o menor grado los resultados obtenidos al poner en marcha un sistema de descontaminación.

Un flujo de masa volatilizada tan pequeño hace plausible la introducción de un método que aumente la volatilización del hidrocarburo de forma que haga disminuir notablemente el tiempo de limpieza. El método más recomendable, según la bibliografía consultada, es la combinación de inyección de aire y extracción de vapores en el medio, sistemas que se corresponden con el método de descontaminación empleados en el campo de pruebas.

#### VII.1.1.1.2. Concentración de vapor del hidrocarburo en el suelo

La concentración posible del hidrocarburo en fase gas en el suelo se calcula teniendo en cuenta la presión de vapor del compuesto y de la temperatura del medio, mediante las siguientes expresiones, basadas en la Ley de Raoult (Apdo. IV. IV.6.2.2.1. Balance de masas).

$$\text{Concentración fase gas}_{\text{estimada}} = \frac{\chi_i P_{\text{vapor}} P_m}{RT} = \text{mg/l}$$

Donde:

- $\chi_i$  = Fracción molar del compuesto en el gas (%/100)
- $P_{\text{vapor}}$  = Presión de vapor del compuesto (atm) a una determinada temperatura
- $R$  = 0,082 (atm.l/mol°K) ó  $8,2 \cdot 10^{-5}$  (atm.m<sup>3</sup>/mol°K)
- $P_m$  = Peso molecular del contaminante (gr)
- $T$  = Temperatura del medio (°K)



Hemos considerado como compuesto representativo del queroseno el nonano ( $C_9H_{20}$ ), tal y como ya se explicó en el Apdo. VI.1.4.3. Análisis de los gases del suelo. En la tabla siguiente se encuentran los datos utilizados para los cálculos:

**Tabla VII.2: Datos utilizados para el cálculo de la presión de vapor y concentración en fase gas estimada (para nonano)**

Parámetro	Unidad	
Presión de vapor (25°C)	Atm.	0,0042
Temperatura	°C	20
R	atm.m <sup>3</sup> /g.mol.°K	8,205.10 <sup>-5</sup>
Peso molecular	gr/mol	128,26
Fracción molar	%/100	0,35

Por tanto, operando se tiene:

$$\text{Concentración fase gas}_{\text{estimada}} = \frac{0,35 \times 0,0042 \times 128,26 \cdot 10^3}{8,205^{-5} \times (20 + 273)} = 7.840,8 \text{ mg/m}^3$$

Luego, la concentración posible en el suelo en fase gas es de **7.840,8 mg/m<sup>3</sup>**.

#### VII.1.1.1.3. Cálculo del caudal de extracción de aire

Para calcular el caudal de extracción de vapores en el suelo mediante vacío, se ha recurrido a la utilización de la ecuación presentada en el Apdo. IV.6.2.2. Flujo de aire en el suelo, la cual permite estimar el caudal de extracción de aire en un pozo teniendo en cuenta la porosidad al aire existente en el suelo, la presión de vacío que se puede ejercer en él, el radio de influencia al vacío, la presión de vacío generada y el flujo de Darcy posible en el medio. (Algunos datos utilizados se corresponden con el ensayo de vacío realizado en el campo de pruebas n° 2, ya que se considera que el comportamiento del suelo es el mismo por que litológica y texturalmente presentan las mismas características)

La ecuación mencionada en el párrafo anterior se muestra a continuación:

$$Q_{\text{EXTRACCIÓN AIRE ESTIMADO}} = \frac{\pi r^2 n_a}{RT} \times \frac{q_D (P_i^2 - P_f^2)}{2L} = \text{m}^3/\text{s}$$

Donde:

- $n_a$  = Porosidad al aire (%/100)  
 $r$  = Radio de influencia (m)  
 $R$  = 0,082 (atms./mol.°K)  
 $T$  = Temperatura (°K)  
 $L$  = Distancia entre pozos (m)  
 $P_i$  = Presión de vacío en el pozo de extracción (atm.)  
 $P_f$  = Presión de vacío en el pozo de control (atm.)  
 $q_D$  = Flujo molal de aire o flujo de aire de Darcy ( $m^2/s.atm$ )

El flujo de aire de Darcy se calcula teniendo en cuenta la permeabilidad intrínseca del terreno y la viscosidad dinámica del aire, por tanto:

$$q_D = \frac{k_i}{\mu}$$

Donde:

- $K_i$  = Permeabilidad intrínseca ( $cm^2$ )  
 $\mu$  = Viscosidad dinámica del aire ( $Ns/m^2$ )

En la tabla siguiente se encuentran registrados los parámetros utilizados en los cálculos.

**Tabla VII.3: Parámetros utilizados para el cálculo del caudal de extracción estimado**

Parámetro	Unidad	
Porosidad aire	%	23,2
R	atm.m <sup>3</sup> /mol°K	8,02.10 <sup>-4</sup>
Temperatura	°C	12,5
Radio influencia	m	12,59
Distancia entre pozos	m	10,0
Presión inicial <sup>1</sup>	mbar	-200
Presión final	mbar	-130
Permeabilidad intrínseca	m <sup>2</sup>	1,87.10 <sup>-9</sup>
Viscosidad dinámica aire	Ns/m <sup>2</sup>	1,83.10 <sup>-5</sup>

El flujo de Darcy para el medio es:

<sup>1</sup> Presión = 1mbar = 10<sup>-3</sup> bar = 0,987 atm

$$q_D = \frac{k_f}{\mu} = \frac{1,87 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2}{1,83 \cdot 10^{-5} \text{ Ns/m}^2 \times 1 \cdot 10^{-5}} = 1,02 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{atm} \cdot \text{s}^2$$

Luego, el caudal de extracción será:

$$Q_{\text{EXTRACCIÓN AIRE ESTIMADO}} = \frac{3,1416 \times (12,6)^2 \times 0,232}{8,02 \cdot 10^{-5} \times (273 + 12)} \times \frac{1,02 \cdot 10^{-3} \times 0,022}{2 \times 10,0} =$$

$$= 4,59 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s} = 16,52 \text{ m}^3/\text{h}$$

Dado que el radio de influencia de la presión de vacío obtenido según el ensayo de vacío (Apdo. VII. 5.3.4.5.) es de 12,59 m y como la distancia entre pozos de extracción es aproximadamente 10 m existirá una superposición del área de influencia de vacío de cada pozo de extracción, tal y como se muestra en el plano 36 del Anejo V, y por tanto, el caudal global del campo de pruebas no será el producto del caudal individual de extracción por los 10 pozos de extracción, sino que es necesario aplicar un factor de corrección para minimizar dicha superposición, obtenido del cociente entre el área global de influencia de la extracción y el sumatorio de las áreas individuales de cada pozo, es decir:

$$\text{Ratio} = \frac{\text{Área bajo influencia extracción de aire global}}{\sum_{i=1}^{n=10 \text{ pozos}} \text{Área bajo influencia extracción de aire individual}}$$

El área bajo la influencia de la extracción de aire individual para cada pozo es de 498,7 m<sup>2</sup> y el área global asciende a 2.940 m<sup>2</sup>, (plano 35, Anejo V) por consiguiente el ratio se corresponde con:

$$\text{Ratio} = \frac{2.940 \text{ m}^2}{4.987 \text{ m}^2} = 0,589 \cong 0,6$$

Luego, como el caudal de extracción individual estimado por pozo es de 16,54 m<sup>3</sup>/h, que multiplicado por los 10 pozos de extracción que conforman el campo de pruebas y aplicando el ratio correspondiente hace un caudal de extracción de aire total de 99,24 m<sup>3</sup>/h, esto es:

<sup>2</sup> 1.10<sup>-5</sup> N/m<sup>2</sup> equivale a 1 atm

$\text{Caudal}_{\text{EXTRACCIÓN AIRE ESTIMADO TOTAL}} = \text{Caudal}_{\text{extracción aire por pozo}} (m^3/h) \times n^{\circ} \text{ pozos} \times \text{ratio} = m^3/h$

$\text{Caudal}_{\text{EXTRACCIÓN AIRE ESTIMADO TOTAL}} = 16,54 \times 10 \times 0,6 = 99,24 m^3/h$

#### VII.1.1.4. Calculo de la tasa de volatilización estimada

Para conocer el la tasa de eliminación por volatilización estimada necesaria para eliminar la totalidad de los hidrocarburos absorbidos en el suelo y en fase de vapor existentes (iniciales), hemos de tener en cuenta el caudal de extracción de aire y la concentración del hidrocarburo en fase gas en el suelo estimada (suponiendo una volatilización instantánea del hidrocarburo y constante a lo largo del tiempo).

$\text{Tasa}_{\text{VOLATILIZACIÓN ESTIMADA}} = Q_{\text{EXTRACCIÓN AIRE}} (m^3/h) \times \text{Concentración}_{\text{FASE GAS}} (mg/m^3) \times 24 h / 1.10^6 = kg/día$

Es decir:

$\text{Tasa}_{\text{VOLATILIZACIÓN ESTIMADA}} = 99,24 m^3/h \times 7.840 mg/m^3 \times 24 / 1.10^6 = 18,67 kg/día$

De este modo conocemos la **tasa de eliminación por volatilización estimada** (mediante extracción de vapores del suelo), que está evaluada en 18,7 kg/día.

#### VII.1.1.2. Tasa de eliminación del producto libre

Para calcular el tiempo de limpieza requerido para extraer todo el producto en fase libre existente sobre el nivel freático, es necesario tener en cuenta los siguientes factores:

- Propiedades del suelo, del hidrocarburo, y características hidrogeológicas del acuífero
- Volumen de producto libre existente y tasa de extracción por bombeo
- Radios de influencia del bombeo y rendimiento del bombeo

##### VII.1.1.2.1. Parámetros hidrogeológicos y del contaminante

Según los ensayos de "bail-down" realizados en la fase de investigación, se determinó que el espesor real de producto libre en el medio era de 6 cm (realizado en el P-6C), en este pozo se detectaron espesores aparentes de producto de hasta 94 cm (Apdo. VI.2.1.13).

No obstante, hay que tener en cuenta que inicialmente no en toda la totalidad de los pozos de extracción del campo de pruebas existe presencia de producto, por lo que hemos de suponer que este espesor real de 6 cm es posible que no sea homogéneo dentro del campo de pruebas (plano 26, Anejo IV).

Inicialmente, sólo 4 pozos de los 10 de extracción tienen presencia de producto (I-2, I-3, I-4, I-5) y todos pertenecen al Ramal I. También se observó presencia de producto en otros pozos, pero a efectos de cálculo no se consideran ya que en ellos no se aplicará el tratamiento de extracción de producto libre, como es el pozo de inyección E-3C, y de los pozos de control, el C-2C y el C-4C.

Las propiedades geológicas e hidrogeológicas del estrato contaminado y donde se encuentra el producto libre en flotación sobre en nivel freático pertenecen a una arena arcillosa y se resumen en la tabla siguiente:

**Tabla VII.4: Propiedades hidrogeológicas y del suelo (arcillas arenosas)**

Parámetro	Unidad	
Conductividad hidráulica (k)	cm/s	$2,37 \cdot 10^{-7}$
Porosidad eficaz ( $m_e$ )	%	10,5
Transmisividad (T)	cm <sup>2</sup> /s	$1,42 \cdot 10^{-4}$
Densidad seca ( $d_s$ )	Kg/cm <sup>3</sup>	1,75

Así mismo, las propiedades referidas al contaminante, se encuentran recogidas en la siguiente tabla:

**Tabla VII.5: Parámetros relacionados con el contaminante (queroseno)**

Parámetro	Unidad	
Densidad queroseno a 10° C ( $\delta$ )	g/cm <sup>3</sup>	0,85
Viscosidad queroseno a 10 °C ( $\mu$ )	mm <sup>2</sup> /s	1,75
Coefficiente reparto fase libre/agua ( $K_{HC}$ )	adim	0,25
Espesor real producto libre ( $E_r$ )	cm	6,0-2,0

#### VII.1.1.2.2. Cálculo del volumen de producto libre existente.

Para el cálculo del volumen de producto libre existente es necesario conocer el área en que se encuentra presente, el espesor real del mismo y la porosidad eficaz del suelo.

Se ha considerado que el área que tiene presencia de hidrocarburo asciende a 945 m<sup>2</sup>, área menor que la del suelo contaminado ya que en algunos puntos no existen evidencias de que exista producto libre. El espesor real inicial obtenido mediante el ensayo de baildown (Apdo. VI. 2.1.15) es de 6 cm y la porosidad eficaz de 10,5%, por tanto, el volumen de producto es:

$$\begin{aligned} \text{Volumen}_{\text{prod. libre}} &= \text{Área}_{\text{suelo prod. libre}} (\text{m}^2) \times \text{espesor}_{\text{real producto}} (\text{m}) \times \text{porosidad}_{\text{eficaz}} (\%/100) \\ &= \text{m}^3 \end{aligned}$$

$$\text{Volumen}_{\text{producto libre}} = 945 \times 0,06 \times 0,105 = 5,95 \text{ m}^3 = \mathbf{5.953,5 \text{ litros}}$$

Luego el volumen de producto libre a extraer considerando 6 cm de espesor real es de 5.953,5 litros.

Ahora bien, si tenemos en cuenta que este espesor real puede no ser homogéneo, igual que el área de presencia de producto libre considerada –debido a que los espesores aparentes de producto registrados en los pozos son muy variables y a que las características del terreno no son uniformes, existiendo zonas en las que el suelo presenta mayor permeabilidad- entonces el volumen de producto libre a extraer podría sufrir modificaciones<sup>3</sup>.

#### VII.1.1.2.3. Tasa de extracción estimada del producto libre

Para calcular la tasa de extracción del producto libre se ha considerado un método de aproximación referido en la bibliografía (EPA, 1999) que tiene en cuenta la tasa de bombeo de producto respecto a la tasa de bombeo de agua.

Según las especificaciones del fabricante de las bombas skimmer, el caudal nominal de extracción es de 0,67 m<sup>3</sup>/día es decir 57,8 l/día, sin embargo, este caudal variará en función de los condicionantes del terreno y del propio hidrocarburo.

Para conocer la tasa de extracción, primeramente calcularemos el ratio entre la tasa de extracción de producto y la tasa de bombeo de agua, por lo que utilizaremos la siguiente expresión (definida en el Apdo. IV. 6.2.1.2. Bombeo de producto libre):

$$\text{Ratio} = \frac{\text{Tasa extracción producto libre}}{\text{Tasa extracción fluidos totales}} \Rightarrow$$

$$= \frac{\text{Tasa extracción prod. libre}}{\text{Tasa bombeo aguas} + \text{Tasa extracción prod. libre}} = \frac{Q_{HC}}{Q_{HC} + Q_W} \Rightarrow \frac{T_{HC}}{T_{HC} + T_W}$$

La tasa de extracción del producto libre se identifica con la siguiente expresión:

$$T_{HC} = \frac{E_r \times K \times \delta \times K_{HC} \times g}{\mu}$$

Donde

- $E_r$  = Espesor real de producto libre (cm)  
 $K$  = Conductividad hidráulica (cm/s)  
 $\delta$  = Densidad del hidrocarburo ( $\text{g/cm}^3$ )  
 $K_{HC}$  = Coeficiente de partición entre hidrocarburo y agua (0,025 adim)  
 $g$  = Constante de aceleración ( $9,8 \text{ cm}^2/\text{s}$ )  
 $\mu$  = Viscosidad cinemática del hidrocarburo ( $\text{gr.cm}^2/\text{s}$ )

La tasa de extracción del agua viene definida por las propiedades hidrogeológicas intrínsecas del acuífero y se puede aproximar a el coeficiente de transmisividad del terreno, por tanto:

$$T_W = T$$

La tasa de extracción de hidrocarburo sería por tanto:

$$T_{HC} = \frac{0,06 \times 0,85 \times 0,025 \times 2,37 \cdot 10^{-7} \times 9,8}{1,75 \cdot 10^{-4}} = 1,69 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$$

$$T_W = 1,42 \cdot 10^{-4} \text{ cm}^2/\text{s}$$

Luego,

$$\frac{Q_{HC}}{Q_{HC} + Q_W} \Rightarrow \frac{T_{HC}}{T_{HC} + T_W} = \frac{1,69 \cdot 10^{-5}}{1,69 \cdot 10^{-5} + 1,42 \cdot 10^{-4}} = 0,1063$$

<sup>3</sup> En efecto, este es el caso real, ya que con el tiempo se incrementó el área de presencia de producto libre y además existieron aportes externos de producto al interior del campo de pruebas, tal y como se explicará en apartados sucesivos.

El caudal nominal de las bombas skimmer es de  $0,67 \text{ cm}^3/\text{s}$ . Conocido el ratio entre la tasa de extracción de producto y de agua, entonces podemos conocer el caudal de extracción de producto estimado:

$$Q_{\text{EXTRACCIÓN PROD. LIBRE ESTIMADA POZO}} = Q_{\text{bombas skimmer}} \times \text{ratio} = 0,67 \times 0,1063 = 0,0713 \text{ cm}^3/\text{s} = 6,16 \text{ l/día}$$

Se asimila que el caudal de extracción de producto libre por pozo será  $0,0713 \text{ cm}^3/\text{s}$  o lo que es lo mismo  $6,16 \text{ l/día}$ , que multiplicado por los 6 pozos desde donde se extraería el producto libre (I-2, I-3, I-4, I-5, 2-D y 4-D) tenemos un caudal de extracción de  $36,96 \text{ l/día}$ .

Es decir, la tasa de extracción estimada de producto libre sería:

$$\begin{aligned} \text{Tasa}_{\text{EXTRACCIÓN PROD. LIBRE ESTIMADA}} &= Q_{\text{EXTRACCIÓN PROD. LIBRE ESTIMADA POZO}} \times n^{\circ} \text{ pozos extracción} \\ \text{Tasa}_{\text{EXTRACCIÓN PROD. LIBRE ESTIMADA}} &= 6,12 \text{ l/día} \times 6 = 36,9 \text{ l/día} \end{aligned}$$

Ahora bien, dado que el espesor real de producto libre considerado de 6 cm puede ser variable a lo largo del área en que existe producto en fase libre, se ha realizado el cálculo anterior considerando diferentes espesores reales de producto (de 1 a 8 cm), tal y como se muestra en la tabla siguiente:

**Tabla VII.6: Caudal de extracción de producto libre estimado (arcillas arenosas)**

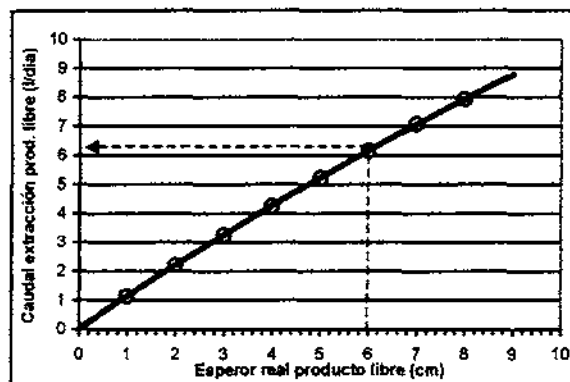
Espesor real	Volumen producto libre	$T_{HC}$	Ratio	Caudal extracción producto libre	Caudal extracción producto libre
cm	litros	$\text{cm}^2/\text{s}$	adim	$\text{cm}^3/\text{s}$	l/día
1	992,3	2,82E-06	0,0194	0,0130	1,13
2	1984,5	5,64E-06	0,0382	0,0256	2,21
3	2976,8	8,46E-06	0,0562	0,0376	3,25
4	3969,0	1,13E-05	0,0735	0,0492	4,25
5	4961,3	1,41E-05	0,0902	0,0604	5,22
6	5953,5	1,69E-05	<b>0,1063</b>	<b>0,0713</b>	<b>6,16</b>
7	6945,8	1,97E-05	0,1219	0,0817	7,06
8	7938,0	2,26E-05	0,1369	0,0917	7,93

Se obtiene que cuanto menor es el espesor real de producto libre, para las mismas propiedades del suelo (arcillas arenosas), el caudal de extracción será menor. Si consideramos que una parte del área con producto libre presenta un espesor real mucho menor, por ejemplo 2 cm, entonces el caudal de extracción disminuiría a  $2,21 \text{ l/día}$



Representando el espesor real de producto libre con respecto al caudal de extracción de producto, obtenemos una recta de calibración que nos indicará el caudal de extracción de producto que podemos obtener para cada espesor:

Fig. VII.0: Curva espesor real de producto libre – caudal de extracción de producto libre (en arcillas arenosas)



En el caso expuesto la extracción de producto libre se realiza en el estrato donde se encuentra el nivel freático y el producto en flotación, es decir, en arcillas arenosas, nivel considerado de baja permeabilidad y que por tanto la extracción de producto libre resultaría dificultosa.

Por este motivo, se ha estudiado la opción de extraer el producto libre en un material de mayor permeabilidad como son las arenas y gravas, situadas por debajo de las arcillas arenosas, lo que haría necesario el abatimiento del nivel piezométrico en el campo de pruebas. Esta segunda hipótesis de trabajo, utilizando como valores de permeabilidad y transmisividad  $2,15 \cdot 10^{-2}$  cm/s y  $6,42$  cm<sup>2</sup>/s respectivamente, daría como resultado:

Tabla VII.7: Caudal de extracción de producto libre estimado (arenas y gravas)

Espesor real	Volumen producto libre	T <sub>HC</sub>	Ratio	Caudal extracción producto libre	Caudal extracción producto libre
cm	litros	cm <sup>2</sup> /s	adim	cm <sup>3</sup> /s	l/día
1	992,3	0,256	0,0382	0,0256	2,21
2	1984,5	0,512	0,0735	0,0492	4,25
3	2976,8	0,769	0,1063	0,0713	6,16
4	3969,0	1,025	0,1369	0,0917	7,93
5	4961,3	1,281	0,1655	0,1109	9,58
6	5953,5	1,537	<b>0,1922</b>	0,1288	<b>11,13</b>
7	6945,8	1,793	0,2173	0,1456	12,58
8	7938,0	2,049	0,2409	0,1614	13,94

El caudal de extracción de producto libre considerando 6 cm de espesor real asciende a 11,13 l/día, por lo que es más factible y productivo la extracción de producto en fase libre en arenas y gravas que en arcillas arenosas.

Considerando los 6 pozos de extracción, la tasa de extracción estimada de producto libre sería:

$$\text{Tasa EXTRACCIÓN PROD. LIBRE ESTIMADA} = 11,1 \text{ l/día} \times 6 = 66,6 \text{ l/día}$$

### VII.1.2. Tiempo de limpieza estimado

#### VII.1.2.1. Tiempo de limpieza estimado por volatilización

Para calcular el tiempo de limpieza es necesario establecer la cantidad de hidrocarburos que existen tanto en fase absorbida en el suelo como en fase gas iniciales, tal y como se especificó en el Apdo. VI.3 Caracterización y volumetría de los campos de pruebas. Para ello se consideran determinados parámetros:

Tabla VII.8: Datos utilizados para el cálculo de la masa inicial de hidrocarburos

Parámetro	Unidad	
Área suelo contaminado	m <sup>2</sup>	1.073
Espesor suelo contaminado	m	2,0
Densidad seca del suelo	Kg/m <sup>3</sup>	1,75
Porosidad total	%	34,5
Porosidad aire	%	23,2
TPH medio suelos (real)	mg/kg	2.939
TPH medio gas (real)	mg/m <sup>3</sup>	370
<b>Masa hidrocarburo en fase absorbida</b>	<b>kg</b>	<b>10.595</b>
<b>Masa hidrocarburo en fase gas</b>	<b>kg</b>	<b>1,0</b>

El tiempo de limpieza viene definido entre el cociente que existe entre la masa y la tasa de eliminación, considerando la masa a eliminar la suma de la masa de hidrocarburos absorbidos y la masa en fase gas (10.596 kg) -calculada en el Apdo. VI.1.3. Distribución y cuantificación de la contaminación en el subsuelo-, y la tasa de eliminación estimada (19,18 kg/día) como la calculada en el Apdo. VII.1.1.4, es decir:

$$\text{Tiempo LIMPIEZA VOLATILIZACIÓN} = \frac{\text{Masa Hidrocarburos (kg)}}{\text{Tasa de eliminación volatilización (kg / día)}} = \text{día}$$

$$\text{Tiempo ESTIMADO DE LIMPIEZA POR VOLATILIZACIÓN} = 10,596 \text{ kg} / 18,7 \text{ kg} = 566,6 \text{ días}$$

Por tanto, el tiempo de limpieza estimado aplicando el sistema de extracción de vapores diseñado para eliminar la fase absorbida y la fase gaseosa por volatilización es de 552 días, es decir, 1 año y 5 meses.

Conociendo la tasa de volatilización estimada (18,7 kg/día) y la masa inicial de hidrocarburos a factibles de ser volatilizados (10.596 kg) podemos calcular la masa de hidrocarburos que se irá volatilizando periódicamente en el tiempo, y, del mismo modo, la masa de hidrocarburos que queda todavía sin eliminar en el suelo.

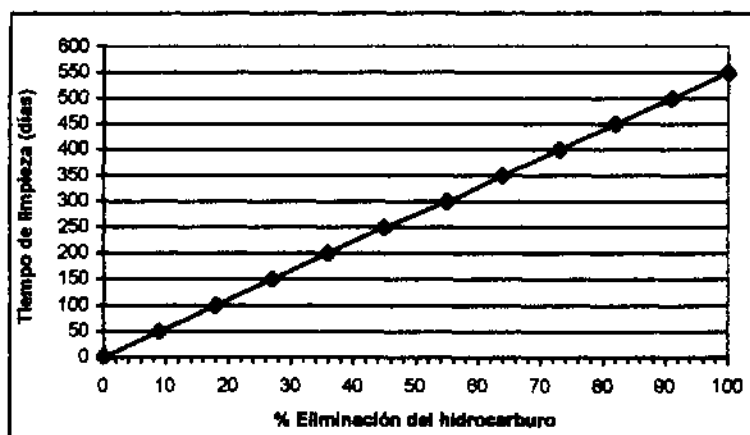
La evolución de la masa eliminada por volatilización se encuentra recogida en la siguiente tabla:

**Tabla VII.9: Evolución de la volatilización estimada con el tiempo**

Tiempo tratamiento días	Masa HC eliminada		Masa HC a eliminar	
	kg	%	kg	%
1	18,7	0	10577	100
50	935	9	9661	91
100	1870	18	8726	82
150	2805	27	7791	74
200	3740	36	6856	65
250	4675	45	5921	56
300	5610	55	4986	47
350	6545	64	4051	38
400	7480	73	3116	29
450	8415	82	2181	21
500	9350	91	1246	12
550	10285	100	311	3

Con estos resultados podemos hacer una curva que indique el tiempo de limpieza estimado necesario en función del porcentaje de eliminación del hidrocarburo:

**Fig. VII.1: Tiempo de limpieza estimado por volatilización**



Con este gráfico se deduce que el 100% de la eliminación del hidrocarburo en fase absorbida y gaseosa se obtendrá a los 560 días del tratamiento, y además permite conocer a un tiempo de limpieza determinado el porcentaje, y/o la masa de eliminación correspondiente.

#### VII.1.2.2. Tiempo de limpieza estimada por extracción de producto en fase libre

Para calcular la tasa de extracción estimada de producto libre se han supuesto dos hipótesis de trabajo, la extracción de producto libre desde las arcillas arenosas y a través de las arenas y gravas. Si se realiza en el estrato de permeabilidad más baja, arcillas arenosas, el caudal de extracción sería de 6,16 l/día, y si se lleva a cabo desde materiales más permeables, arenas y gravas, el caudal de extracción de producto es de 11,13 l/día.

Hay que considerar que el producto libre sería extraído por 6 pozos de extracción (que presentan inicialmente producto libre), y por consiguiente la tasa de extracción estimada sería en realidad de:

##### En arcillas arenosas:

$$\text{Tasa EXTRACCIÓN PROD. LIBRE ESTIMADA} = 6,16 \text{ l/día} \times 6 \text{ pozos} = 36,96 \text{ l/día}$$

##### En arenas y gravas:

$$\text{Tasa EXTRACCIÓN PROD. LIBRE ESTIMADA} = 16,9 \text{ l/día} \times 6 \text{ pozos} = 66,78 \text{ l/día}$$

El volumen de producto libre existente inicial, considerando un espesor real de 6 cm continuo en todo el área de presencia de producto libre, es de 5.953,5 litros.

El tiempo de limpieza estimado se corresponde con el cociente entre el volumen de producto libre a extraer y la tasa de extracción de producto libre estimada, es decir:

$$\text{Tiempo LIMPIEZA EXTRACCIÓN FASE LIBRE} = \frac{\text{Volumen producto libre (l)}}{\text{Tasa de extracción producto libre (l / día)}} = \text{día}$$

Debido a que existen dos tasas de extracción de producto libre el tiempo de limpieza estimado oscilará en función de la opción elegida.

**Extracción desde arcillas arenosas:**

$$\text{Tiempo}_{\text{LIMPIEZA producto libre}} \approx \frac{5.953,5 \text{ l}}{36,96 \text{ l / dia}} = 161,1 \text{ días}$$

**Extracción desde arenas y gravas:**

$$\text{Tiempo}_{\text{LIMPIEZA producto libre}} = \frac{5.953,5 \text{ l}}{66,78 \text{ l / dia}} = 89,1 \text{ días}$$

Por tanto, según la opción elegida los tiempos de limpieza estimados serán diferentes; bombeando desde la arcillas arenosas el tiempo de limpieza sería casi el doble que desde las arenas y gravas.

Del mismo modo que con la volatilización, conociendo la tasa de extracción y el volumen inicial de fase libre podemos calcular el volumen de hidrocarburos que se extraerá del subsuelo mediante bombeo en el tiempo, y, del mismo modo, el volumen de producto que queda todavía sobre el nivel freático sin extraer.

Según la opción elegida se puede conocer el tiempo de limpieza necesario correspondiente para un determinado porcentaje de eliminación. Considerando primeramente la extracción desde las arcillas arenosas, la evolución del volumen de fase libre extraído en el tiempo se encuentra recogida en la siguientes tabla:

**Tabla VII.10: Evolución de la extracción de fase libre estimada en el tiempo (arcillas arenosas)**

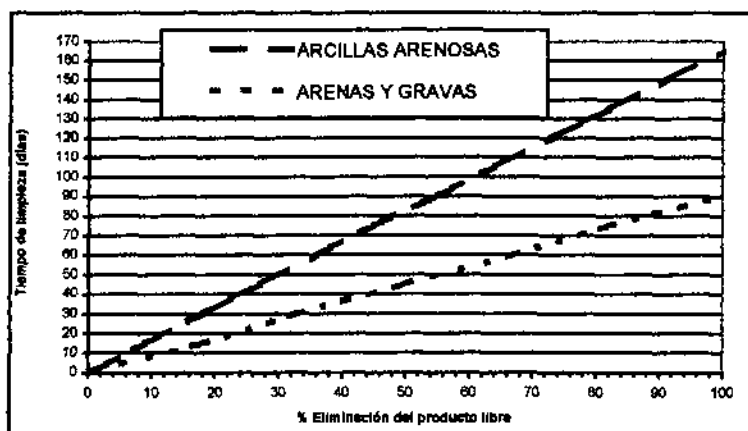
Tiempo tratamiento días	Volumen producto libre eliminado		Volumen producto libre a eliminar	
	litros	%	litros	%
1	37	1	5917	100
15	554	9	5399	91
30	1109	18	4845	81
45	1663	27	4290	72
60	2218	36	3736	63
75	2772	45	3182	53
90	3326	55	2627	44
105	3881	64	2073	35
120	4435	73	1518	26
135	4990	82	964	16
150	5544	91	410	7
165	6098	100	-145	-2

Análogamente bombeando desde las arenas y gravas:

Tabla VII.11: Evolución de la extracción de fase libre estimada en el tiempo (arenas y gravas)

Tiempo tratamiento días	Volumen producto libre eliminado		Volumen producto libre a eliminar	
	litros	%	litros	%
1	67	1	5887	100
15	1002	17	4952	83
30	2003	33	3950	66
45	3005	50	2948	50
60	4007	67	1947	33
75	5009	83	945	16
90	6010	100	-57	0

Fig. VII.3: Tiempo de limpieza estimado por extracción de fase libre



Con este gráfico se deduce que el 100% de la eliminación del producto libre obtendrá a los 170 días del tratamiento desde las arcillas arenosas o bien a los 90 días desde las arenas y gravas. Además se puede obtener la cantidad de producto libre que quedaría por extraer en un tiempo determinado.

### VII.1.3. Modelización del sistema extracción de vapores

Se ha llevado a cabo la modelización de proceso de extracción de vapores mediante el programa de simulación informática AIRFLOW/SVE versión 1, el cual permite simular la aplicación de un sistema de vacío mediante un pozo de extracción y las condiciones geológicas y de contaminación existentes.

El programa se basa en la ley de la conservación de la masa y la transferencia de masa entre fases, la ley de Darcy, y la difusión de las sustancias en el medio (leyes de Fick). Las condiciones o supuestos ideales con los que trabaja el programa son los siguientes:

- El flujo y transporte del gas es tratado como proceso coaxial con respecto al pozo de extracción.
- El flujo y el transporte tiene lugar bajo condiciones isotérmicas.
- El vapor de agua en la fase gaseosa no se considera.
- No se contempla la biodegradación ni la degradación química de los NAPL<sup>4</sup>.
- Las concentraciones de saturación de los vapores orgánicos se basan en la ley de Raoult.
- El nivel piezométrico se comporta como un nivel impermeable.
- No se contemplan la recarga del acuífero por agua superficial (agua de infiltración) y las posibles oscilaciones del nivel freático por la aplicación del vacío.
- El efecto de la gravedad y de compresibilidad del material poroso y los fluidos son despreciables.
- La presión del gas está distribuido de forma homogénea.

El programa permite determinar las condiciones de vacío y los procesos de volatilización que se van a producir en el medio, definiendo la cantidad de hidrocarburos que van a ser eliminados y el tiempo necesario para su limpieza. Por tanto, la modelización se utilizará como herramienta de cálculo para el contraste de la tasa de eliminación por volatilización estimada propuesta en el Apdo. VII. 1.1.1.

Este programa no permite simular la acción de más de un pozo de extracción de forma simultánea, y sólo supone extracción de aire y no inyección de aire, por lo que al ser un modelo simplificado se extrapolarán los resultados obtenidos en el pozo modelizado al funcionamiento de todo el sistema de extracción de vapores a la vez.

En este Apdo. se van a indicar los parámetros de partida utilizados y los resultados obtenidos. En el Anejo V se encuentran de forma completa las salidas del programa.

---

<sup>4</sup> NAPL: NonAqueous Phase Liquids

**VII.1.3.1. Datos de partida**

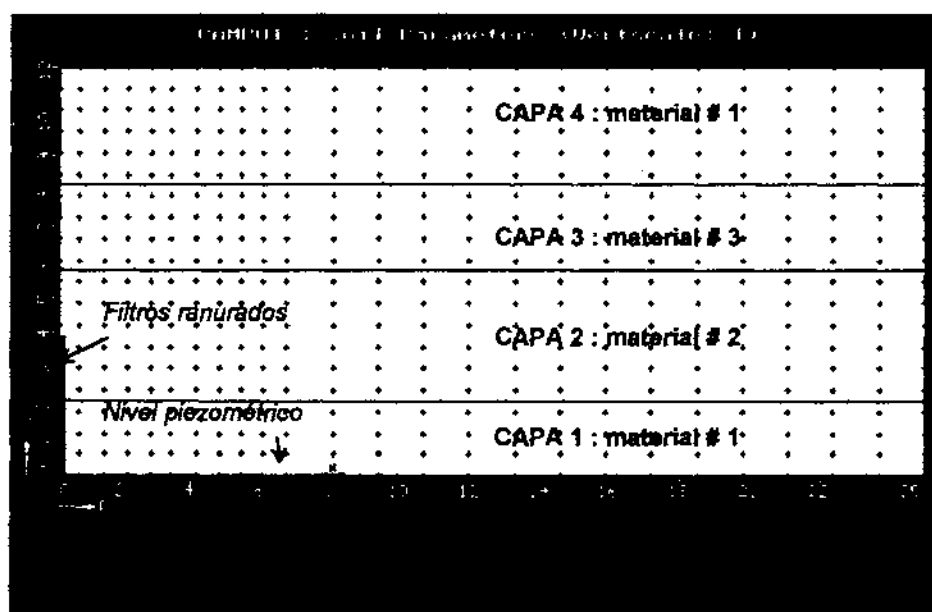
Se ha supuesto un modelo de pozo de extracción que represente las mismas condiciones que existen en cualquier pozo de extracción del campo de pruebas nº 1, situando los filtros ranurados 4 metros por encima del nivel piezométrico, confrontándolos con el nivel de suelo contaminado y en arcillas arenosas, y con un espesor de 11,5 m de zona no saturada. La presión de vacío considerada es la presión media que se obtiene en cada pozo (-42 mbar).

La distribución de la estratigrafía en la misma que se tiene en el perfil geológico, agrupando los estratos en 4 capas formados por 3 materiales diferentes, tal y como se indica en la Fig. VII.3. En la tabla siguiente se definen las propiedades texturales de cada uno de los materiales:

**Tabla VII.12: Parámetros texturales del suelo**

Parámetro	Material # 1	Material # 2	Material # 3
Descripción	Arcillas arenosas	Limos arcillosos	Arenas y gravas
Permeabilidad intrínseca vertical (darcy)	0,9	10	40
Permeabilidad intrínseca horizontal (darcy)	0,09	0,1	0,4
Porosidad eficaz (%)	10,5	12,0	25,0
Coef. Van Genuchten "n"	2	2	2
Coef. Van Genuchten "α" (1/m)	1	1	1
Saturación residual en agua	0,196	0,057	0,045
Saturación en agua	0,36	0,41	0,43
Fracción de carbono orgánico	1,E-06	1,E-06	1,E-06

**Fig. VII.3: Distribución de las capas y materiales definidos**





Con respecto a los parámetros relacionados con el aire y con el contaminante (queroseno), se ha considerado una densidad del NAPL de  $850 \text{ Kg/m}^3$  (queroseno) y como compuesto más representativo del mismo y de la mayor parte de su fracción volátil el nonano ( $C_9$ ), además de otros compuestos-3, metilhexano ( $C_7$ ), metilciclohexano ( $C_8$ ), y 2,2,4, trimetilheptano ( $C_{10}$ ).

El espesor de suelo contaminado son 2 m y la distribución de la contaminación en el suelo se ha ubicado inmediatamente por encima del nivel freático. En la tabla siguiente se indican los parámetros físico-químicos utilizados:

**Tabla VII.13. Parámetros físico-químicos del gas (tomados de la base de datos del Airflow)**

Parámetro	3, metilhexano	metilciclohexano	nonano	2,2,4, trimetilheptano
Cadena de carbonos representada	C7	C8	C9	C10
Fracción molar	0,1	0,2	0,6	0,1
Solubilidad (mg/l)	4,0	14,0	220,0	0,8
Peso molecular (gr/mol)	100,2	98,2	128,26	142,3
Presión de vapor (atm)	0,064	0,048	0,042	0,0053
Coef. Carbono orgánico	14112	7068	36256	245070
T° de ebullición (° C)	92,0	101,0	150,8	149,0

Se han modelizado dos supuestos, el primero es suponiendo que no existe presencia de producto libre y el segundo con fase libre, con el fin de ver la influencia del mismo en la tasa de volatilización global y en consecuencia en la masa de hidrocarburo eliminada. Se ha considerado un espesor real de 6 cm.

Por tanto, se han definido dos modelos:

- Modelo o supuesto A: sin presencia de producto libre
- Modelo o supuesto B: con presencia de producto libre

En ambos casos, el comportamiento del flujo del aire es el mismo, ya que este depende solamente de las propiedades del medio y no de la presencia de contaminación.

### VII.1.3.2. Calibración y análisis de sensibilidad

En el proceso de calibración se ha estructurado en dos fases:

- En la calibración inicial, el objetivo es depurar y corregir las posibles deficiencias del modelo conceptual, comprobando las condiciones de contorno y evaluando de manera crítica algunos aspectos del modelo.
- En la calibración final se obtiene el modelo conceptual y numérico del sistema conforme a la información disponible.

El objetivo del análisis de sensibilidad es poner de manifiesto y cuantificar, en la medida de lo posible, cuáles son los parámetros que afectan más en la calibración de cada modelo. Las principales observaciones extraídas son:

- El modelo es muy sensible a los valores de permeabilidad y porosidad de los materiales.
- El modelo se ve influenciado por la presencia de producto en fase libre, aumentando el tiempo de limpieza y la masa de hidrocarburo extraída.

### VII.1.3.3. Resultados de la modelización

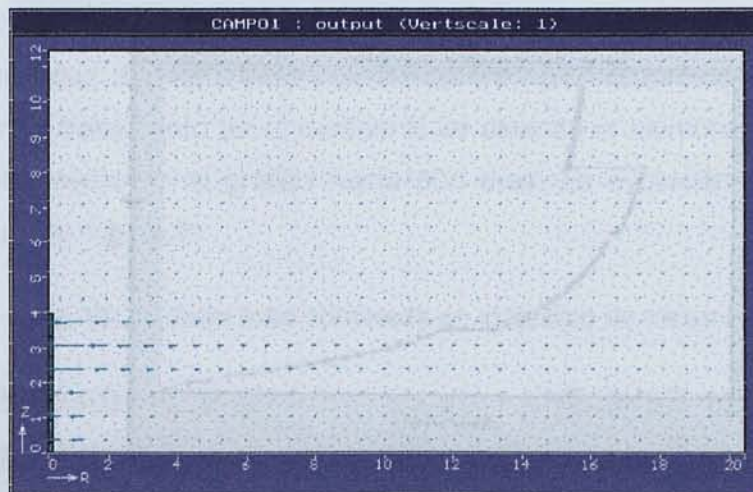
#### VII. 1.3.3.1. Resultados respecto al flujo de aire

Se observa que el flujo de aire es mayor en las zonas más próximas a los filtros ranurados del pozo, disminuyendo la afección con la distancia a dicho punto. También se observa como en el material nº 2 (limos arcillosos) más permeables que el material nº 1 (arcillas arenosas) los vectores de velocidad de flujo se incrementan, es decir el material nº 2 se comporta como más transmisor al flujo de aire y, por tanto, es una zona de mayor permeabilidad al aire.

La velocidad de flujo del aire es superior en las cercanías del pozo haciéndose prácticamente nula a partir de los 15 m aproximadamente desde la distancia del pozo (radio de influencia):

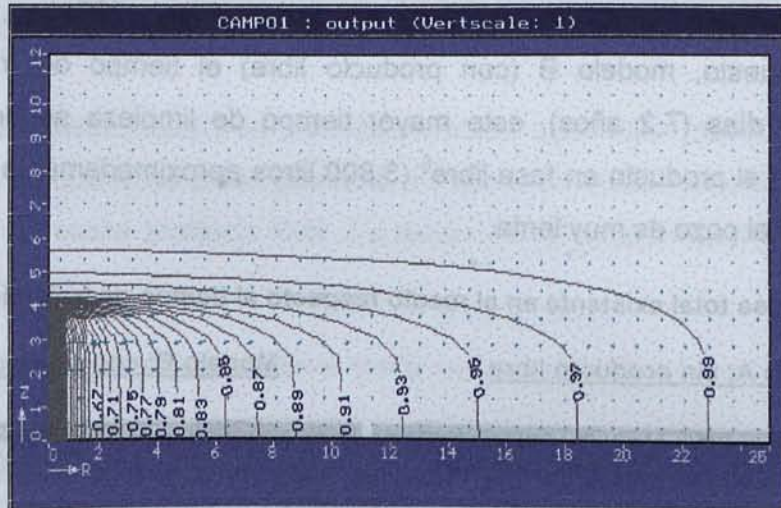


Fig. VII.4: Vectores de velocidad de flujo del aire



Con respecto a la presión de vacío<sup>5</sup>, se observa una mayor presión de vacío en los alrededores del pozo de extracción, disminuyendo el efecto de ésta con el aumento de la distancia radial. No se observan diferencias considerables respecto a la presión de vacío y la velocidad de flujo a lo largo del tratamiento propuesto, manteniéndose según el modelo expuesto sin variación.

Fig. VII.5: Isobaras de presión de vacío

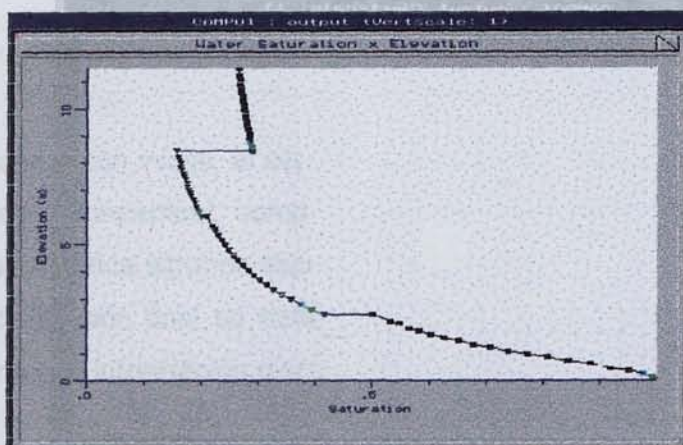


También se observa la distribución de la saturación en agua con respecto a la profundidad y el tipo de material en que esté presente, existiendo mayor cantidad de agua en las cercanías del nivel freático, y disminuyendo hacia superficie, volviéndose a incrementarse en la cota más superficial como consecuencia de la infiltración:

<sup>5</sup> El programa considera la presión en valores absolutos (en atm.) siendo la presión de 1 atm, igual al vacío nulo (0 atm. de presión en realidad), siendo necesario restar 1 atms a la presión indicada por las isobaras de presión para conocer la presión de vacío real existente (ejem: P = 0,95 atm, sería igual a -0,05 atm).



Fig. VII.6 : Evolución de la saturación en agua en profundidad



VII.1.3.3.2. Resultados de la eliminación del NAPL

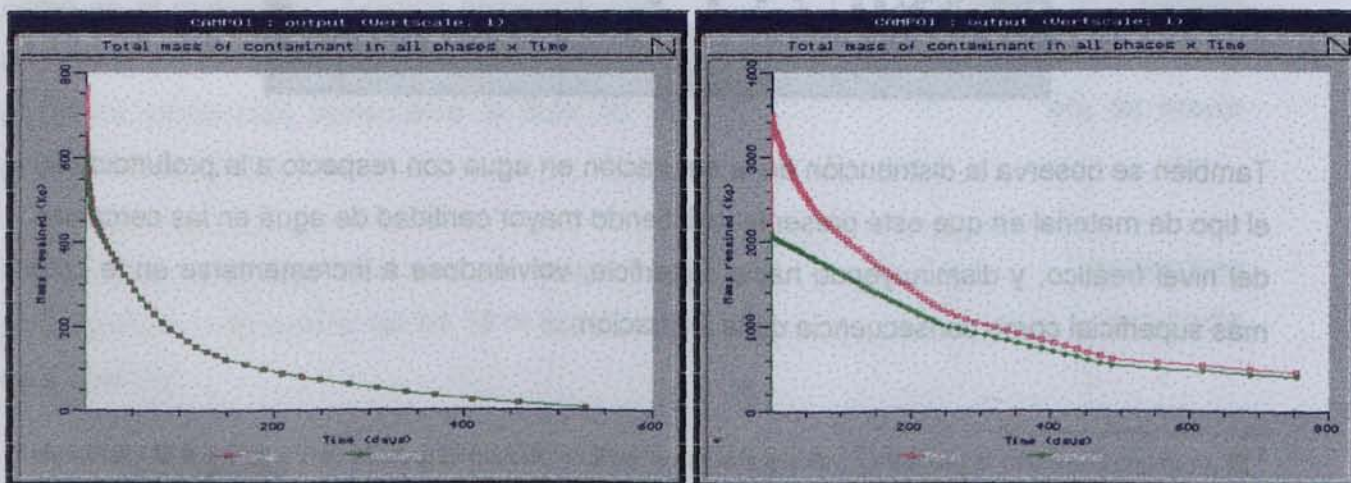
Se han estudiado dos supuestos, con y sin producto en fase libre, para ver la diferencia de evolución entre ambas situaciones respecto a la volatilización del hidrocarburo y el tiempo necesario de limpieza.

En el primer supuesto, modelo A (sin producto libre) el tiempo necesario para eliminar toda la masa de NAPL presente (en fase gas, disuelta y absorbida) es de 527 días, sin embargo, en el segundo supuesto, modelo B (con producto libre) el tiempo de tratamiento se incrementa a 2.650 días (7,2 años), este mayor tiempo de limpieza se debe a que la volatilización de todo el producto en fase libre<sup>6</sup> (3.800 litros aproximadamente) existente en las aproximaciones del pozo es muy lenta.

Fig. VII.7 Masa total existente en el medio respecto al tiempo de tratamiento

**Modelo A: sin producto libre**

**Modelo B: con producto libre**



<sup>6</sup> Considerando un radio de influencia de 14 m y un espesor r de producto libre de 6 cm.

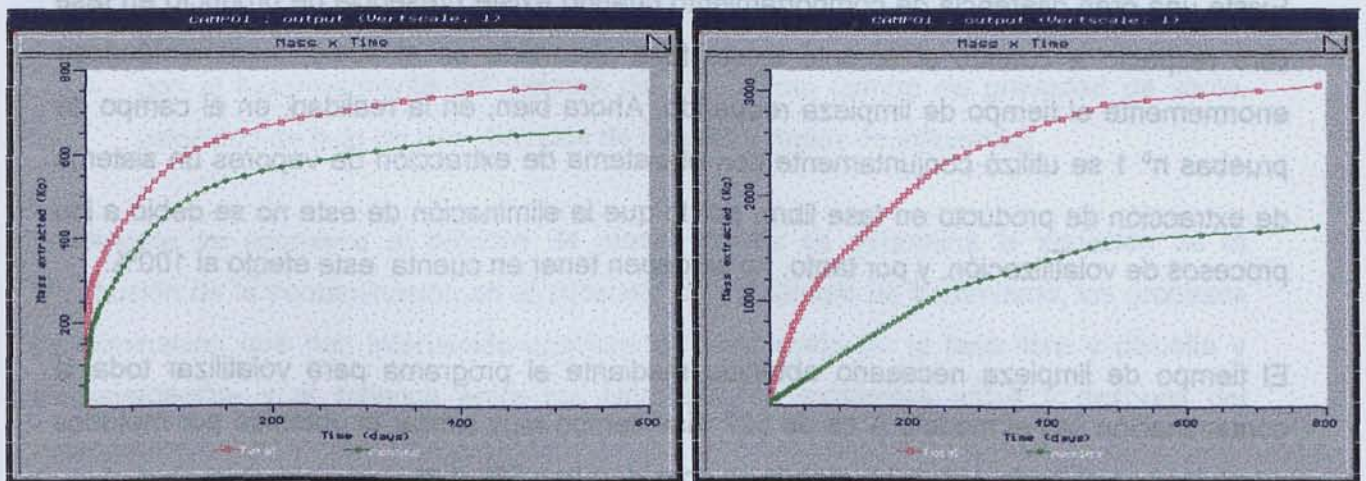


La masa total eliminada por extracción de vapores en el modelo A asciende a 745 kg, y en el modelo B a 4.170 kg, esta diferencia se debe a la presencia de producto libre que incrementa la cantidad de hidrocarburo existente. Por efectos de escala, dado que a partir de los 600 días de tratamiento en el modelo B se alcanza la asíntota de eliminación se ha considerado únicamente en el gráfico hasta 800 días. La evolución de la eliminación se indica en la siguiente Fig.VII.8:

**Fig. VII. 8: Masa total eliminada en el tiempo de tratamiento**

**Modelo A: sin producto libre**

**Modelo B: con producto libre**

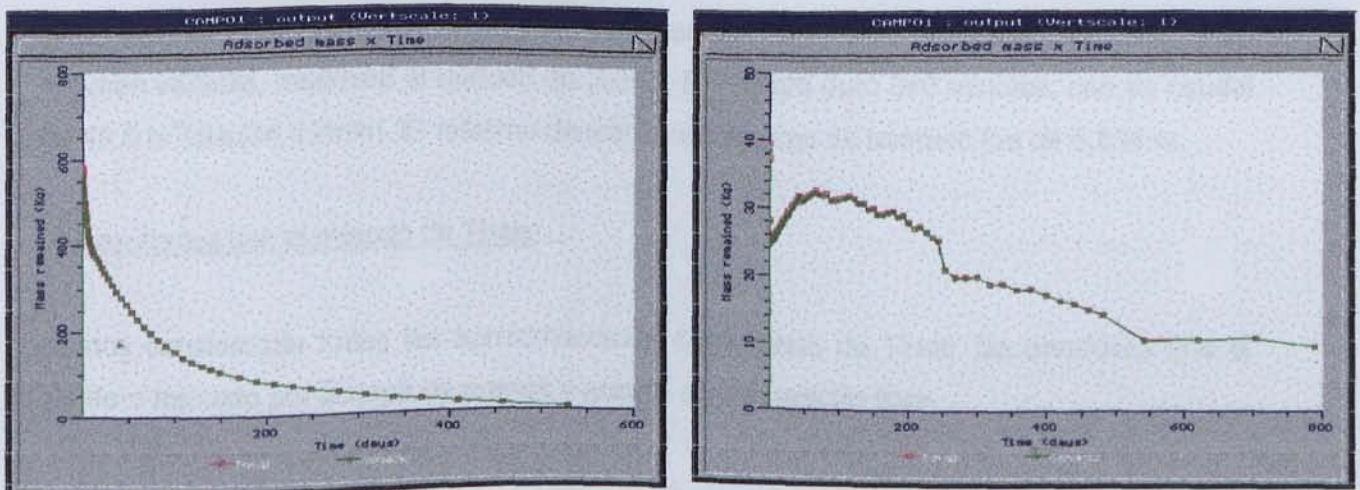


En los graficos se observa como en el modelo A existe una mayor presencia del nonano que en el modelo B, ya que al no existir producto en fase libre existe más proporción de fracción volátil que cuando existe producto libre. La evolución de la fase absorbida en el suelo se indica a continuación:

**Fig. VII.9 Masa absorbida en el medio respecto al tiempo de tratamiento**

**Modelo A: sin producto libre**

**Modelo B: con producto libre**



Se observa como la masa absorbida disminuye de forma gradual en el tiempo en el modelo A, pero sin embargo, en el modelo B, al existir producto en fase libre se produce un incremento de la fase absorbida al principio del tratamiento –en los primeros 100 días- para luego disminuir de forma diferenciada hasta su total eliminación (a los 2.700 días), siendo la cantidad total de fase absorbida existente de 480 kg, cantidad muy similar a la existente en el modelo A, que asciende a 560 kg.

#### **VII.1.3.4. Conclusiones del modelo**

Existe una gran diferencia de comportamiento cuando existe presencia de producto en fase libre respecto a cuando solamente existe fase absorbida en el suelo, incrementándose enormemente el tiempo de limpieza requerido. Ahora bien, en la realidad, en el campo de pruebas nº 1 se utilizó conjuntamente con el sistema de extracción de vapores un sistema de extracción de producto en fase libre, por lo que la eliminación de este no se debió a los procesos de volatilización, y por tanto, no se deben tener en cuenta este efecto al 100%.

El tiempo de limpieza necesario obtenido mediante el programa para volatilizar toda la contaminación en el modelo A es de 527 días tiempo muy similar al obtenido por métodos numéricos en el Apdo. VII. 1.2.1, donde se consideraban 566 días.

## VII.2. REVISIÓN DE LOS DATOS OBTENIDOS

En este apartado se analizan los datos obtenidos en la fase de investigación, estableciendo los parámetros que definen y/o delimitan los procesos y la evolución de la descontaminación calculando. Estos parámetros están relacionados con tres ámbitos principales:

- con las propiedades del suelo (propiedades hidrogeológicas, porosidad y permeabilidad al aire, etc.)
- con la presencia de la contaminación en el medio (velocidad de la carga contaminante, coeficiente de retardo, coeficiente de distribución y tipo de isoterma de sorción)
- con el funcionamiento del sistema de tratamiento (centro de gravedad de vacío, velocidad de flujo de aire, tiempos de tránsito y radios de influencia)

Finalmente se establece el balance de masas donde se determina la variación de la distribución de la contaminación en el subsuelo con el tiempo de tratamiento, los procesos de eliminación que han intervenido-volatilización, extracción de la fase libre y disuelta y biodegradación- y el balance entre los hidrocarburos existentes antes y después del tratamiento.

### VII.2.1. Cálculo de parámetros relacionados con las propiedades del suelo

#### VII.2.1.1. Parámetros hidrogeológicos

Mediante la interpretación de los resultados del ensayo de bombeo realizado en el pozo D-2, se han obtenido los parámetros hidrogeológicos que definen el acuífero, así como se ha definido el área de captación de bombeo producida.

El ensayo se ha interpretado en régimen permanente, utilizando el método de Theis, y en régimen variable, mediante el método de Jacob. El ensayo duró 390 minutos, con un caudal de 49,6 m<sup>3</sup>/día (34,4 l/min). El máximo descenso en el pozo de bombeo fue de 0,538 m.

#### 1) Resultados con el método de Theis:

Hemos considerado todas las aproximaciones del método de Theis. Se considera que el acuífero formado por la capa de arenas y gravas es de carácter libre.

Con las medidas registradas en los pozos de control realizamos la curva distancia-descenso:

Fig. VII.10: Curva distancia-descenso

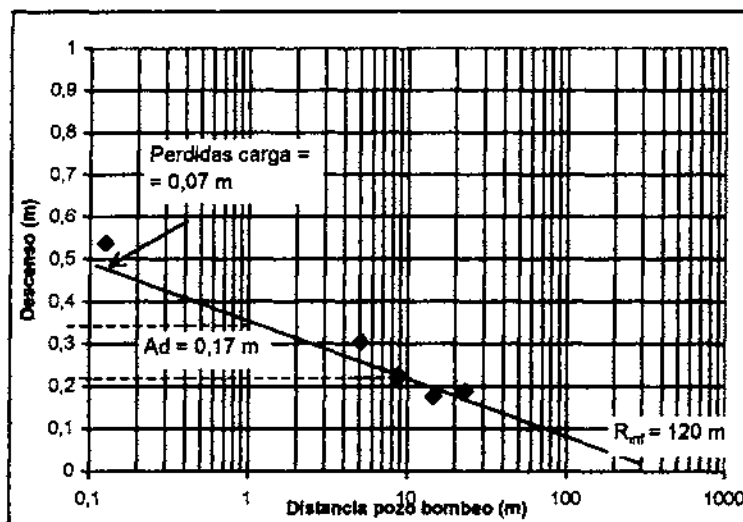


Tabla VII.14: Máximos descensos y distancia entre pozos de control y el de bombeo

Pozo control	C-2L	E-2L	C-3	P-6C
Distancia al D-2	5,1	8,8	14,65	23,2
Descenso máximo	0,305	0,225	0,176	0,19

El radio de influencia observado es de 120 m.

Las pérdidas de carga existentes es de 0,068 m (0,07 m) y la  $\Delta d$  de 0,17 m para cada ciclo logarítmico, por lo que la transmisividad fue de :

$$\text{Transmisividad } (T) = 0,366 \frac{Q}{\Delta d}$$

Luego,

$$T = 106,7 \text{ m}^2/\text{dia}$$

$$\text{Gradiente hidráulico } (i) = \frac{dh}{dr} = 0,538 - 0,176 / 14,65 = 0,025$$

El gradiente hidráulico (i) se situó en 0,025, y considerando un espesor saturado de 4 m, la permeabilidad será de :

$$k = \frac{T}{b} = 106,7 / 4,0 = 26,67 \text{ m/dia}$$



La transmisividad de 106,7 m<sup>2</sup>/día se considera como media –alta, y una permeabilidad de 26,67 m/día es alta, perteneciente a materiales porosos (arenas y gravas), y que se la califica como permeable y perteneciente a un acuífero regular a bueno (Custodio y Llamas, 1983).

Según la recta de la gráfica curva distancia-descenso (Fig. VII.3) obtendríamos los siguientes descensos para diferentes distancias al pozo de bombeo:

Tabla VII.15: Descensos respecto a la distancia al pozo de bombeo

Distancia al D-2	1 m	5 m	10 m	15 m	20 m	30 m	50 m
Descenso máximo	0,33 m	0,22 m	0,20 m	0,18 m	0,16 m	0,12 m	0,10 m

2) Resultados con el método de Jacob:

El método de Jacob es una particularización del Método de Theis para regímenes variables.

Consideraremos la trasmisividad en función de la ecuación:

$$T = 0,183 \frac{Q}{\Delta d}$$

Y el coeficiente de almacenamiento (S) como:

$$S = \frac{2,25 T t_0}{r^2}$$

Se han representado en la curva tiempo de bombeo-descensos los valores registrados en el pozo de bombeo y en los de control, para obtener la recta de Jacob.

Fig. VII.11: Recta de Jacob

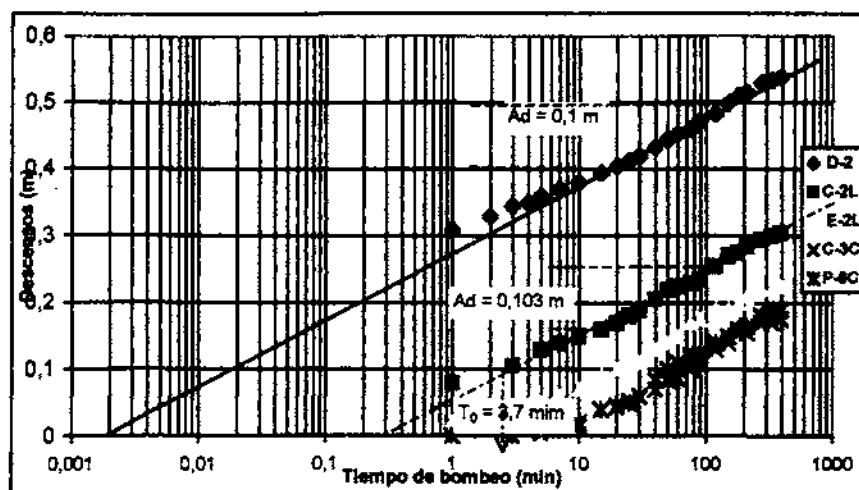


Tabla VII.16: Descenso en los pozos de control

Descenso en los pozos (m)					
Tiempo	D-2	C-2L	E-2L	C-3C	P-8C
0	0	0	0	0	0
1	0,31	0,08	0,02	0	0
2	0,33	-	-	-	-
3	0,345	0,105	0,04	0	0
4	0,35	-	-	-	-
5	0,36	0,13	0,05	0,005	0,01
7	0,37	0,14	0,06	0,01	0,01
10	0,38	0,15	0,07	0,02	0,015
15	0,395	0,16	0,09	0,04	0,04
20	0,405	0,17	0,10	0,044	0,045
25	0,413	0,18	0,11	0,053	0,05
30	0,42	0,19	0,11	0,06	0,06
40	0,433	0,205	0,13	0,07	0,085
50	0,445	0,22	0,14	0,083	0,1
60	0,453	0,225	0,15	0,087	0,11
75	0,46	0,23	0,17	0,100	0,12
90	0,473	0,235	0,175	0,114	0,125
120	0,483	0,255	0,19	0,130	0,14
150	0,500	0,270	0,19	0,140	0,15
180	0,510	0,275	0,20	0,155	0,16
210	0,515	0,285	0,21	0,155	0,165
275	0,530	0,295	0,22	0,170	0,18
330	0,533	0,300	0,22	0,170	0,185
390	0,538	0,305	0,225	0,176	0,19

En el gráfico obtenemos que el valor de  $\Delta d$  para el pozo de bombeo es de 0,1 m, y en el pozo de control de 0,103 m, lo que da lugar a un  $T_0$  de 3,7 min (4 min). Por tanto, los valores de transmisividad y de coeficiente de almacenamiento son los siguientes:

$$T = 86,44 \text{ m}^2/\text{día}$$

$$S = 0,0207$$

Este valor de coeficiente de almacenamiento (0,02) define el comportamiento del acuífero como libre (Custodio y Llamas, 1983)

El radio de influencia ( $R_{inf}$ ) viene definido por la expresión:

$$R_{inf} = 1,5 \sqrt{\frac{T t}{S}}$$

$$R_{in} = 51,3 \text{ m}$$

Este radio es la mitad que el obtenido por el método de Theis.

Por este método la transmisividad obtenida es menor, y por tanto el rango de permeabilidad también, siendo:

$$K = T/b = 86,44\text{m}^2/\text{día} / 4 \text{ m} = 21,61 \text{ m/día}$$

Estos valores se consideran de permeabilidad media-alta, del mismo modo que por el método de Theis,

Los resultados del ensayo de bombeo realizado en el pozo D-2, dio como resultado los siguientes parámetros hidrogeológicos:

Transmisividad	=	84,66 – 160,7 m <sup>2</sup> /día (media: <b>122,7 m<sup>2</sup>/día</b> )
Conductividad hidráulica	=	26,67 – 21,61 m/día (media: <b>24,17 m/día</b> )
Coefficiente de almacenamiento	=	0,025 – 0,027 (media: <b>0,026</b> )
Gradiente hidráulico	=	<b>0,025</b>

Estos resultados indican que los materiales tienen una transmisividad hidráulica alta, y que por tanto se pueden obtener caudales de bombeo considerables, suficientes como para poder abatir el nivel freático por debajo de la cota superior de las gravas, y así para poder mejorar la producción de la extracción de producto libre.

El coeficiente de almacenamiento indica que nos encontramos ante un acuífero libre de tipo poroso intergranular.

### VII.2.1.2. Descripción del suelo

La contaminación inicialmente se encuentra localizada casi totalmente en materiales con carácter arcilloso, de granulometría variable, existiendo en algunos casos una gran proporción de limos.

Por debajo de la capa de materiales arcillosos se encuentra una capa de transición de limos y/o arenas de grano fino, antes de la capa de cantos y gravas cuarcíticos.

En general se ha registrado hasta 7 tipos diferentes de materiales, a los cuales se les ha definido con una numeración ascendente en función de la disminución del tamaño de grano, el porcentaje de arcillas y, por tanto, la menor permeabilidad (tabla VII.15):

**Tabla VII.17: Descripción del suelo y grado de permeabilidad**

Tipo material	Descripción	Permeabilidad
1	Cantos y gravas cuarcíticos	Alta
2	Arenas y gravas	Alta
3	Arenas de grano muy fino	Alta
4	Limos arenosos	Media-alta
5	Arenas y gravas en matriz limosa	Media
6	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa	Media-baja
7	Arenas y gravas en matriz arcillosa	Baja

Según las curvas granulométricas realizadas en determinadas muestras de suelo, se ha obtenido el porcentaje de arenas, limos y arcillas existente:

**Tabla VII.18: Clasificación del suelo**

Sondeo	Cota muestra	% arena	% limos	% arcillas	Descripción
S-4	591,5	56	14	18	Arena limoarcillosa
Y 6	592,2	45	27	18	Arenas arcillosa
Y 7	592,0	50	35	15	Arena limoarcillosa
Y 8	591,4	55	27	18	Arena limoarcillosa
A 8	590,7	51	27	18	Arena arcillosa

### VII.2.1.3. Propiedades físico-químicas del suelo

Se analizaron algunas muestras de suelo, tomadas en la zona no saturada, donde se determinaron los siguientes parámetros: pH del suelo, materia orgánica, carbonatos, sulfatos, así como se calculó el peso específico de las partículas, la densidad seca y la permeabilidad (tabla VII.19):

Tabla VII.19: Propiedades físico-químicas del suelo

Sondeo	Cota	TPH	pH	CO <sub>3</sub> Ca	Sulfatos	Materia orgánica	Densidad seca	Peso esp. partículas	Permeabilidad
	m.s.n.m.	mg/kg	adim	%	%	%	g/cm <sup>3</sup>	g/cm <sup>3</sup>	cm/s
Y 3	598,2	< 50	—	5	< 0,01	0,17	1,76	2,672	6,48.10 <sup>-8</sup>
A 8	590,7	1.665	7,84	5	< 0,01	0,08	1,77	2,669	3,05.10 <sup>-7</sup>
Y 8	590,7	4.015	7,86	—	—	0,09	—	—	—
Y 9	590,9	593	—	6	< 0,01	0,17	1,82	2,649	3,74.10 <sup>-7</sup>
S-4	591,5	455	8,04	—	—	0,26	1,70	2,654	—
Y 2	591,5	3.096	—	6	< 0,01	0,13	1,67	2,651	6,90.10 <sup>-8</sup>
Y 7	592,0	2.137	—	—	—	—	1,68	2,640	—
Y 6	592,2	503	—	6	< 0,01	0,21	1,80	2,652	3,74.10 <sup>-7</sup>

Los resultados indican que son suelos de carácter neutro, con pH cercanos a 7. El porcentaje de materia orgánica es variable, pero en líneas generales no es alto. Existe muy poca cantidad de sulfatos y carbonatos, y los suelos presentan una densidad seca perteneciente a materiales arcillosos.

**VII.2.1.4. Porosidad y humedad del suelo**

Con los datos obtenidos de peso específico de las partículas y de densidad seca de los materiales (tabla VII.19) se he calculado el coeficiente de porosidad de dichos materiales:

$$Porosidad\ total = m_T = 1 - \frac{\gamma_d}{\gamma_s}$$

$\gamma_d$  = densidad seca del suelo (gr/cm<sup>3</sup>)

$\gamma_s$  = peso específico medio (2,65 g/cm<sup>3</sup>)

$$Porosidad\ saturada = m_s = \omega \frac{\gamma_d}{\gamma_s}$$

$\omega$  = humedad del suelo (%)

$$Porosidad\ aire = m_a = m_T - m_s =$$

$$m_a = 1 - \frac{\gamma_d}{\gamma_s} - \omega \frac{\gamma_d}{\gamma_s}$$

Se ha calculado tanto la porosidad saturada como la porosidad al aire, en condiciones iniciales, a los 45, 75 y 140 días de tratamiento, para observar si existe variación a lo largo del tiempo. Así mismo, se midió la humedad en determinadas muestras de suelo (parafinadas) en el laboratorio, para ver la evolución de dicho parámetro en la zona no saturada con el tiempo de tratamiento. Los resultados se presentan a continuación:

Tabla VII.20: Porosidad y humedad con el tiempo tratamiento

TIEMPO DE TRATAMIENTO	SONDEO	COTA	HUMEDAD	$m_{total}$	$m_{saturada}$	$m_{aire}$	DESCRIPCIÓN
días		m	%	%	%	%	
INICIAL	S-4	591,5	19,6	35,8	12,6	23,2	Arena limoarcillosa
(45 días)	Y-2	591,5	17,12	37	11	26	Arena limosa
	Y-6	592,0	15,58	32	11	21	Arena arcillosa
	MEDIA	591,7	16,35	34,5	10,7	23,8	-
(75 días)	Y-7	592,0	15,93	37	10	27	Arena limoarcillosa
	Y-9	590,7	13,8	31	9	22	Arena arcillosa
	MEDIA	591,3	14,9	34,0	9,8	24,2	-
(140 días)	A-8	591,0	14,5	33	10	24	Arena limoarcillosa
	MEDIA	591,0	14,5	33,2	9,7	24,5	-

#### VII.2.1.5. Permeabilidad intrínseca y permeabilidad al aire

Los valores de permeabilidad de aire y de permeabilidad intrínseca se han calculado utilizando métodos indirectos, no siendo posible su comprobación con los métodos de campo.

Se ha calculado los parámetros de Brooks&Corey de presión de entrada de aire ( $h_{ce}$ ), saturación de agua ( $S_w$ ) o humedad ( $\omega$ ) y el índice de distribución de poros ( $\lambda$ ) definidos en la investigación bibliográfica (Apdo. IV.1. y IV.4), según los valores de porosidad y el porcentaje de arenas y arcillas existente utilizando el programa de cálculo SOPROP.

La permeabilidad al aire es el producto entre la permeabilidad intrínseca ( $k_i$ ) por la permeabilidad al aire relativa ( $K_{ra}$ ), estando esta última directamente relacionada con el grado de humedad del suelo.

$$\text{Permeabilidad intrínseca} = K_i = \frac{k\mu}{dg} = \text{cm}^2$$

K = permeabilidad (cm/s)

$\mu$  = viscosidad dinámica del agua (1cp = 100 gr/cm.s)

d = densidad agua (1 gr/cm<sup>3</sup>)

g = cte. de aceleración (9,8 m/s<sup>2</sup> = 980 cm/s<sup>2</sup>)

$$\text{Permeabilidad al aire relativa} = K_{ra} = (1 - \omega)^2 \left( 1 - \omega^{\frac{2-\lambda}{\lambda}} \right) = (\text{adim})$$

$\omega$  = humedad del suelo (%/100)

$\lambda$  = índice de distribución de poros (adim)

$$\text{Permeabilidad al aire} = K_a = K_i \cdot K_{ra}$$

$$K_a = \frac{k\mu}{dg} \cdot (1 - \omega)^2 \left( 1 - \omega^{\frac{2-\lambda}{\lambda}} \right) = \text{cm}^2$$

Los parámetros utilizados para el cálculo de la permeabilidad al aire se recogen en la tabla VII.21:

Tabla VII.21: Parámetros de Brooks&Corey y permeabilidad intrínseca

PARÁMETRO	TIEMPO DE TRATAMIENTO				
	INICIAL	45 DÍAS	75 DÍAS	140 DÍAS	MEDIA
Humedad (%)	19,6	16,35	14,9	14,5	16,3
Descripción suelo	Arena limoarcillosa	Arena limoarcillosa	Arena limoarcillosa	Arena limoarcillosa	Arena limoarcillosa
% arenas	56	45	54	51	51,5
% limos	14	27	34	27	25,5
% arcillas	18	18	15	18	17,25
Porosidad total	35,8	34,3	34	34	34,525
Porosidad eficaz	12,6	10,7	9,8	9,6	10,5
Porosidad aire	23,2	23,9	24,2	24,5	23,95
Parámetros Brooks&Corey:					
Presión entrada de aire ( $h_{ca}$ ) en m	0,2457	0,2769	0,3436	0,3281	0,2985
Índice distribución de poros ( $\lambda$ )	0,3437	0,3627	0,3841	0,3715	0,3655
Permeabilidad al aire (cm <sup>2</sup> )	1,5626E-08	1,6917E-08	1,7508E-08	1,7675E-08	1,6731E-08

La permeabilidad hidráulica media ( $k$ ), tabla VII.19, da como resultado  $2,37 \cdot 10^{-7}$  cm/s y la permeabilidad intrínseca media,  $2,42 \cdot 10^{-8}$  cm<sup>2</sup>, que se obtiene mediante la expresión:

$$K_i = \frac{k\mu}{dg}$$

Para calcular la permeabilidad al aire se han utilizado los valores de permeabilidad intrínseca y permeabilidad al aire relativa (tabla VII.22), valores obtenidos de diferentes muestras de suelo. Los resultados de permeabilidad al aire ( $k_a$ ) se muestran en la siguiente tabla:

Tabla VII.22: Permeabilidad al aire ( $k_a$ )

TIEMPO TRATAMIENTO	$\lambda$ adim	$S_{wr}$ adim	$K$ cm/s	$2-\lambda/\lambda$ adim	$K_i$ cm <sup>2</sup>	$K_{ra}$ adim	$K_a$ cm <sup>2</sup>	Tipo suelo
Inicial	0,3437	0,196	2,37E-07	4,81902	2,42E-08	0,6461	1,5626E-08	Arena limoarcillosa
45 días	0,3627	0,1635	2,37E-07	4,51419	2,42E-08	0,6995	1,6917E-08	Arena limoarcillosa
75 días	0,3841	0,149	2,37E-07	4,20697	2,42E-08	0,7239	1,7508E-08	Arena limoarcillosa
140 días	0,3715	0,145	2,37E-07	4,38358	2,42E-08	0,7308	1,7675E-08	Arena limoarcillosa
MEDIA	0,3655	0,163	2,37E-07	4,4809	2,42E-08	0,7001	1,6731E-08	—

Se observa que los valores de permeabilidad al aire aumentan con el tiempo de tratamiento, al igual que los de porosidad al aire, sin embargo, la cantidad de agua presente en el suelo, tiende a disminuir. El valor de permeabilidad al aire media es de  $2,67 \cdot 10^{-9}$  cm<sup>2</sup>.

## VII.2.2. Calculo de los parámetros relacionados con la presencia de la contaminación

### VII.2.2.1. Velocidad de la carga contaminante y coeficiente de retardo

Es necesario conocer la velocidad real o eficaz del agua subterránea y de la contaminante en fase disuelta tanto en condiciones naturales como las condiciones modificadas por efecto del bombeo.

La velocidad del flujo subterráneo depende de la conductividad hidráulica del acuífero y del gradiente hidráulico, siendo superior en régimen de dinámico que en condiciones estáticas (no bombeo).



La velocidad de la carga contaminante será menor que la del agua subterránea debido a que hay que considerar el coeficiente de retardo (R) existente en el medio. Las ecuaciones que rigen ambas velocidades se han definido en el Apdo. IV. 4:

$$\text{Velocidad flujo}_{\text{agua subterránea}} = K \times i$$

K = conductividad hidráulica (m/día)

i = gradiente hidráulico (adim)

La velocidad eficaz del agua subterránea se define como:

$$\text{Velocidad eficaz}_{\text{agua subterránea}} = \frac{\text{velocidad flujo}_{\text{agua subterránea}}}{m_e}$$

Para calcular la **velocidad de flujo de la carga contaminante** o lo que es lo mismo la velocidad de migración de los compuestos disueltos en el agua subterránea (considerando el nonano como compuesto representativo del queroseno) es necesario aplicar el factor de retardo (R) que presenta al contaminante respecto al agua debido a las propiedades físico-químicas del mismo y de las propiedades texturales del suelo:

$$\text{Velocidad}_{\text{carga contaminante}} = \frac{\text{Velocidad flujo}_{\text{agua subterránea}}}{R}$$

R = coeficiente de retardo (adim)

El concepto de **coeficiente de retardo** se especifica en el Apdo. IV.3 Interacción de contaminante-suelo, y se define como:

$$\text{Coeficiente de retardo (R)} = 1 + \left( \frac{\gamma_d}{m_e} \right) \times k_d$$

$\gamma_d$  = densidad seca (g/cm<sup>3</sup>)

$m_e$  = porosidad eficaz (100/%)

$k_d$  = coeficiente de distribución (kg/m<sup>3</sup>)

El coeficiente de distribución ( $K_d$ ) es un coeficiente que determina la distribución de la contaminación entre la fase absorbida en suelos y la disuelta en aguas, y que se determina teniendo en cuenta la fracción de carbono orgánico ( $f_{oc}$ ) y el coeficiente octanol-agua ( $k_{ow}$ ), tal y como se indica a continuación:

$$K_d = 0,6 f_{oc} \times k_{ow}$$

Donde se tiene que:  $f_{oc} = \frac{f_{mo}}{172,4}$  y  $f_{mo}$  = fracción de materia orgánica (%)

En la siguiente tabla se encuentran registrados los parámetros utilizados para el cálculo de la velocidad eficaz tanto del agua como de la carga contaminante<sup>1</sup>:

**Tabla VII.23: Parámetros utilizados para cálculo de velocidad eficaz, coeficiente de retardo y velocidad de la carga contaminante**

Condiciones estáticas:			Condiciones dinámicas:		
Conductividad hidráulica (k)	m/día	24,17	Conductividad hidráulica (k)	m/día	24,17
Gradiente hidráulico (i)	-	0,001	Gradiente hidráulico (i)	-	0,025
Porosidad eficaz ( $m_e$ )	%	10,5	Porosidad eficaz ( $m_e$ )	%	10,5
Densidad seca ( $\gamma_d$ )	g/cm <sup>3</sup>	1,75	Densidad seca ( $\gamma_d$ )	g/cm <sup>3</sup>	1,75
Fracción materia orgánica ( $f_{mo}$ )	%	0,164	Fracción materia orgánica ( $f_{mo}$ )	%	0,164
Coeficiente carbono orgánico ( $f_{oc}$ )	adim	$9,51 \cdot 10^{-8}$	Coeficiente carbono orgánico ( $f_{oc}$ )	adim	$9,51 \cdot 10^{-8}$
Coeficiente octanol-agua (log $k_{ow}$ )	adim	4,76	Coeficiente octanol-agua ( $k_{ow}$ )	adim	4,76
Coeficiente de distribución ( $K_d$ )	g/cm <sup>3</sup>	0,34	Coeficiente de distribución ( $K_d$ )	g/cm <sup>3</sup>	0,34
Coeficiente de retardo (R)	adim	6,75	Coeficiente de retardo (R)	adim	6,75

Los resultados se indican a continuación:

**Tabla VII.24: Velocidad eficaz y de flujo del agua subterránea y de la carga contaminante**

Condiciones estáticas:			Condiciones dinámicas:		
Veloc. flujo agua subterránea	m/día	0,024	Veloc. flujo agua subterránea	m/día	0,604
Veloc. eficaz del agua subterránea	m/día	0,230	Veloc. eficaz del agua subterránea	m/día	5,75
Veloc. carga contaminante	m/día	$3,58 \cdot 10^{-3}$	Veloc. carga contaminante	m/día	0,089

<sup>1</sup> Carga contaminante: consideramos las propiedades del nonano

Si consideramos un radio de influencia para cada pozo de extracción puede situarse entre 3, 5, 7,5 y 10 metros, entonces el tiempo de llegada de toda la carga contaminante al pozo de extracción será de:

$$\text{Tiempo llegada}_{\text{carga contaminante}} = \frac{\text{Radio influencia (m)}}{\text{Velocidad}_{\text{carga contaminante}} \text{ (m/día)}}$$

Tabla VII.25: Tiempo de llegada de la carga contaminante

Condiciones estáticas:		Condiciones dinámicas:	
Radio influencia de 3 m:	<b>1.090 días</b>	Radio influencia de 3 m:	<b>33,5 días</b>
Radio influencia de 5 m:	<b>1.818 días</b>	Radio influencia de 5 m:	<b>55,8 días</b>
Radio influencia de 7,5 m:	<b>2.727 días</b>	Radio influencia de 7,5 m:	<b>83,8 días</b>
Radio influencia de 10 m:	<b>3.636 días</b>	Radio influencia de 10 m:	<b>111,7 días</b>

Es decir, con el bombeo la velocidad de arrastre o de llegada al pozo tanto del agua subterránea como de la carga contaminante en fase disuelta es superior a la existente en condiciones naturales, sin bombeo, y por tanto el tiempo de llegada de la carga contaminante al pozo de bombeo se acorta de forma notable en condiciones de bombeo durante el tratamiento de extracción de fase disuelta.

**VII.2.2.2. Coeficiente de distribución e isoterma de sorción.**

El coeficiente de distribución,  $K_d$ , indica como se encuentra presente el hidrocarburo en el medio.

$$K_d = \frac{\text{Concentración suelos}}{\text{Concentración aguas}} = \frac{\text{mg/kg}}{\mu\text{g/l}} = \frac{\text{mg/kg}}{10^{-3} \text{ mg}/10^{-3} \text{ m}^3} = \text{kg/m}^3$$

Estudiando el cociente que existe entre la concentración de TPH (mg/kg) en suelos, a la altura del nivel freático, y el correspondiente TPH en el agua del pozo ( $\mu\text{g/l}$ ), se observa que existe una enorme variación en los valores obtenidos, pero que siempre que el  $K_d$  es menor de 0,14 existe presencia de producto libre sobrenadante.

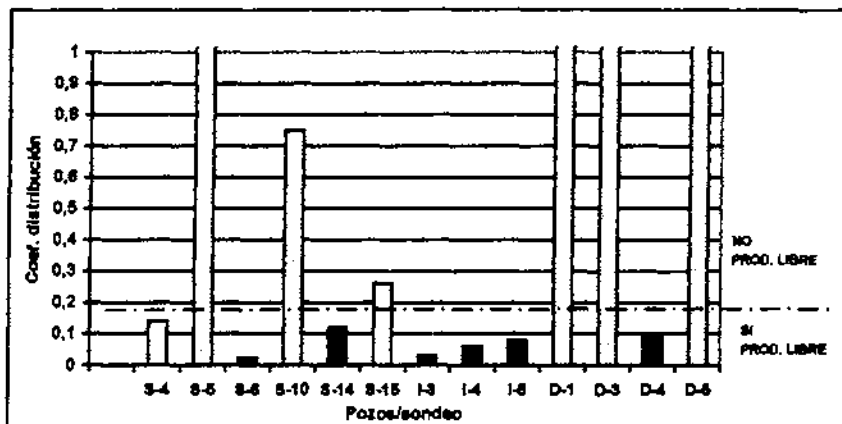
En la tabla siguiente se presentan los valores de  $K_d$  obtenidos:

Tabla VII.26: Coeficiente de distribución ( $K_d$ )

Sondeo	Cota muestra	TPH suelos	TPH aguas subterráneas	Producto en fase libre	COEFICIENTE DISTRIBUCIÓN ( $K_d$ )
	m	mg/kg	$\mu\text{g/l}$		$\text{Kg/m}^3$
S-4	592,5	982	7260	NO	0,14
S-5	591,2	15022	650	NO	23,11
S-6	591,1	6497	286000	SI	0,023
S-10	592,0	7770	10380	NO	0,75
S-14	593,0	2409	20520	SI	0,12
S-15	592,6	7026	27260	NO	0,26
I-3	591,3	3398	121600	SI	0,03
I-4	592,6	1003	16700	SI	0,06
I-5	592,2	817	10015	SI	0,08
D-1	592,7	157	100	NO	1,57
D-3	590,2	2005	320	NO	6,27
D-4	590,1	900	9800	SI	0,09
D-5	590,0	147	100	NO	1,47

En el siguiente gráfico se observa que el límite de aparición de producto en fase libre se encuentra en aquellos puntos donde el coeficiente es menor a 0,14, es decir en los pozos S-6 y S-14 de la fase previa de investigación, y de los pozos del campo de pruebas en los que se recogió muestra, I-3, I-4, I-5 y el D-4, pozos que desde el comienzo del tratamiento han presentado producto en fase libre.

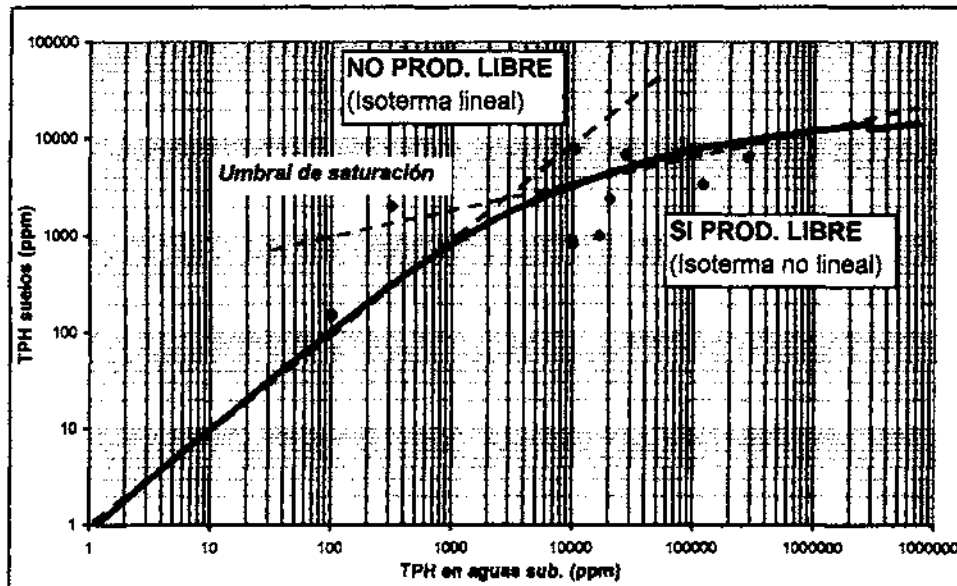
Fig. VII.12: Coeficiente de distribución ( $K_d$ ) – aparición de producto libre



El valor de  $K_d$  obtenido en condiciones "in situ" es de 0,14, valor muy similar al calculado mediante la utilización del coeficiente de octano-agua ( $K_{ow}$ ) y el coeficiente de carbono orgánico ( $K_{oc}$ ) en el Apdo. VII.2.2.1., que se corresponde con 0,34.

La isoterma de sorción es la curva que representa la concentración existente en TPH en aguas subterráneas respecto a la concentración de TPH en suelos, cuya pendiente se corresponde con el valor medio de  $K_d$ . En este caso, se observa que la isoterma de sorción no sigue una tendencia lineal, por lo que se corresponde con modelo de sorción no lineal.

Fig.VII.13: Isotherma de sorción-presencia de producto libre



La isoterma de sorción comienza como una isoterma de tipo lineal, hasta llegar a un punto de inflexión donde sigue un modelo de sorción no lineal. En la isoterma de sorción no lineal se observa una distribución de puntos dentro de la curva correspondientes a los puntos donde existe presencia de producto libre (superior derecha), sin embargo el resto de los puntos que conforman la curva de sorción lineal no presentan producto en fase libre.

La línea que separa ambas isotermas es el *umbral de saturación*, cuya pendiente se corresponde a 0,10, valor muy similar al valor de  $K_d$  de 0,14 calculado anteriormente. Este límite o umbral de saturación, va a delimitar la frontera a partir de la cual los hidrocarburos no pueden ser absorbidos en el suelo, pasando a formar parte de la fase libre.

La isoterma obtenida se asemeja al modelo de sorción de Freundlich, definido en el Apdo. IV.3.1.1.2.2. Isotermas no lineales. Este modelo de sorción es válido en particular en medios en los que existen concentraciones elevadas de sustancias disueltas, como es nuestro caso, y en el que si las concentraciones en fase disuelta existentes en el medio superan el valor de solubilidad del compuesto darán lugar a isotermas de carácter lineal, y

en el momento en el que este valor de solubilidad se incrementa de tal forma que origina la presencia de producto en fase libre la isoterma se transformará en no lineal de carácter convexa.

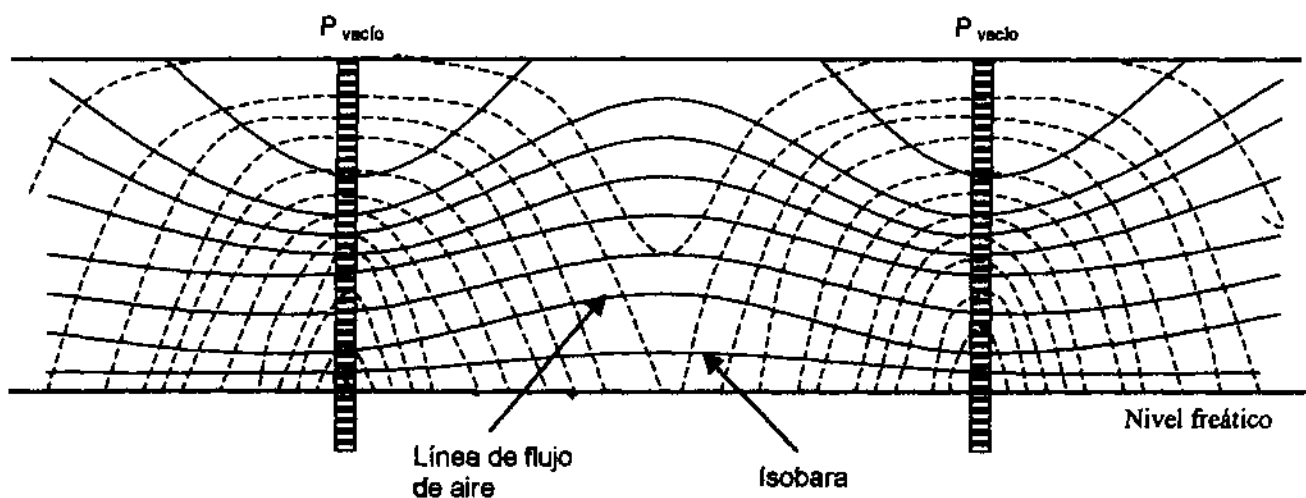
Por tanto, el límite para que exista presencia de producto libre se encuentra en el valor del cociente entre el TPH en suelos y el TPH en aguas; si este cociente es menor de 0,14 existirá presencia de producto en fase y si es mayor de 0,14 no.

### **VII.2.3. Cálculo de los parámetros relacionados con el funcionamiento del sistema de tratamiento**

#### **VII. 2.3.1. Centro de gravedad de la presión de vacío**

Al ejercer el vacío en el suelo a través de los pozos de extracción se va a originar un movimiento del aire en el suelo que va desde el punto límite donde existe influencia de vacío hasta el pozo de extracción; este movimiento de partículas de aire seguirán una dirección de flujo en función del gradiente de presión en cada punto, tal y como se indica en la figura siguiente:

**Fig. VII.14: Líneas de flujo de aire al ejercer una determinada presión de vacío en el pozo de extracción (fuente: SVE Manual, 1995)**



Se ha calculado la presión media de vacío obtenida tanto en los pozos de extracción (donde se aplica el vacío en cabeza de pozo) como la observada en los pozos de control y en los pozos de inyección (cuando no se encontraba conectada la inyección).

Los resultados se encuentran recogidos en las tablas siguientes:

**Tabla VII.27: Presión de vacío individual media de los pozos y del conjunto del ramal I**

<b>RAMAL I</b>	<b>I1</b>	<b>I2</b>	<b>I3</b>	<b>I4</b>	<b>I5</b>	<b>MEDIA</b>
<b>Presión de vacío (mbar)</b>	-35,4	-39,9	-39,4	-33,7	-33,8	<b>-37,2</b>

**Tabla VII.28: Presión de vacío media de los pozos y del conjunto del ramal D**

<b>RAMAL D</b>	<b>D-1</b>	<b>D-2</b>	<b>D-3</b>	<b>D-4</b>	<b>D-5</b>	<b>MEDIA</b>
<b>Presión de vacío (mbar)</b>	-50,7	-54,1	-53,8	-46,8	-45,2	<b>-49,9</b>

**Tabla VII.29: Presión de vacío media de los pozos de control cortos**

<b>POZOS DE CONTROL</b>	<b>C1</b>	<b>C2</b>	<b>C3</b>	<b>C4</b>
<b>Presión de vacío (mbar)</b>	-3,9	-5,3	-2,2	-1,1

**Tabla VII.30: Presión de vacío media de los pozos de inyección cortos**

<b>POZOS INYECCIÓN</b>	<b>E1</b>	<b>E2</b>	<b>E3</b>	<b>E4</b>
<b>Presión de vacío (mbar)</b>	-3,0	-5,8	-4,1	-1,5

En los pozos de extracción se observa una ligera variación entre la presión de vacío media, habiéndose producido de forma global una presión de vacío superior en el ramal D respecto al ramal I. En los pozos de control las presiones de vacío son menores que las registradas en los pozos de extracción, ya que en estos pozos no se ejerce directamente el vacío en los pozos, sino que la medida es indicativa de la presión existente en cabeza de pozo respecto a la existente en el suelo por el vacío producido en los pozos de extracción.

Se ha realizado un plano de isobaras de presión de vacío generado en el campo de pruebas nº 1, tomando como referencia la presión media de vacío generada en cabeza en los pozos de extracción de ambos ramales, tal y como se indica en el plano 36 del Anejo V.

Cada isobara representa un área o superficie de presión de vacío, teniendo cada área de vacío un centro de gravedad determinado. Cada centro de gravedad está definido por una



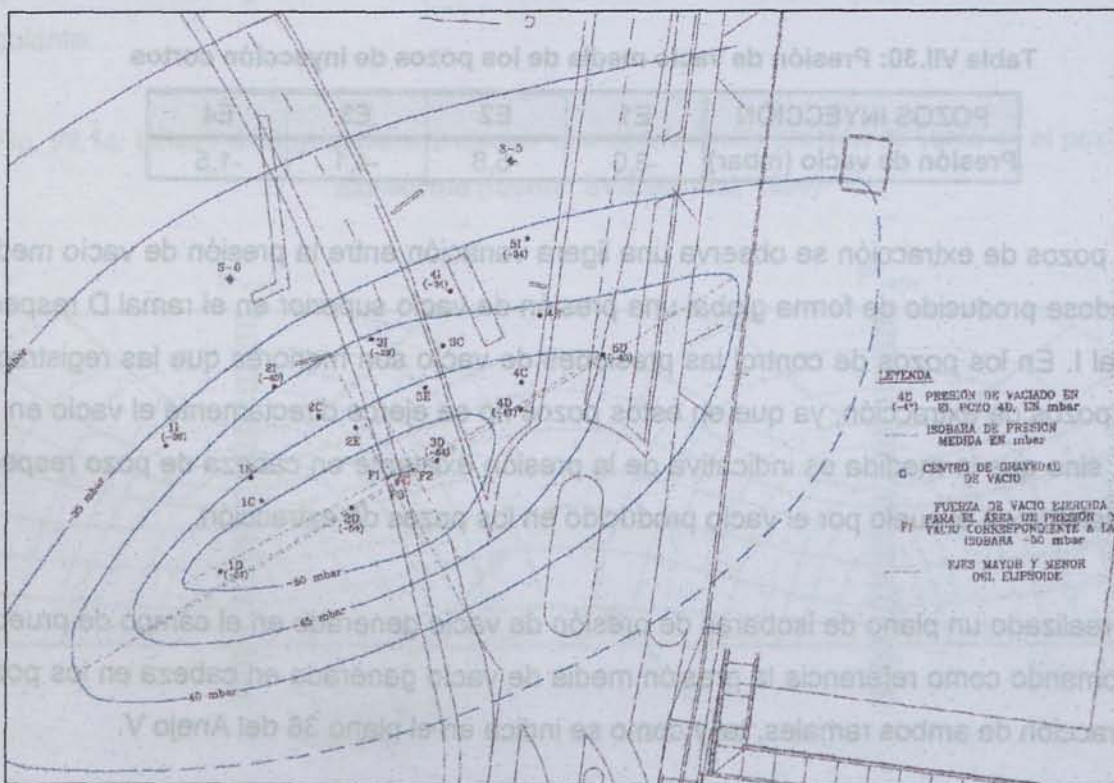
fuerza determinada ( $F_n$ ), que se corresponde al producto del área o superficie que delimita cada isobara ( $S_n$ ) por la presión de vacío correspondiente ( $P_n$ ), es decir:

$$F_n = P_n \times S_n$$

Conocida la  $F$  para varias superficies de presión de vacío (por ejemplo:  $F_1$  se corresponde a la superficie y la presión de vacío de la isobara  $-50$  mbar,  $F_2$  se corresponde a la superficie y la presión de vacío de la isobara  $-45$  mbar, y  $F_3$ , idem para la isobara  $-40$  mbar, ver Plano 36 del anejo V), se determina el centro de gravedad de vacío para cada superficie. Para ello, primeramente se determina el centro de gravedad existente entre  $F_2$  y  $F_3$  y el consecutivo con respecto a  $F_1$ , obtenemos el **centro de gravedad de vacío** para el campo de pruebas nº 1, denominado como  $G$ .

El centro de gravedad de vacío se encuentra localizado en el ramal D, entre los pozos D-2 y D-3, coincidiendo con el ramal que presentó una mayor presión de vacío.

Fig. VII.15: Área de influencia de vacío y centro de gravedad de presión de vacío



Desde el centro de gravedad de vacío ( $G$ ) y cada uno de los pozos de extracción de vapores existe una determinada distancia, denominada distancia radial al centro de gravedad, y que se detalla en las siguientes tablas:



**Tabla VII.31: Distancia radial al centro de gravedad de vacío (G) desde los pozos de extracción (Ramal I)**

	I1	I2	I3	I4	I5
Distancia al centro de gravedad de vacío (m)	26,7	17,3	14,9	19,2	26,9

**Tabla VII.32: Distancia radial al centro de gravedad de vacío (G) desde los pozos de extracción (Ramal D)**

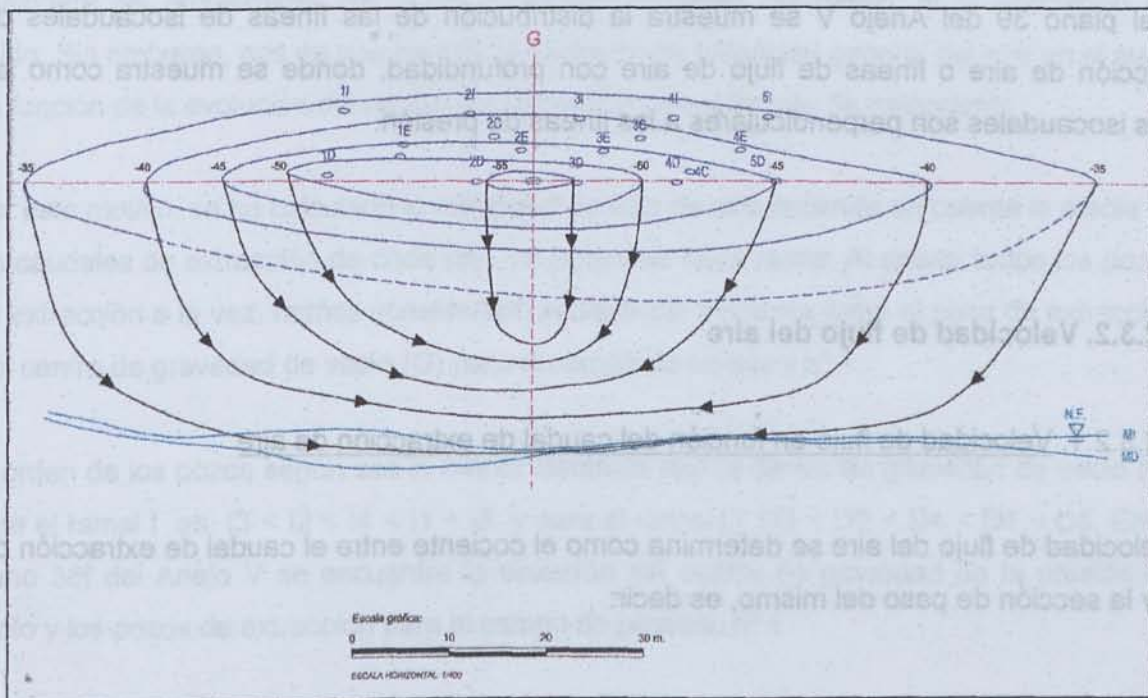
	D1	D2	D3	D4	D5
Distancia al centro de gravedad de vacío (m)	23,2	7,7	3,0	13,3	24,7

**Tabla VII.33: Distancia radial al centro de gravedad de vacío (G) desde los pozos inyección y control**

	E1	E2	E3	E4	C1	C2	C3	C4
Distancia al centro de gravedad de vacío (m)	17,5	8,0	8,1	21,8	16,3	11,8	13,7	15,1

En el plano 37 se muestra la distribución de las isobaras de vacío en profundidad, basándonos en el plano de isobaras (plano 36) y la situación de los pozos de extracción el centro de gravedad de vacío, distribución que también se muestra en la figura siguiente:

**Fig. VI.16: Perfil trasversal del área de influencia de vacío**



Igualmente se han calculado el valor de caudal de extracción de aire medio para cada pozo a lo largo del tiempo de tratamiento, además del caudal medio para cada ramal y en conjunto para el campo de pruebas nº 1, obteniendo los siguientes resultados:

Tabla VII.34: Caudal individual medio de los pozos y del conjunto del ramal I

RAMAL I	I1	I2	I3	I4	I5	TOTAL
Caudal medio (m <sup>3</sup> /h)	33,0	77,0	55,1	34,4	32,0	231,6

Tabla VII.35: Caudal individual medio de los pozos y del conjunto del ramal D

RAMAL D	D-1	D-2	D-3	D-4	D-5	TOTAL
Caudal medio (m <sup>3</sup> /h)	24,2	63,1	60,6	44,4	13,9	205,6

Existe una notable variación entre el caudal obtenido entre unos pozos y otros en ambos ramales y en conjunto para cada ramal, siendo en general mayor el caudal medio de extracción de aire para los pozos del ramal I respecto a los del D.

En el plano 38 del Anejo V se muestra el plano de isocaudales, en donde se observa como el mayor caudal de aire extraído se encuentra situado en los alrededores del centro de gravedad de vacío (G), aunque no se corresponda exactamente las líneas de máximo caudal con las isobaras de mayor presión.

En el plano 39 del Anejo V se muestra la distribución de las líneas de isocaudales de extracción de aire o líneas de flujo de aire con profundidad, donde se muestra como las líneas isocaudales son perpendiculares a las líneas de presión.

### VII. 2.3.2. Velocidad de flujo del aire

#### VII. 2.3.2.1. Velocidad de flujo en función del caudal de extracción de aire

La velocidad de flujo del aire se determina como el cociente entre el caudal de extracción de aire y la sección de paso del mismo, es decir:

$$\text{Velocidad de flujo de aire (q)} = \frac{\text{Caudal extracción}}{\text{Sección}} = \text{m}^3/\text{h}/\text{m}^2 = \text{m/h}$$

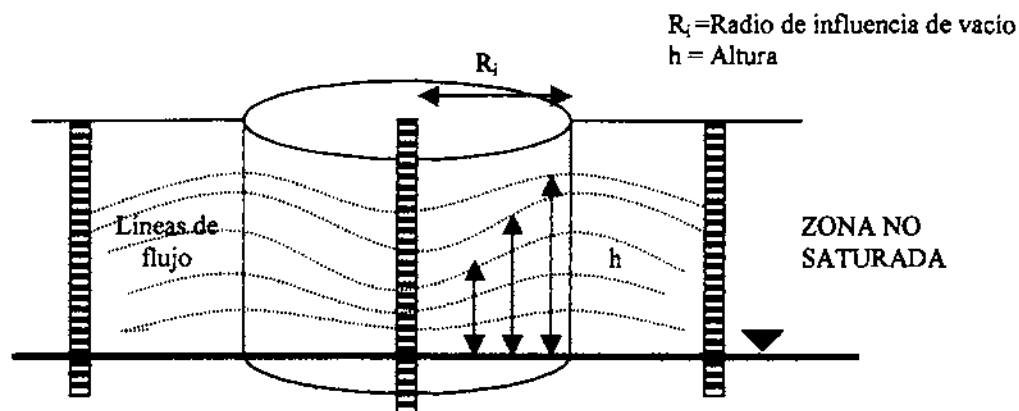
La sección de paso será el área que define el radio de influencia de vacío y la altura de las líneas de flujo, es decir:

$$\text{Sección de paso (S)} = 2\pi rh = m^2$$

Donde.

$r$  = Radio de influencia respecto de  $P_{\text{vacío}}$ .

Fig. VII.17: Área de paso de flujo a través del cilindro.



Esta velocidad de flujo es una aproximación a la velocidad real de flujo de aire, ya que no considera las propiedades del suelo ni la homogeneidad del medio, ni la viscosidad del fluido. Sin embargo, nos da una idea de la variación de velocidad general del aire en el suelo en función de la evolución del caudal de extracción con el tiempo de tratamiento.

Por este motivo, se ha calculado la velocidad de flujo de aire teniendo en cuenta la media de los caudales de extracción de cada uno los pozos de cada ramal. Al actuar todos los pozos de extracción a la vez, hemos considerado la distancia existente entre el pozo de extracción y el centro de gravedad de vacío (G) para el campo de pruebas nº 1.

El orden de los pozos según sea la menor distancia real al centro de gravedad de vacío (G) para el ramal I es: I3 < I2 < I4 < I1 < I5, y para el ramal D: D3 < D2 < D4 < D1 < D5. En el plano 36f del Anejo V se encuentra la situación del centro de gravedad de la presión de vacío y los pozos de extracción para el campo de pruebas nº 1.

Los resultados de velocidad de flujo de aire se encuentran en la tabla siguiente:

**Tabla VII.36: Velocidad de flujo de aire (q)**

Parámetro	RAMAL I					RAMAL D				
	I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5
Espesor de ZNS (m)	12,6	11,8	12,0	11,3	11,5	12,8	12,2	11,9	11,6	10,7
Sección (m <sup>2</sup> )	2,5	2,3	2,4	2,2	2,3	2,5	2,4	2,3	2,3	2,1
Caudal de extracción medio (m <sup>3</sup> /h)	33,0	77,0	54,1	34,4	32,2	24,2	63,1	60,6	44,4	13,9
Distancia centro de gravedad (m)	24,80	16,30	14,70	20,00	27,10	20,90	5,80	4,40	14,80	24,70
Velocidad de flujo medio (m/h)	13,3	33,2	23,0	15,5	14,3	9,6	26,3	25,9	19,5	6,6
Velocidad de flujo medio (m/s)	0,004	0,009	0,006	0,004	0,004	0,003	0,007	0,007	0,005	0,002
Velocidad de flujo medio (cm/s)	0,37	0,92	0,64	0,43	0,40	0,27	0,73	0,72	0,54	0,18

La velocidad de flujo varía desde 0,92 cm/s hasta 0,18 cm/s, siendo mayor cuanto mayor es el caudal de extracción de aire en el pozo y, así mismo, cuanto menor es la distancia al centro de gravedad de vacío.

El número de Peclet es el coeficiente que define el tipo de transferencia de los vapores orgánicos que se produce en el medio, ya sea mediante procesos de difusión o de advección (SVE Manual, 1995). Y se describe como el cociente entre la velocidad de flujo (q) por los huecos existentes entre los granos del suelo ( $\phi$ ) dividido entre el coeficiente de difusión del contaminante en el aire (D), es decir:

$$N^{\circ} \text{ Peclet} = \frac{q \phi}{D}$$

En este caso, el ratio de huecos entre partículas considerando las arcillas arenosas varía de 1,8 a 0,25 (Frendund, 1993), es decir una media de 0,625, y el coeficiente de difusión del nonano es de 0,0218 cm<sup>2</sup>/s (Wilson, 1995), por lo que el número de Peclet dependerá de la velocidad de flujo de cada pozo. Los resultados se encuentran en la tabla siguiente:

**Tabla VII.37: Número de Peclet**

	I 2	I 3	I 1	I 4	I 5	Media	D 2	D 3	D 1	D 4	D 5	Media
Velocidad de flujo medio (cm/s)	0,37	0,92	0,64	0,43	0,40	0,55	0,27	0,73	0,72	0,54	0,18	0,49
N° Peclet (adim)	10,6	26,5	18,3	12,3	11,4	15,8	7,7	21,0	20,7	15,5	5,3	14,0

La media obtenida indica un número de Peclet que oscila entre 26,5 en el pozo I-3 a 5,3 en el pozo D-5, y en todo caso, los valores se encuentran entre 5 y 30, por lo que la transferencia de vapores orgánicos al pozo de extracción se rigen por movimientos de advección en flujo de tipo laminar (Apdo. VI.6.2.2.2. Flujo de aire en el suelo).

#### VII. 2.3.2.2. Velocidad de flujo de Darcy

En medios porosos el flujo de vapor generalmente se describe mediante la Ley de Darcy (Apdo. IV.6.2.2), que se define con la ecuación (SVE Manual, 1995):

$$q_D = \frac{K_i d g}{\mu \nabla P} = \text{cm/s}$$

Donde:

- $K_i$  = Permeabilidad intrínseca ( $\text{cm}^2$ )
- $d$  = Densidad del fluido ( $\text{gr/cm}^3$ )
- $g$  = Aceleración de la gravedad ( $\text{cm/s}^2$ )
- $\mu$  = Viscosidad dinámica del fluido ( $\text{gr/cm.s}$ )
- $\nabla P$  = Gradiente de presión (adim)

La ley de Darcy para el flujo de vapor también se define por la ecuación (Wilson, 1995) :

$$q_D = \frac{k_a}{\mu} \times \nabla P = \text{cm/s}$$

Donde:

- $K_a$  = Permeabilidad al aire ( $\text{cm}^2$ )
- $\mu$  = Viscosidad dinámica del fluido ( $1.83 \cdot 10^{-9} \text{ atm/s}$ )
- $K_D$  = Permeabilidad neumática o bien  $K_D = \frac{k_a}{\mu}$  ( $\text{cm}^2/\text{atm/s}$ )
- $\nabla P$  = Gradiente de presión ( $\text{atm/cm}$ )

Por ende, considerando la permeabilidad neumática:

$$q_D = K_D \times \nabla P \text{ (cm/s)}$$

Esta velocidad si reconoce los parámetros intrínsecos del medio y del fluido, por lo que se considera que la velocidad de Darcy identifica de forma más real el movimiento del aire en el suelo que la velocidad anterior. Va a ser directamente proporcional al gradiente de presión, es decir a la presión de vacío ejercida en el pozo, a diferencia de la velocidad de flujo anterior que lo era respecto al caudal de extracción de aire.

Se ha determinado la velocidad de Darcy, considerando la presión de vacío medio para cada pozo, el valor de permeabilidad al aire media existente en el suelo ( $1,67 \cdot 10^{-8} \text{ cm}^2$ ) calculado en el Apdo. VII.2.1.5., y el valor de viscosidad del aire ( $1,83 \cdot 10^{-9} \text{ atm/s}$ ). Los resultados se recogen en la tabla siguiente:

Tabla VII.38: Velocidad de flujo de Darcy ( $q_D$ )

Parámetro	RAMAL I					RAMAL D				
	I1	I2	I3	I4	I5	D1	D2	D3	D4	D5
Distancia al centro de gravedad (m)	24,80	16,30	14,70	20,00	27,10	20,90	5,80	4,40	14,80	24,70
Presión de Vacío medio (mbar)	-52,4	-35,0	-35,8	-41,0	-47,8	-41,3	-34,6	-35,5	-37,9	-42,2
Gradiente de Presión (mbar/m)	0,060	0,101	0,112	0,080	0,056	0,076	0,285	0,374	0,110	0,064
Gradiente de Presión (atm/cm)	5,8E-05	9,9E-05	1,1E-04	7,8E-05	5,5E-05	7,4E-05	2,8E-04	3,8E-04	1,0E-04	6,31E-05
Velocidad de flujo de Darcy (cm/s)	5,3E-04	9,1E-04	1,0E-03	7,1E-04	5,0E-04	6,5E-04	2,4E-03	3,1E-03	9,2E-04	5,5E-04

Los valores de velocidad de flujo de Darcy varían desde  $1,0 \cdot 10^{-3} \text{ cm/s}$  a  $9,2 \cdot 10^{-4} \text{ cm/s}$ . Estos valores son dos órdenes de magnitud menores que la velocidad de flujo calculada en el apartado anterior.

Del mismo modo que la velocidad anterior respecto al caudal de aire, la velocidad de Darcy es mayor cuanto mayor presión de vacío presenta el pozo y menor es la distancia al centro de gravedad de vacío.

#### VII. 2.3.2.3. Coefficiente entre velocidades de flujo de aire

Existe una relación de aproximada de tres órdenes de magnitud entre la velocidad de flujo y la de Darcy, por lo que el cociente entre ambas delimita la razón entre ambas.

$$\text{Coef. velocidad} = \frac{\text{Velocidad de flujo}}{\text{Velocidad de Darcy}}$$

En la tabla siguiente se indica el coeficiente o razón de velocidad para cada pozo:

**Tabla VII.39: Cociente de velocidad de flujo-velocidad de Darcy**

<b>RAMAL I</b>	<b>I1</b>	<b>I2</b>	<b>I3</b>	<b>I4</b>	<b>I5</b>	<b>MEDIA</b>
Velocidad flujo medio (cm/s)	0,47	1,09	0,77	0,61	0,57	0,70
Velocidad de Darcy (cm/s)	5,3E-04	9,1E-04	1,0E-03	7,1E-04	5,0E-04	7,3E-04
<b>Coeficiente de velocidad</b>	<b>695,3</b>	<b>1018,6</b>	<b>637,7</b>	<b>605,1</b>	<b>787,8</b>	<b>748,9</b>
<b>RAMAL D</b>	<b>D1</b>	<b>D2</b>	<b>D3</b>	<b>D4</b>	<b>D5</b>	<b>MEDIA</b>
Velocidad flujo medio (cm/s)	0,34	0,89	0,86	0,70	0,25	0,61
Velocidad de Darcy (cm/s)	6,5E-04	2,4E-03	3,1E-03	9,2E-04	5,5E-04	1,5E-03
<b>Coeficiente de velocidad</b>	<b>408,6</b>	<b>311,2</b>	<b>233,7</b>	<b>590,4</b>	<b>335,5</b>	<b>375,9</b>

La velocidad de flujo media para ambos ramales es ligeramente superior en el ramal I con 0,70 cm/s para el I y de 0,61 cm/s para el D; al igual que la velocidad de Darcy media para el ramal I es de  $7,3 \cdot 10^{-4}$  cm/s y de  $1,5 \cdot 10^{-3}$  cm/s para el ramal D, es decir la velocidad de Darcy en el ramal I en este caso fue menor.

El cociente entre ambas velocidades nos da un coeficiente de velocidad mayor para el ramal I, de 750, y de 375 para el ramal D; lo que indica que el movimiento de flujo de aire en el ramal I tuvo una velocidad superior en este ramal.

El caudal de extracción medio en el ramal I fue superior al obtenido en el ramal D, lo que supone que la velocidad de flujo sea como consecuencia superior, contrariamente, la presión de vacío en dicho ramal fue menor, lo que supone que el gradiente de presión fue mayor en el ramal D y por tanto, también la velocidad de Darcy.

### VII. 2.3.3. Tiempo de tránsito del flujo de aire

El tiempo de tránsito de aire valora la tasa de flujo necesaria y la distancia entre los pozos de extracción para que exista una adecuada tasa de intercambio de aire en el suelo.

En general, el tiempo de tránsito es el tiempo que necesita una partícula de aire en recorrer la distancia que le separa desde el punto donde se encuentra hasta el pozo de extracción, en función de la longitud recorrida y la velocidad de flujo, es decir:

$$\text{Tiempo de tránsito } (t_T) = \frac{\text{Distancia recorrida}}{\text{Velocidad de flujo}}$$

Por tanto, el tiempo de tránsito dependerá de la velocidad de flujo tomada, bien sea la velocidad de flujo de aire o la de velocidad de Darcy.

Este método de cálculo del tiempo de tránsito no tiene en cuenta directamente las propiedades del suelo ni las variaciones de caudal de extracción existentes, por lo que se ha manejado un tercer método de cálculo, que si engloba dichos parámetros.

Los tres métodos de cálculo se exponen a continuación.

#### VII. 2.3.3.1. Tiempo de tránsito en función de las propiedades del suelo (porosidad al aire)

El tiempo de tránsito está directamente relacionada con la velocidad de filtración de aire en el suelo y la distancia entre los puntos de influencia de la extracción, así como también esta relacionada con la Ley de Darcy, mediante las siguientes expresiones:

$$t = \int \frac{1}{q_D} ds$$

donde

$q_D$  = Velocidad del aire de Darcy (cm/s)

y si tenemos que

$$q_a = \frac{k_a}{n_a \mu \nabla P}$$

Donde

$q_a$  = Velocidad de filtración (cm/s)

$k_a$  = Permeabilidad al aire (cm<sup>2</sup>)

$n_a$  = Porosidad al aire (%)

$\mu$  = Viscosidad dinámica del fluido (atm/s)

$\nabla P$  = Gradiente de presión (atm/cm)

Suponiendo que el gradiente de presión en flujos radiales unidimensional es:



$$\frac{dP}{dr} = \frac{Q_E \mu}{2 \pi b k_a r}$$

Donde:

- r = Radio de influencia (cm)
- b = Espesor de la zona no saturada (ZNS) (cm)
- Q<sub>E</sub> = Caudal de extracción de aire en el pozo (cm<sup>3</sup>/s)

Integrando, por tanto, se obtiene el siguiente término:

$$\text{Tiempo de tránsito } (t_T) = \frac{\pi r^2 b n_a}{Q_E} = s$$

Por tanto, dado que este tiempo de tránsito es función de las propiedades del suelo (porosidad al aire) se define como:

$$Tt [f(n_a)] = \frac{\pi r^2 b n_a}{Q_E}$$

Esta ecuación relaciona la porosidad al aire, el espesor de suelo expuesto a la extracción de vapores o a la presión de vacío (ZNS), y el caudal de extracción producido en cada pozo.

La porosidad media al aire del suelo es de 23,8 %, y el espesor de ZNS varía desde 10,7 a 12,8 m, y el radio de influencia por pozo es la distancia de cada pozo al centro de gravedad de vacío. Los resultados para cada ramal se encuentran recogidos en la siguiente tabla:

Tabla VII.40: Tiempo de tránsito en función de la porosidad al aire y el caudal de extracción

Parámetro	RAMAL I					RAMAL D				
	I1	I2	I3	I4	I5	D1	D2	D3	D4	D5
Espesor ZNS expuesto vacío (m)	12,8	11,8	12,0	11,3	11,5	12,8	12,2	11,9	11,6	10,7
Caudal de extracción medio (m <sup>3</sup> /h)	33,0	77,0	54,1	34,4	32,2	24,2	63,1	60,6	44,4	13,9
Tiempo de tránsito medio (horas)	413,5	68,6	73,6	181,1	386,5	425,7	17,1	2,6	69,1	702,3
Tiempo de tránsito medio (días)	17,2	2,9	3,1	7,5	16,1	17,7	0,7	0,1	2,9	29,3

El tiempo de tránsito oscila entre 702,3 horas (29,3 días) y 2,6 horas (0,1 días), con una media para el ramal I de 224,7 horas (9,4 días) y de 243,4 horas (10,1 días) para el ramal D, es decir, el tiempo de tránsito fue mayor en el ramal D, por lo que una partícula de aire tardaría menos tiempo en llegar al pozo de extracción en el ramal I que en el ramal D.

Se observa como el tiempo de tránsito está relacionado con el espesor de ZNS y con el caudal de extracción, de forma que cuanto mayor es el espesor de paso del aire (ZNS) y menor es el caudal de extracción, mayor es el tiempo de tránsito en el pozo, y viceversa.

VII. 2.3.3.2. Tiempos de tránsito en función de la velocidad de flujo

El tiempo de tránsito en función de la velocidad de flujo, que es directamente proporcional al caudal de extracción, se define mediante la expresión:

$$\text{Tiempo de tránsito } (t_T) = \frac{\text{Distancia recorrida}}{\text{Velocidad de flujo}} = \text{cm/cm/s} = \text{s}$$

Por tanto,

$$Tt [f(q)] = \frac{\text{Distancia radial}}{q}$$

La distancia máxima a recorrer considerada coincide con la distancia radial desde el pozo al centro de gravedad de vacío. Los resultados se indican a continuación:

Tabla VII.41: Tiempos de tránsito en función de la velocidad de flujo

Parámetro	RAMAL I					RAMAL D				
	I1	I2	I3	I4	I5	D1	D2	D3	D4	D5
Caudal de extracción medio (m <sup>3</sup> /h)	33,0	77,0	54,1	34,4	32,2	24,2	63,1	60,6	44,4	13,9
Velocidad de flujo medio (m/h)	0,386	0,738	0,708	0,395	0,264	0,272	0,614	0,612	0,628	0,236
Tiempo de tránsito medio (horas)	1,92	0,65	0,58	1,35	2,83	2,37	0,35	0,14	0,59	2,90
Tiempo de tránsito medio (días)	0,080	0,027	0,024	0,056	0,118	0,099	0,015	0,006	0,025	0,121

El tiempo de tránsito medio oscila entre 2,9 horas (0,12 días) y 0,14 horas (0,006 días), con una media para el ramal I de 1,5 horas (0,061 días) y 1,3 horas (0,053 días), por tanto, el tiempo de tránsito es mayor en ramal D.

Se observa que el tiempo de tránsito es menor cuanto mayor es la velocidad de flujo y esta a su vez cuanto mayor es el caudal de extracción, por tanto ambos parámetros están también interrelacionados, disminuyendo el tiempo que necesita una partícula de aire en

recorrer la distancia hasta el pozo si se incrementa el caudal de extracción. Así mismo, se observa como también el tiempo de tránsito disminuye con la distancia hasta el centro de gravedad del vacío.

VII. 2.3.3.3. Tiempos de tránsito en función de la velocidad de Darcy

De igual modo, el tiempo de tránsito también es función de la velocidad de Darcy, que es directamente proporcional al gradiente de presión, y que se define mediante la expresión:

$$\text{Tiempo de tránsito } (t_T) = \frac{\text{Distancia recorrida}}{\text{Velocidad de Darcy}} = \text{cm/cm/s} = \text{s}$$

Por tanto,

$$Tt [f(q_D)] = \frac{\text{Distancia radial}}{q_D}$$

La distancia máxima a recorrer considerada coincide la distancia entre el pozo y el centro de gravedad de vacío. Los resultados se indican a continuación:

Tabla VII.42: Tiempos de tránsito respecto a la velocidad de Darcy

Parámetro	RAMAL I					RAMAL D				
	I1	I2	I3	I4	I5	D1	D2	D3	D4	D5
Presión de vacío media (mbar)	-35,4	-39,9	-39,4	-33,7	-33,8	-50,7	-54,1	-53,8	-46,8	-45,2
Velocidad de flujo Darcy (cm/s)	1,3E-04	1,8E-04	2,2E-04	1,9E-04	1,4E-04	9,4E-05	2,4E-04	6,4E-04	1,9E-04	1,1E-04
Tiempo de tránsito medio (hora)	5.552	2.627	1.925	2.753	5.417	6.833	876	131	1.938	6.316
Tiempo de tránsito medio (día)	231,3	109,5	80,2	114,7	225,7	284,7	36,5	5,5	80,7	263,2

Los valores de tiempo de tránsito oscilan entre 6.833 horas (284,7 días) y 131 horas (5,5 días), con una media para el ramal I de 3.654,7 horas (152,3 días) y de 3.218,7 horas (134,1 días) para el ramal D. El ramal I, en este caso, tiempo un tiempo medio de tránsito superior al ramal D.

Se observa que el tiempo de tránsito aumenta con la velocidad de Darcy, esta a su vez con la presión de vacío, por lo que el tiempo de tránsito esta relacionado de la misma forma con la presión de vacío, siendo esta menor cuanto menor es la presión. Análogamente a los tiempos de tránsito anteriores, también se encuentra relacionado con la distancia al centro

de gravedad de vacío, siendo menor cuanto más cerca se encuentre el pozo al centro de vacío.

VII. 2.3.3.4. Coeficiente entre tiempos de tránsito.

Existe una relación de aproximada de un orden de magnitud entre cada uno de los tiempos de tránsito calculados, siendo el cociente entre ambas la razón existente entre las mismas.

$$\text{Coef (1) tiempos de transito} = \frac{t_T (\text{propiedades del suelo})}{t_T (\text{velocidad de flujo})}$$

$$\text{Coef.(2) tiempos de transito} = \frac{t_T (\text{velocidad de flujo})}{t_T (\text{velocidad de Darcy})}$$

$$\text{Coef (3) tiempos de transito} = \frac{t_T (\text{velocidad de Darcy})}{t_T (\text{propiedades del suelo})}$$

En la tabla siguiente se indica el coeficiente o razón entre los tiempos de tránsito calculados para cada pozo:

Tabla VII.43: Coeficientes entre tiempos de transito

Tiempo transito (horas)	I1	I2	I3	I4	I5	D1	D2	D3	D4	D5	MEDIA
t <sub>T</sub> (porosidad aire)	17,2	2,9	3,1	7,5	16,1	17,7	0,7	0,1	2,9	29,3	9,8
t <sub>T</sub> (velocidad flujo)	0,1	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
t <sub>T</sub> (velocidad Darcy)	231,3	109,5	80,2	114,7	225,7	284,7	36,5	5,5	80,7	263,2	143,2
Coef. (1)	215,2	105,3	125,9	134,1	136,4	179,9	49,2	19,4	117,5	241,9	132
Coef. (2)	3,5E-04	2,5E-04	3,0E-04	4,9E-04	5,2E-04	3,5E-04	4,0E-04	1,0E-03	3,0E-04	4,6E-04	4,5E-04
Coef. (3)	13,4	38,3	26,1	15,2	14,0	16,0	51,1	49,5	28,0	9,0	26

El cociente entre los tiempos de tránsito nos indican una relación de dos ordenes de magnitud entre el coeficiente calculado entre t<sub>T</sub> (porosidad aire) y t<sub>T</sub> (velocidad flujo) siendo la razón de 130; de cuatro ordenes de magnitud entre t<sub>T</sub> (velocidad flujo) y t<sub>T</sub> (velocidad Darcy) siendo la razón de 26, y de un orden de magnitud entre la primera, t<sub>T</sub> (porosidad aire), y la tercera, t<sub>T</sub> (velocidad Darcy) con una razón de .

Existe por tanto, una gran discrepancia entre los tiempos de tránsito calculados.

### VII.2.3.4 Radios de influencia

#### VII.2.3.4.1. Radio de influencia respecto al bombeo de agua

Para calcular el área de captación y el radio de influencia del bombeo se ha recurrido al método de Wyssling consistente en el área de llamada de la captación y tiempo de tránsito deseado (ITGE, 1991).

Primeramente, ambos parámetros se han calculado para el ensayo de bombeo realizado en el pozo D-2, y posteriormente, para los tres periodos de bombeo generales ejercidos durante el tiempo de tratamiento de forma individual para cada pozo de bombeo.

Tabla VII.44: Datos utilizados en el cálculo del área de captación del ensayo de bombeo (D-2)

Parametro	Unidad	
Porosidad eficaz ( $n_e$ )	%	10,5
Espesor saturado (b)	m	4,0
Caudal de bombeo (Q)	m <sup>3</sup> /dia	49,6
Conductividad hidráulica (k)	m/dia	24,17
Gradiente hidráulico (i)	adim	0,025
Transmisividad (m <sup>2</sup> /dia)	m <sup>2</sup> /dia	122,7
Velocidad eficaz ( $V_e$ )	m/dia	5,75
Tiempo tránsito (t)	días	0,27

#### Zona de llamada:

La zona de llamada es la parte del área de alimentación en la cual puede apreciarse un descenso piezométrico consecuencia del bombeo y las líneas de corriente se dirigen a la captación.

$$\text{Anchura del frente de llamada (B)} = \frac{Q}{k b i} = m$$

$$\text{Radio de llamada (X}_0\text{)} = \frac{q}{2\pi k b i} = m$$

$$\text{Ancho del frente de llamada (B')} = \frac{B}{2} = \frac{Q}{2 k b i} = m$$

#### Isocrona

La isocronas es la distancia que se corresponde con la dirección de flujo y en el tiempo de tránsito determinado.

La isocrona viene definida por las siguientes coordenadas:

$$S_o = +l + \text{raíz } l (1+8x_o) / 2$$

$$S_u = -l + \text{raíz } l (1+8x_o) / 2$$

Donde,  $l = V_e \times t$

El radio de influencia parte de la ecuación volumétrica y se define como:

$$\text{Radio de influencia } (R_{int}) = \sqrt{\frac{Q t}{m_e b \pi}} = m$$

Por tanto, el área de captación se define por los parámetros recogidos en la tabla siguiente:

Tabla VII.45: Área de captación y radio de influencia en ensayo de bombeo (D-2)

Parámetro	Unidad	
B	m	20,5
B'	m	10,3
X <sub>o</sub>	m	3,3
L	m	1,6
S <sub>o</sub>	m	4,8
S <sub>u</sub>	m	3,1
Radio Influencia	m	3,2

En el plano 40 del Anejo V se encuentra situado el área de captación y las isocronas correspondientes al ensayo de bombeo en el pozo D-2.

Así mismo, se ha calculado el área de captación para cada pozo según los periodos de bombeo ejercidos durante el tratamiento con el fin de conocer cual es el área global de captación para el campo de pruebas.

Para ello se han considerado los caudales de bombeo medio para cada pozo y los tiempos de duración de los mismos (tres periodos de bombeo). El primer periodo de bombeo tuvo lugar del 16 de julio de 1998 al 21 de septiembre de 1998 (66 días), el segundo periodo de bombeo fue del 4 al 26 de noviembre de 1998 (22 días) y el tercero, del 25 de diciembre de 1998 al 9 de enero de 1999 (18 días). Entre los periodos de bombeo se bombeó de forma puntual en aquellos pozos donde se consideró necesario para la extracción de producto libre.

Los resultados se exponen a continuación:

Tabla VII.46: Primer periodo de bombeo (66 días)

		I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5
Caudal bombeo	m <sup>3</sup> /d	5,7	11,2	9,9	0,2	1,0	0,18	2,31	1,64	1,28	0,01
Grad. Hidráulico	adim	0,036	0,036	0,09	0,09	0,04	0,02	0,07	0,07	0,07	0,02
Poros. Eficaz	%/100	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105
Espesor saturado	m	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5	2,5
Cond. hidráulica	m/d	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17
Veloc. Eficaz	m/d	8,3	8,3	20,7	20,7	9,2	4,6	16,1	16,1	16,1	4,6
B	m	2,6	5,1	1,8	0,0368	0,4137	0,15	0,5	0,4	0,3	0,0083
B'	m	1,3102	2,6	0,9102	0,0184	0,2069	0,07	0,3	0,2	0,1513	0,0041
Xo	m	0,4	0,8	0,2897	0,0059	0,0658	0,0237	0,0869	0,0617	0,0482	0,0013
L	m	547	547	1367	1367	608	304	1063	1063	1063	304
So	m	548	549	1368	1367	608	304	1064	1064	1064	304
Su	m	0,83	1,63	0,58	0,012	0,132	0,05	0,17	0,12	0,10	0,003
Radio influencia	m	21,4	29,9	28,1	4,0	8,9	3,8	13,6	11,5	10,1	0,9

Tabla VII.47: Segundo periodo de bombeo (22 días)

		I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5
Caudal bombeo	m/d	5,8	11,5	6,8	0,2	0,2	0,01	1,5	4,02	0,7	0,01
Grad. Hidráulico	adim	0,16	0,16	0,2	0,15	0,08	0,07	0,07	0,14	0,14	0,08
Poros. Eficaz	%/100	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105
Espesor saturado	m	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0
Cond. hidráulica	m/d	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17
Veloc. Eficaz	m/d	36,8	36,8	46,0	34,5	18,4	16,1	16,1	32,2	32,2	18,4
B	m	0,5	1,0	0,5	0,0184	0,0345	0,002	0,3	0,4	0,1	0,002
B'	m	0,25	0,5	0,2345	0,0092	0,0172	0,001	0,1	0,2	0,0345	0,001
Xo	m	0,0796	0,1578	0,0746	0,0029	0,0055	0,0003	0,047	0,063	0,011	0,0003
L	m	810	810	1013	760	405	354	354	709	709	405
So	m	810	811	1013	760	405	354	355	709	709	405
Su	m	0,16	0,32	0,15	0,006	0,011	0,00	0,09	0,13	0,02	0,001
Radio influencia	m	11,4	16,0	12,3	2,1	2,1	0,5	5,8	9,5	3,9	0,5

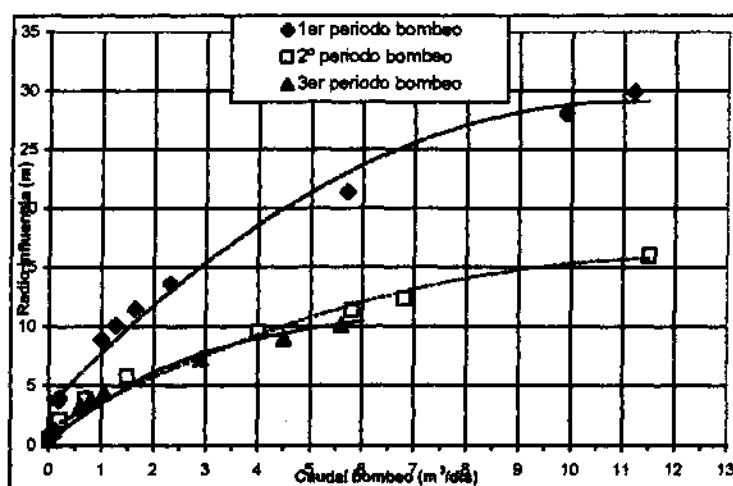
Tabla VII.48: Tercer periodo de bombeo (18 días)

		I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5
Caudal bombeo	m/d	2,9	5,6	4,5	0,01	0,0	0,1	1,05	0,8	0,6	0,01
Grad. Hidráulico	adim	0,08	0,08	0,2	0,2	0,08	0,05	0,1	0,1	0,1	0,06
Poros. Eficaz	%/100	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105
Espesor saturado	m	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0
Cond. hidráulica	m/d	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17
Veloc. Eficaz	m/d	18,4	18,4	46,0	46,0	18,4	11,5	23,0	23,0	23,0	13,8
B	m	0,5	1,0	0,3	0,001	0,002	0,03	0,1	0,1	0,1	0,0023
B'	m	0,25	0,5	0,1552	0,0003	0,0009	0,01	0,1	0,1	0,0414	0,0011
Xo	m	0,0796	0,1536	0,0494	0,0001	0,0003	0,004	0,023	0,0176	0,0132	0,000
L	m	331	331	829	829	331	207	414	414	414	249
So	m	332	332	829	829	331	207	414	414	414	249
Su	m	0,16	0,31	0,10	0,0002	0,001	0,01	0,05	0,04	0,03	0,001
Radio influencia	m	7,3	10,1	9,0	0,4	0,4	1,3	4,4	3,8	3,3	0,4

En la Fig. VII.18 siguiente se representan las curvas caudal de bombeo – radio de influencia obtenido para cada periodo de bombeo. En el gráfico se observa como en el 1<sup>er</sup> periodo de bombeo tanto los caudales de bombeo utilizados como el radio de influencia obtenidos son superiores a los periodos de bombeo posteriores (sobre todo en los pozos I-1, I-2 y I-3), lográndose radios de influencia superiores a 10 m con caudales de 1,5 m<sup>3</sup>/día.

También se observa que después del abatimiento del nivel freático (2<sup>o</sup> y 3<sup>er</sup> periodo bombeo), los caudales de bombeo requeridos son menores, obteniéndose que a caudales mayores de 5,0 m<sup>3</sup>/día el radio de influencia es superior a 10 m, es decir mayor que la distancia entre pozos de bombeo; sin embargo, a caudales de bombeo de agua muy bajos, menores de 1,0 m<sup>3</sup>/día, el radio de influencia es menor de 5 m.

Fig. VII.18: Curva caudal de bombeo-radio de influencia



En el Anejo V (planos 46, 43 y 44) se encuentran los planos correspondientes al área de influencia del bombeo de cada pozo y periodo de bombeo. La envolvente de todas las áreas será el área de influencia del campo de pruebas.

El área de influencia del bombeo, indica que ésta es suficiente grande como para cubrir toda el área de extensión de los campos de pruebas. Sin embargo, dado que en algunos pozos el caudal de bombeo fue muy bajo e discontinuo en el tiempo, es posible que se crearan en determinados momentos zonas de sombra entre pozos de bombeo.



#### VII.2.3.4.2. Modelización hidrogeológica del bombeo

A partir de los estudios de funcionamiento hidrogeológico del acuífero, la estratigrafía y geología del campo de pruebas nº 1, los resultados de ensayos de laboratorio efectuados en suelos, así como pruebas de bombeo y los datos de piezometría existentes, se ha planteado un modelo de comportamiento del flujo subterráneo de la zona de estudio.

Se ha utilizado el programa de simulación Visual MODFLOW versión 2.6, que resuelve la ecuación del flujo subterráneo en las tres dimensiones del espacio por diferencias finitas, utilizando el método de las características (MOC) y la técnica de aproximación por bloques centrados. Las ecuaciones utilizadas en el modelo se han resuelto mediante el método WHS Solver.

Se ha estudiado mediante el módulo de simulación MODPATH, la migración de partículas en los alrededores del campo de pruebas durante los periodos de bombeo, para conocer las trayectorias posibles que pueden seguir las partículas de agua, el área de influencia del bombeo y su relación con la extracción de la contaminación en el tiempo

Las condiciones o supuestos ideales con los que se ha trabajado son:

- El acuífero es homogéneo e isótropo, de espesor variable.
- La Ley de Darcy se cumple en todo momento

El régimen de explotación considerado como más adecuado para esta modelización es de tipo transitorio, considerando un total de 330 días, divididos en 12 periodos de explotación (desde marzo de 1998 hasta febrero de 1999).

##### VII.2.3.4.2.1. Parámetros utilizados

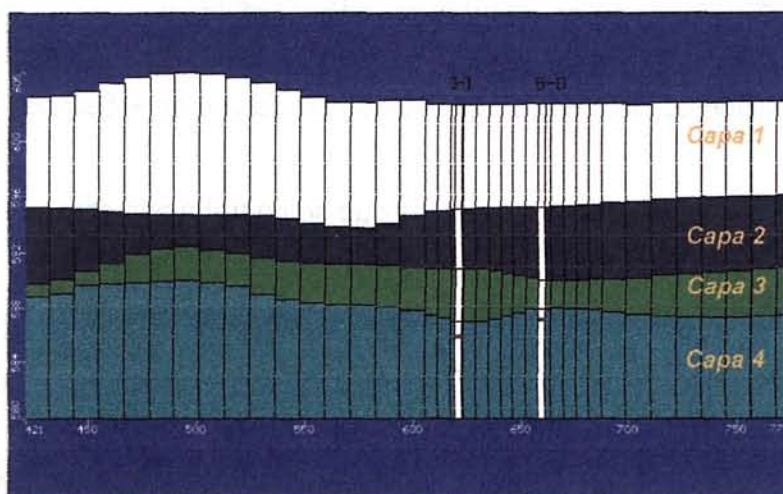
La zona de estudio se ha dividido hidrogeológicamente en cuatro acuíferos o capas de comportamiento hidrogeológico y características geológicas distintas. La distribución de capas de techo a muro se detalla a continuación:

- Capa 1: Arenas y arenas limoarcillosas (Cuaternario)
- Capa 2: Arcillas arenosas y limoarcillosas (Cuaternario)
- Capa 3: Cantos y gravas (Cuaternario)
- Capa 4: Arcillas (Fm. Peñuela, Mioceno)

Cada capa tiene un comportamiento hidrogeológico diferente, distinguiéndose tres tipos distintos de acuíferos:

- Capa 1: acuífero libre (*tipo 1*)
- Capa 2: acuífero semiconfinado (*tipo 3, con transmisividad vble.*)
- Capa 3: acuífero semiconfinado (*tipo 3, con transmisividad vble.*)
- Capa 4: acuífero confinado (*tipo 0*)

Fig. VII.19: Perfil estratigráfico



Se han considerado las siguientes características texturales e hidráulicas de las formaciones acuíferas, tal y como se indican en la tabla siguiente:

Tabla VII.49: Parámetros hidráulicos y texturales

CAPA	CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA (m/s)		COEFICIENTE DE ALMACENAMIENTO		POROSIDAD (%)	
	$K_{horizontal}$	$K_{vertical}$	$S_v$	$S_s$	Total	Eficaz
1	$1 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-7}$	0,25	0,25	35,0	25,0
2	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-1}$	$1 \cdot 10^{-1}$	25,0	20,0
3	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-1}$	$1 \cdot 10^{-1}$	45,0	30,0
4	$1 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-11}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$	30,0	10,0

Se han tomado como puntos de observación los piezómetros de investigación instalados en los alrededores del campo de pruebas (P-3, P-4, P-5, P-6, P-10, P-14 y P-15), los pozos de extracción/bombeo de los ramales I y D y los pozos de control del propio campo de pruebas, considerando la piezometría existente desde marzo de 1998 hasta febrero de 1999.

Se han considerado los valores de precipitación del agua de lluvia existentes en la zona donde se ubica el campo de pruebas y los fenómenos de evapotranspiración existentes (en el primer metro de suelo) que se producen a lo largo del año:

**Tabla VII.50. Datos de precipitación y evapotranspiración**

	Precipitación (mm/año)	Evapotranspiración (mm/año)
Primavera	280	50
Verano	30	300
Otoño	200	100
Invierno	220	0

Así mismo se han considerado las condiciones de diseño y los caudales de explotación de bombeo de los pozos de los ramales I y D en los tres periodos de bombeo existentes

**Tabla VII.51: Caudales de bombeo**

POZO	Caudal de bombeo (m <sup>3</sup> /día)		
	1 <sup>er</sup> periodo	2 <sup>o</sup> periodo	3 <sup>er</sup> periodo
I-1	5,7	5,8	2,9
I-2	11,2	11,5	5,6
I-3	9,9	6,8	4,5
I-4	0,2	0,2	0,01
I-5	1,0	0,2	0,01
D-1	0,18	0,01	0,1
D-2	2,31	1,5	1,05
D-3	1,64	4,02	0,8
D-4	1,26	0,7	0,6
D-5	0,01	0,01	0,01

Las condiciones de borde del modelo están definidas por la presencia del acuífero terciario al norte del campo de pruebas.

#### VII.2.3.4.2.2. Calibración y análisis de sensibilidad

El proceso de calibración se estructuró en dos fases, en la calibración inicial, el objetivo es depurar y corregir las posibles deficiencias del modelo conceptual, comprobando las



condiciones de contorno, y evaluando de manera crítica algunos aspectos del modelo, para ello se ha intentado encontrar los aportes laterales del acuífero terciario. En la segunda fase de calibración o calibración final, se obtiene el modelo conceptual y numérico conforme a la información disponible.

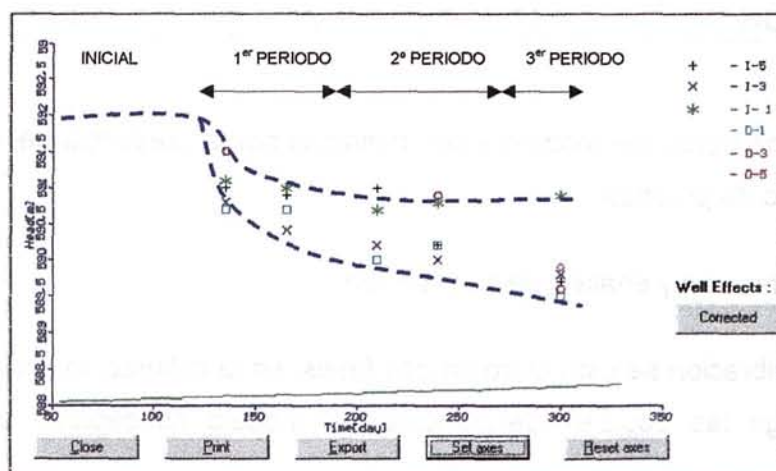
Con respecto al análisis de sensibilidad, su objetivo es poner de manifiesto y cuantificar, en la medida de lo posible, cuales son los parámetros que afectan más en la calibración del modelo. Las principales observaciones extraídas son:

- El modelo es muy sensible a los aportes laterales del procedentes de materiales del Terciario (desde el Norte)
- El modelo es muy sensible a las variaciones de conductividad hidráulica de cada capa.
- El modelo es muy sensible a los caudales de bombeo de los pozos

VII.2.3.4.2.3. Resultados obtenidos

Primeramente se ha comprobado si se produjo el abatimiento del nivel piezométrico por debajo del nivel superior de gravas, es decir desde una cota inicial media de 592 m.s.n.m. a un intervalo entre 591,5 y 591,0 m.s.n.m. según el punto. Para ello se ha estudiado la evolución de la piezometría en los pozos del campo de pruebas a lo largo del tiempo de tratamiento, concluyéndose que, efectivamente, el nivel piezométrico general del campo de pruebas se situó y mantuvo entre las cotas 591 y 590 m.s.n.m. es decir, por debajo de la cota superior de gravas:

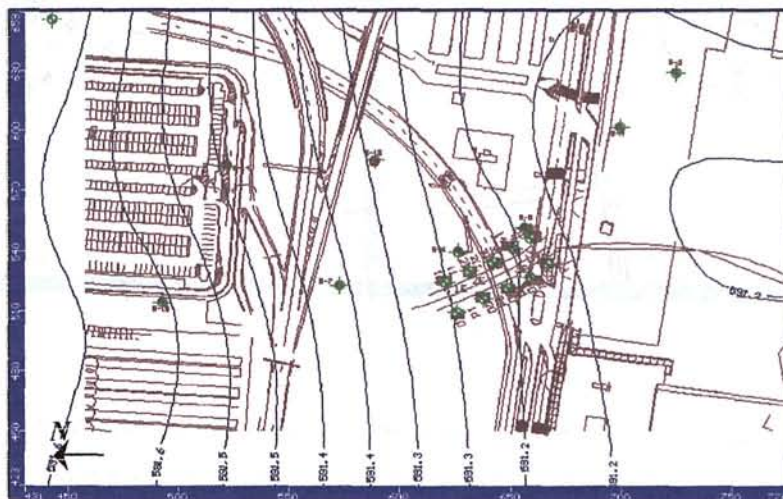
Fig. VII.20: Evolución del nivel piezométrico a lo largo del tiempo de tratamiento



### Condiciones iniciales

Primeramente, el modelo se ajustado obteniendo las condiciones de piezometría existentes antes de la puesta en marcha del sistema de tratamiento, es decir en junio de 1998, tal y como se muestra en la Fig.VII.21 siguiente:

**Fig. VII.21 : Condiciones iniciales de piezometría**



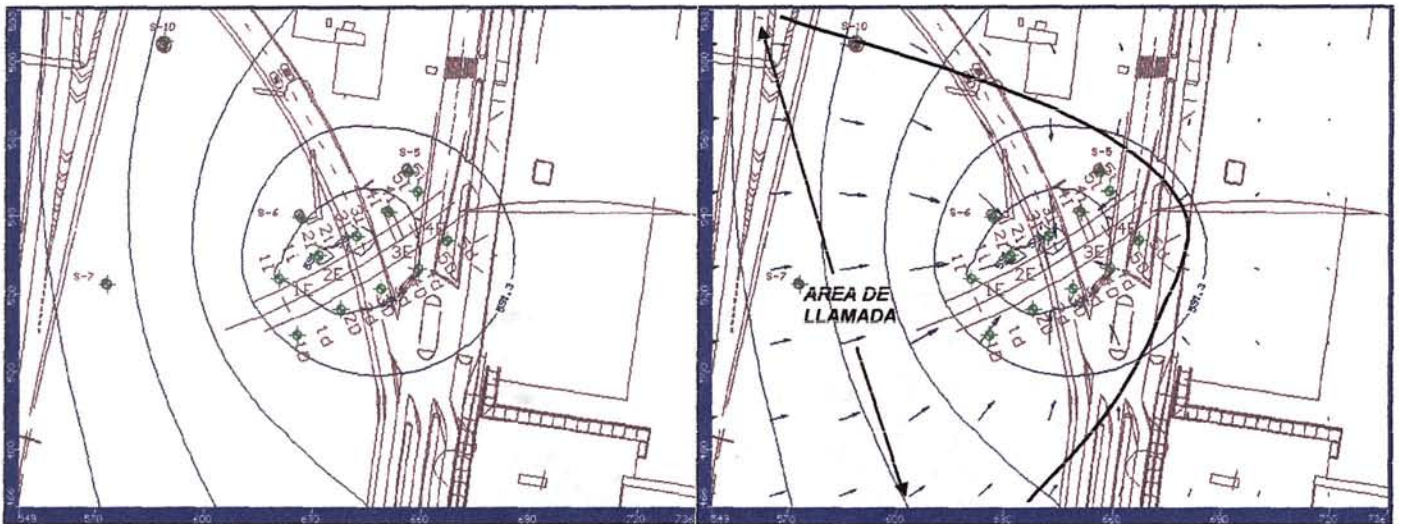
La dirección de flujo inicialmente es NW-SE, existiendo una pequeña inflexión en la zona situada en el piezómetro P-6C lo que hace que la dirección de flujo este dirigida hacia los pozos I-2, I-3 e I-4, y que, en consecuencia, los pozos que inicialmente presentaban una mayor concentración en TPH (tabla VI.50) fueron los pozos I-2, I-3 e I-4, existiendo producto libre en el piezómetro de investigación P-6C, y en los pozos I-2 e I-3.

### Primer periodo de bombeo

El primer periodo de bombeo, que coincide con el abatimiento del nivel freático, comenzó el 16 de julio y permaneció en funcionamiento hasta el 21 de septiembre. En este primer periodo de bombeo se observa como cambia la piezometría en la zona, apreciándose la influencia del bombeo en el campo de pruebas y en los alrededores, con una dirección de flujo y la velocidad del agua mayor en la zona NE, es decir, dirigida principalmente hacia los pozos I-1, I-2, I-3 y D-1 y D-2:



**Fig. VII.22: Piezometría y área de llamada de bombeo en el primer periodo de bombeo (septiembre 1998)**



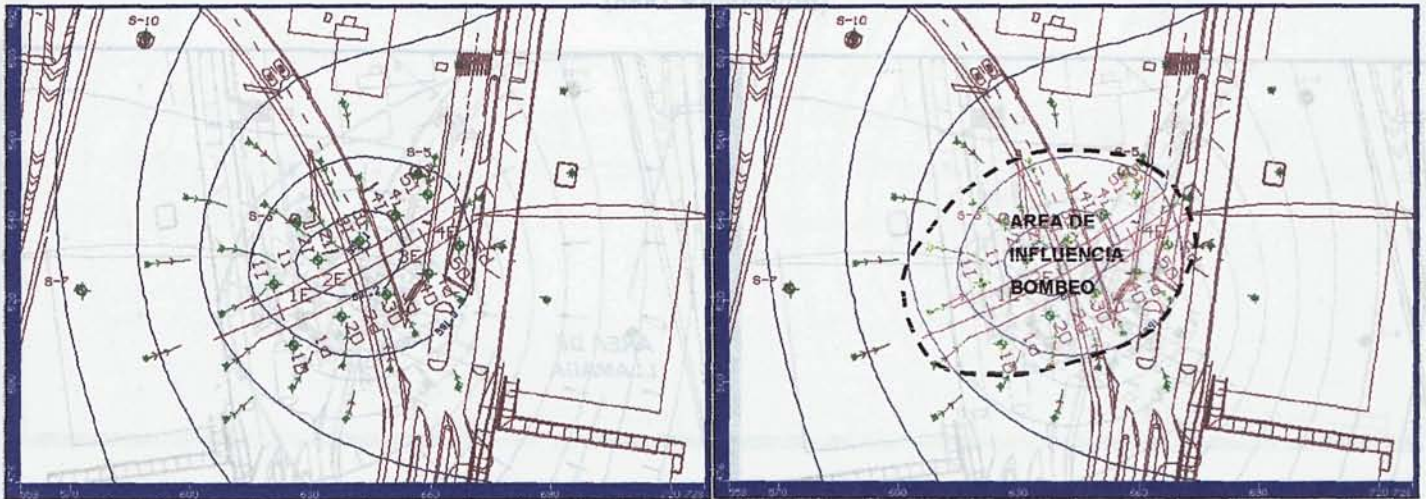
En este periodo de bombeo, los pozos que presentaron mayor presencia de producto libre fueron por orden: I-3, I-2, D-1, D-2, I-5 y D-4, pozos que se sitúan en la zona donde la dirección de flujo se dirige hacia estos puntos y la velocidad de flujo es mayor.

Con el modulo MODPATH se ha simulado la migración de partículas (en este caso de agua) desde el comienzo del bombeo (julio de 1998) hasta el final (septiembre de 1998) desde varias distancias, observándose que en los 66 días de bombeo, la trayectoria de las partículas situadas al oeste se dirigen al campo de pruebas pero que las partículas situadas al este del campo de pruebas prácticamente no se mueven.

Solamente las partículas de agua que se encontraban en puntos situados a una distancia menor de 18 m en la zona del ramal I y de 12 m en el ramal D, y en el lateral oeste a 20 m y en el este 7 m, pudieron llegar hasta los pozos de extracción o al campo de pruebas, tal y como se muestra en el área de influencia de la Fig. VII.23:



Fig. VII.23: Migración de partículas de agua y área de influencia del bombeo



La carga contaminante, y con mayor motivo el producto en fase libre, sufren un retardo en el transporte y migración respecto al movimiento de las partículas de agua, por lo que es necesario considerar el factor de retardo asociado (en este caso, respecto a la fase disuelta  $R=6,75$ , tabla VII.23, por lo cual, la migración de la carga contaminante hasta los pozos de extracción será más lenta, reduciéndose el área de influencia de atracción de la contaminación.

Sin embargo, es importante resaltar que el abatimiento del nivel freático y el bombeo en la zona va a favorecer la atracción de contaminación situada en los alrededores del campo de pruebas, aumentando la presencia de producto en algunos pozos (I-2, I-3, D-1 y P-6C) y surgiendo en pozos en los que inicialmente no existía, como es el caso de los pozos I-1, I-5, D-2 y D-4).

### Segundo periodo de bombeo

En el segundo periodo de bombeo, producido desde octubre de 1998 hasta finales de noviembre de 1998, sigue observándose el mismo fenómeno, existiendo mayor velocidad de flujo de agua en los alrededores situados al oeste del campo de pruebas respecto a los del este:



**Fig. VII.24: Piezometría y área de llamada de bombeo en el segundo periodo de bombeo (noviembre 1998)**



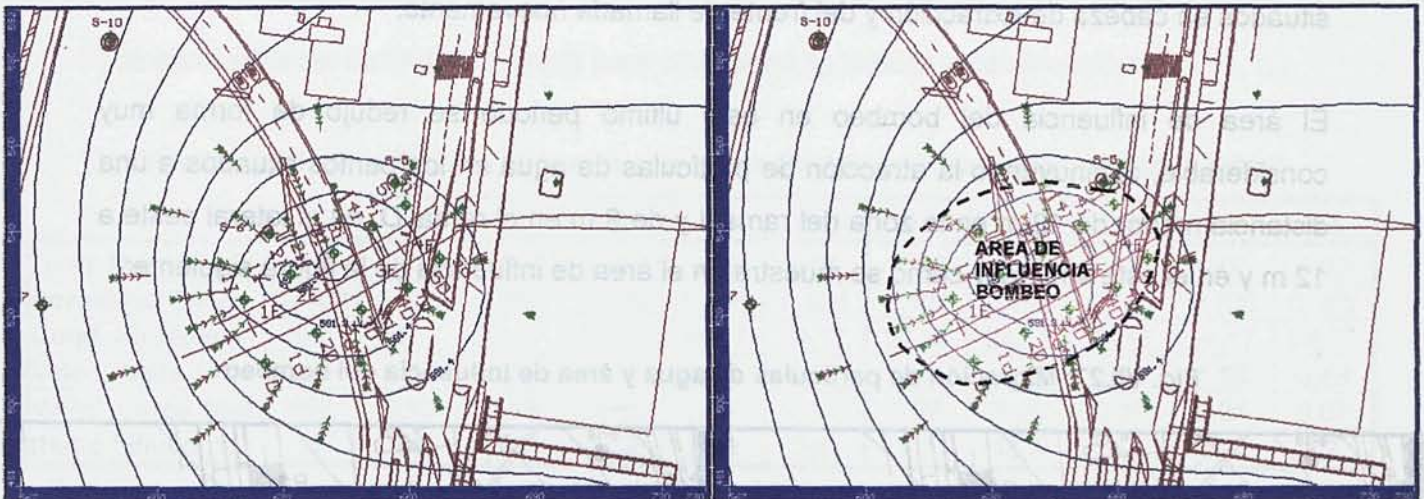
En este segundo periodo de bombeo, todos los pozos de extracción presentaron producto libre salvo el D-5 y el D-3 (al final del periodo), lo cual indica que los pozos que se encuentran dentro de la zona de llamada del bombeo, y sobre todo los que se encuentran en cabeza del frente de llamada y en el ramal I son los que mayor presencia de contaminación y producto van a presentar, siendo menor la influencia en los pozos situados detrás (I-5, D-4 y D-5).

Con el modulo MODPATH se ha simulado la migración de partículas desde varias distancias durante este segundo periodo de bombeo, observándose que en los 52 días de bombeo, observándose como la trayectoria de las partículas situadas al oeste se dirigen al campo de pruebas pero la trayectoria de las situadas al este del campo de pruebas prácticamente no se mueven.

El área de influencia de bombeo ha disminuido respecto al anterior periodo de bombeo, llegando hasta los pozos de extracción o al campo de pruebas las partículas de agua que se encontraban en puntos situados a una distancia menor de 20 m en la zona del ramal I y de 10 m en el ramal D, en el lateral oeste a 15 m y en el este 5 m, tal y como se muestra en el área de influencia de la Fig. VII.25:



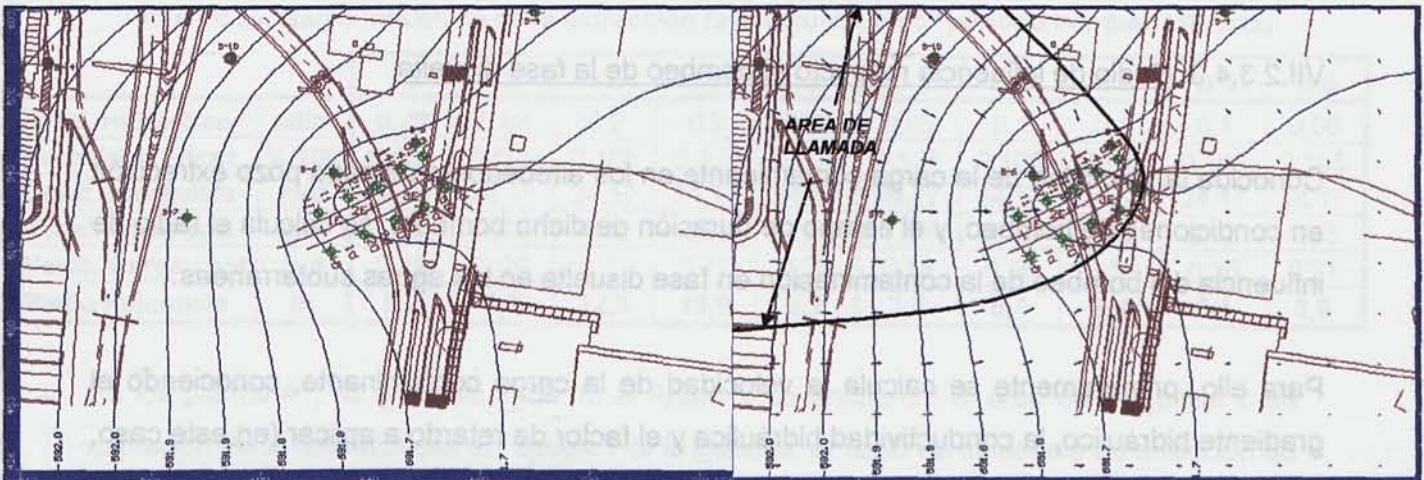
Fig. VII.25: Migración de partículas de agua y área de influencia del bombeo



Tercer periodo de bombeo

En el tercer periodo de bombeo se produce un cambio en la piezometría general y del área de llamada, debido a que los caudales de bombeo se redujeron de forma considerable (corrección de la atracción de aportes laterales de producto), con área de llamada de bombeo inferior:

Fig. VII.26: Piezometría y área de llamada de bombeo en el tercer periodo de bombeo (enero 1999)



En el tercer periodo de bombeo, que coincide con la última etapa de tratamiento, existe presencia de producto libre en todos los pozos excepto en el D-5, que como se comprueba en la Fig. VII.26 se encuentra fuera del área de llamada del bombeo. Los pozos en los que



se produjo un mayor incremento de producto fueron los pozos I-1, I-2, D-1, D-2, es decir los situados en cabeza de extracción y del frente de llamada nuevamente.

El área de influencia del bombeo en este último periodo se redujo de forma muy considerable, disminuyendo la atracción de partículas de agua en los puntos situados a una distancia menor de 12 m en la zona del ramal I y de 9 m en el ramal D, en el lateral oeste a 12 m y en el este 4 m, tal y como se muestra en el área de influencia de la figura siguiente:

**Fig. VII.27: Migración de partículas de agua y área de influencia del bombeo**



**VII.2.3.4.3. Radio de influencia respecto al bombeo de la fase disuelta**

Conocida la velocidad de la carga contaminante en los alrededores de cada pozo extracción en condiciones de bombeo, y el tiempo de duración de dicho bombeo, se calcula el radio de influencia del bombeo de la contaminación en fase disuelta en las aguas subterráneas.

Para ello, primeramente se calcula la velocidad de la carga contaminante, conociendo el gradiente hidráulico, la conductividad hidráulica y el factor de retardo a aplicar (en este caso, R = 6,75, tal y como se indicó en la tabla VII.23).

Aplicaremos las siguientes expresiones:

$$Velocidad_{carga\ contaminante} = \frac{Velocidad\ flujo_{agua\ subterránea}}{R} = \frac{k \times i}{R} = m/día$$



$$\text{Radio influencia} = \text{Velocidad}_{\text{carga contaminante}} (\text{m/día}) \times \text{Tiempo de bombeo} (\text{días}) = m$$

Los resultados del radio de influencia para cada pozo se indican a continuación:

**Tabla VII.52: Radio influencia de la extracción fase disuelta en 1<sup>er</sup> periodo bombeo (66 días)**

		I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5
Grad. Hidráulico	adim	0,036	0,036	0,09	0,09	0,04	0,02	0,07	0,07	0,07	0,02
Porosidad Eficaz	%/100	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105
Cond. Hidráulica	m/d	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17
Veloc. Agua sub.	m/d	0,87	0,87	2,18	2,18	0,97	0,48	1,69	1,69	1,69	0,48
Veloc. Carga cont.	m/d	0,13	0,13	0,32	0,32	0,14	0,07	0,25	0,25	0,25	0,07
Radio Influencia	m	8,5	8,5	21,3	21,3	9,5	4,7	16,5	16,5	16,5	4,7

**Tabla VII.53: Radio influencia de la extracción fase disuelta en 2<sup>o</sup> periodo bombeo (22 días)**

		I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5
Grad. Hidráulico	adim	0,16	0,16	0,2	0,15	0,08	0,07	0,07	0,14	0,14	0,08
Porosidad Eficaz	%/100	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105
Cond. Hidráulica	m/d	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17
Veloc. Agua sub.	m/d	3,87	3,87	4,83	3,63	1,93	1,69	1,69	3,38	3,38	1,93
Veloc. Carga cont.	m/d	0,57	0,57	0,72	0,54	0,29	0,25	0,25	0,50	0,50	0,29
Radio Influencia	m	12,6	12,6	15,8	11,8	6,3	5,5	5,5	11,0	11,0	6,3

**Tabla VII.54: Radio influencia de la extracción fase disuelta en 3<sup>er</sup> periodo bombeo (18 días)**

		I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5
Grad. Hidráulico	adim	0,08	0,08	0,2	0,2	0,08	0,05	0,1	0,1	0,1	0,06
Porosidad Eficaz	%/100	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105	0,105
Cond. Hidráulica	m/d	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17	24,17
Veloc. Agua sub.	m/d	1,93	1,93	4,83	4,83	1,93	1,21	2,42	2,42	2,42	1,45
Veloc. Carga cont.	m/d	0,29	0,29	0,72	0,72	0,29	0,18	0,36	0,36	0,36	0,21
Radio Influencia	m	5,2	5,2	12,9	12,9	5,2	3,2	6,4	6,4	6,4	3,9

En los planos 41, 42 y 43 situados en el Anejo V se encuentra el área de influencia o de captación de la fase disuelta en aguas. Por lo general, el radio de influencia de atracción de la carga contaminante es menor que la de captación del agua subterránea. Ahora bien, como para calcular este parámetro es necesario considerar el gradiente hidráulico existente en cada pozo de bombeo, y este es consecuencia no sólo del bombeo que se está produciendo en el pozo sino del bombeo global existente en todo el campo de pruebas, ocurre que en algunos puntos y momentos el radio de captación de la carga contaminante es superior al de bombeo.

#### VII.2.3.4.4. Radio de influencia respecto a la extracción de producto libre

En principio no existe un método de cálculo directo para conocer el radio de influencia ejercido en el bombeo de producto libre, siendo necesario utilizar una metodología de cálculo indirecto. Al existir producto libre en flotación sobre el nivel freático, es necesario calcular los caudales de extracción de producto necesarios, mediante las bombas skimmer, para poder extraer todo el volumen de producto libre estimado que existe en el subsuelo.

Para ello se ha considerado los resultados obtenidos en el ensayo de baildown realizado en el piezómetro P-6C de investigación, en donde se determinó que el espesor real de producto libre fue variando a lo largo del tiempo de tratamiento (VI.2.1.13. Resultados de los ensayos de bail-down).

**Tabla VII.55: Evolución de los espesores real de producto (P-6C)**

	Inicial	80 días	154 días
<b>Espesor real producto libre</b>	6 cm	4 cm	8 cm

El cálculo del radio de influencia de extracción de producto libre real se ha basado en la expresión siguiente:

$$\text{Radio de influencia } (R_{int}) = \sqrt{\frac{Q t}{m_e b \pi}}$$

Para ello, trabajamos con varias posibilidades, fijando varios radios de influencia (3, 4, 5, 7, 10 y 13 m,) y despejando el caudal de extracción de producto libre (Q), considerando en cada caso la variación de espesores reales de producto libre, 6, 8 y 4 cm (b), el tiempo (t) considerado son los 200 días de tratamiento. El resultado es el siguiente:

**Tabla VII.56: Caudales posibles de extracción de producto libre para espesor real de 6 cm**

		<b>Radio de influencia de extracción de producto libre (m)</b>					
		<b>3</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>7</b>	<b>10</b>	<b>13</b>
<b>Area influencia</b>	m <sup>2</sup>	28,2744	50,2656	78,54	153,9384	314,16	530,9304
<b>Volumen producto libre existente</b>	m <sup>3</sup>	0,18	0,32	0,49	0,97	1,98	3,34
<b>Porosidad eficaz</b>	%	10,5	1,05	10,5	10,5	10,5	10,5
<b>Tiempo extracción</b>	días	200	200	200	200	200	200
<b>Caudal extracción producto libre</b>	m <sup>3</sup> /día	<b>0,00089</b>	<b>0,00158</b>	<b>0,00247</b>	<b>0,00485</b>	<b>0,00990</b>	<b>0,01672</b>
<b>Volumen de producto a extraer por pozo</b>	litros	178	317	495	970	1979	3345

Tabla VII.57: Caudales posibles de extracción de producto libre para espesor real de 4 cm

		Radio de influencia de extracción de producto libre (m)					
		3	4	5	7	10	13
Area influencia	m <sup>2</sup>	28,2744	50,2656	78,54	153,9384	314,16	530,9304
Volumen producto libre existente	m <sup>3</sup>	0,12	0,21	0,33	0,65	1,32	2,23
Porosidad eficaz		10,5	1,05	10,5	10,5	10,5	10,5
Tiempo extracción	días	200	200	200	200	200	200
<b>Caudal extracción producto libre</b>	m <sup>3</sup> /día	<b>0,00059</b>	<b>0,00106</b>	<b>0,00165</b>	<b>0,00323</b>	<b>0,00660</b>	<b>0,01115</b>
Volumen de producto a extraer por pozo	litros	119	211	330	647	1.319	2.230

Tabla VII.58: Caudales posibles de extracción de producto libre para espesor real de 8 cm

		Radio de influencia de extracción de producto libre (m)					
		3	4	5	7	10	13
Area influencia	m <sup>2</sup>	28,2744	50,2656	78,54	153,9384	314,16	530,9304
Volumen producto libre existente	m <sup>3</sup>	0,24	0,42	0,66	1,29	2,64	4,46
Porosidad eficaz		10,5	1,05	10,5	10,5	10,5	10,5
Tiempo extracción	días	200	200	200	200	200	200
<b>Caudal extracción producto libre</b>	m <sup>3</sup> /día	<b>0,00119</b>	<b>0,00211</b>	<b>0,00330</b>	<b>0,00647</b>	<b>0,01319</b>	<b>0,02230</b>
Volumen de producto a extraer por pozo	litros	238	422	660	1293	2.639	4.460

De esta forma se han determinado los caudales posibles de extracción que se obtendrían para diferentes radios de influencia:

Tabla VII.59: Caudales posibles de extracción de producto libre por pozo (l/día)

Espesor real producto libre		CAUDALES DE EXTRACCIÓN (l/día)		
		6 cm	8 cm	4 cm
Radio de influencia	3 m	0,89	1,19	0,59
	4 m	1,58	2,11	1,06
	5 m	2,47	3,30	1,65
	7 m	4,85	6,47	3,23
	10 m	9,90	13,20	6,60
	13 m	16,72	22,23	11,11

La extracción de producto libre se realizó en función de la aparición de producto en los pozos del campo de pruebas. Inicialmente se produjo en tres pozos (I-2, I-3 e I-5), a los 45 días en 6 pozos (I-2, I-3, I-5, D-1, D-2 y D-4), a los 75 días en siete pozos (I-1, I-2, I-3, I-5, D-1, D-2 y D-4), a los 140 días disminuye a tres pozos (I-2, D-1 y D-2), y al final del tratamiento vuelve a aumentar el número de pozos a ocho (I-1, I-2, I-3, I-5, D-1, D-2, D-3, D-4). De forma puntual, además de la extracción mediante bombeo en los pozos de extracción, se actuó mediante alto vacío en los pozos de control C-1C y C-4L, y en los pozos de extracción con mayor presencia de producto.

Conociendo los caudales de extracción posibles y el número de pozos con extracción de producto en los periodos de tiempo considerados ( $t=0$ ,  $t=45$ ,  $t=75$ ,  $t=140$  y  $t=200$  días), se calcula el volumen de producto en fase libre extraído para cada espesor real de producto y los radios de influencia fijados. Las tablas con cada uno de los cálculos se encuentran en el Anejo V. A continuación se indica el volumen de producto extraído (y/o la masa de producto correspondiente) teniendo en cuenta el radio de influencia, el espesor real de producto libre existente y el número de pozos en funcionamiento:

**Tabla VII.60: Cálculos del volumen y masa de producto libre extraído para cada radio de influencia**

RADIO DE INFLUENCIA	Caudal extracción prod libre	Espesor real prod. Libre	Tiempo tratamiento	Nº pozos extracción	VOLUMEN TOTAL PROD. LIBRE EXTRAIDO	MASA TOTAL PROD. LIBRE EXTRAIDO
m	m <sup>3</sup> /día	cm	días	adim	litros	Kg
3 m	0,00089	6	1	3	2,7	2,3
	0,00089	6	45	6	240,3	204,3
	0,00059	4	75	8	141,6	120,4
	0,00119	8	140	4	309,4	263,0
	0,00059	4	200	9	318,6	270,8
				<b>SUMA</b>	<b>1.012,6</b>	<b>880,7</b>

RADIO DE INFLUENCIA	Caudal extracción prod libre	Espesor real prod. Libre	Tiempo tratamiento	Nº pozos extracción	VOLUMEN TOTAL PROD. LIBRE EXTRAIDO	MASA TOTAL PROD. LIBRE EXTRAIDO
m	m <sup>3</sup> /día	cm	días	adim	litros	Kg
4 m	0,00158	6	1	3	4,7	4,0
	0,00158	6	45	6	426,6	362,6
	0,00106	4	75	8	254,4	216,2
	0,00211	8	140	4	548,6	466,3
	0,00106	4	200	9	572,4	486,5
				<b>SUMA</b>	<b>1.806,7</b>	<b>1.535,7</b>

RADIO DE INFLUENCIA	Caudal extracción prod libre	Espesor real prod. Libre	Tiempo tratamiento	Nº pozos extracción	VOLUMEN TOTAL PROD. LIBRE EXTRAIDO	MASA TOTAL PROD. LIBRE EXTRAIDO
m	m <sup>3</sup> /día	cm	días	adim	litros	Kg
5 m	0,00247	6	1	3	7,4	6,3
	0,00247	6	45	6	666,9	566,9
	0,00167	4	75	8	400,8	340,7
	0,0033	8	140	4	858,0	729,3
	0,00167	4	200	9	901,8	766,5
				<b>SUMA</b>	<b>2.834,9</b>	<b>2.409,7</b>



RADIO DE INFLUENCIA	Caudal extracción prod libre	Espesor real prod. Libre	Tiempo tratamiento	Nº pozos extracción	VOLUMEN TOTAL PROD. LIBRE EXTRAIDO	MASA TOTAL PROD. LIBRE EXTRAIDO
m	m <sup>3</sup> /día	cm	días	adim	litros	Kg
7 m	0,00485	6	1	3	14,6	12,4
	0,00485	6	45	6	1309,5	1113,1
	0,00323	4	75	8	775,2	658,9
	0,00647	8	140	4	1682,2	1429,9
	0,00323	4	200	9	1744,2	1482,6
<b>SUMA</b>					<b>5.525,7</b>	<b>4.696,8</b>

RADIO DE INFLUENCIA	Caudal extracción prod libre	Espesor real prod. Libre	Tiempo tratamiento	Nº pozos extracción	VOLUMEN TOTAL PROD. LIBRE EXTRAIDO	MASA TOTAL PROD. LIBRE EXTRAIDO
m	m <sup>3</sup> /día	cm	días	adim	litros	Kg
10 m	0,0099	6	1	3	29,7	25,2
	0,0099	6	45	6	2673,0	2272,1
	0,0066	4	75	8	1584,0	1346,4
	0,0132	8	140	4	3432,0	2917,2
	0,0066	4	200	9	3564,0	3029,4
<b>SUMA</b>					<b>11.282,7</b>	<b>9.590,3</b>

RADIO DE INFLUENCIA	Caudal extracción prod libre	Espesor real prod. Libre	Tiempo tratamiento	Nº pozos extracción	VOLUMEN TOTAL PROD. LIBRE EXTRAIDO	MASA TOTAL PROD. LIBRE EXTRAIDO
m	m <sup>3</sup> /día	cm	días	adim	litros	Kg
13 m	0,01672	6	1	3	50,2	42,6
	0,01672	6	45	6	4514,4	3837,2
	0,01115	4	75	8	2676,0	2274,6
	0,0223	8	140	4	5798,0	4928,3
	0,01115	4	200	9	6021,0	5117,9
<b>SUMA</b>					<b>19.069,6</b>	<b>16.200,6</b>

La tasa de extracción de producto libre es variable en el tiempo, tal y como se refleja en el Apdo. VII.2.4.2.3. Cálculo de la masa de hidrocarburo eliminada por bombeo de la fase libre, por lo que los caudales de extracción y los radios de influencia variaron en el tiempo.

Por consiguiente, conocido el producto real extraído en los periodos estudiados, se busca el volumen de producto libre extraído correspondiente calculado, y de forma paralela el radio de influencia (o de captación) acontecido en cada momento:

**Tabla VII.61: Radio de influencia real producido en la extracción de producto libre (Campo nº 1)**

TIEMPO	MASA REAL EXTRAIDA	Masa correspondiente calculada	RADIO DE INFLUENCIA DE CAPTACIÓN PROD. LIBRE
días	kg	kg	m
1	4,3	4	4
45	412,3	362,6	4-5
75	2577,2	2274,6	13
140	3094	3029,4	10
200	5494,4	5117,9	13-14

Por tanto, el radio de influencia de la captación de fase libre fue aumentando con el tiempo de tratamiento, siendo de 4 m al principio del tratamiento (hasta que se produjo el abatimiento del nivel freático y el ajuste del sistema tratamiento), para aumentar rápidamente hasta los 10-13 m a mitad del tiempo de tratamiento, y finalizando con el máximo radio de influencia o captación al final del tratamiento, momento que coincide con la máxima extracción del mismo.

**VII.2.3.4.5. Radio de influencia respecto a la extracción de vapores del suelo**

No se realizó ningún ensayo de vacío en este campo de pruebas, pero dada la cercanía de los campos de pruebas entre sí, y la similitud de sus características tanto geológicas como de diseño del sistema de extracción de vapores, suponemos que el comportamiento del suelo respecto al vacío es el mismo, y consideramos que el radio de influencia de vacío individual es el mismo que el calculado en el campo de pruebas nº 2 mediante el ensayo de vacío realizado en el terreno, y en donde se concluye que la influencia de vacío es eficaz en una distancia de 12,59 m (se mostrará en el Apdo. VII.5.3.3.3).

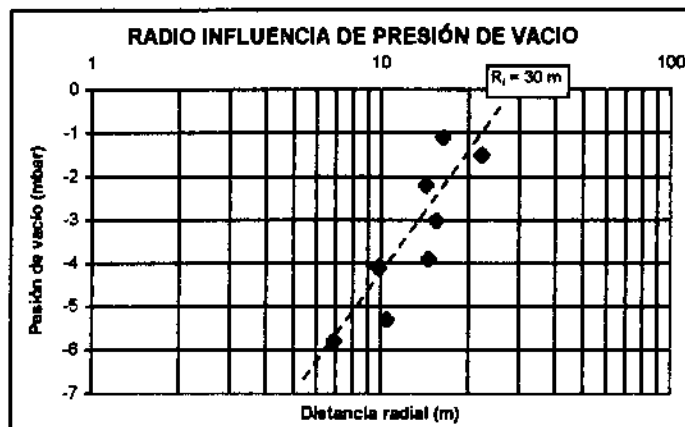
Si se ha calculado el radio de influencia global obtenido en el campo de pruebas considerando la media de la presión de vacío obtenida a lo largo del tiempo de tratamiento, Es decir:

**Tabla VII.62: Presión de vacío medias**

	C 2c	C 1c	C 3c	C 4c	E 2c	E 3c	E 1c	E 4c
Distancia a centro gravedad (m)	10,5	14,6	14,3	16,4	6,9	9,8	15,5	22,3
P vacío medio (mbar)	-5,3	-3,9	-2,2	-1,1	-5,8	-4,1	-3,0	-1,5



Fig. VII.28: Radio de influencia de presión de vacío para el campo de pruebas nº 1



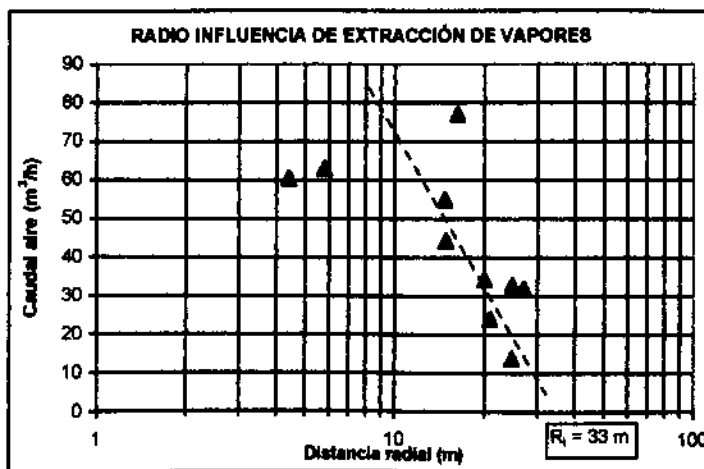
El radio de influencia de vacío obtenido para el campo de pruebas nº 1 es de aproximadamente 30 m.

Ahora bien, la presión de vacío y el caudal de aire están relacionados, por lo que en principio el radio de influencia de la extracción de aire (puntos donde existiría caudal de aire) debe ser similar al radio de influencia de vacío; para comprobarlo, se ha calculado el radio de influencia de la extracción mediante los valores de caudal de extracción medio obtenidos para cada uno de los pozos de extracción. Los resultados se indican a continuación:

Tabla VII.63: Caudales de extracción medios

Pozo	I 2	I 3	I 1	I 4	I 5	D 2	D 3	D 1	D 4	D 5
Distancia al centro de gravedad (m)	16,2	14,7	24,8	20,0	27,1	5,8	4,4	20,9	14,8	24,7
Caudal extracción medio (m <sup>3</sup> /día)	77,0	55,1	33,0	34,4	32,0	63,1	60,6	24,2	44,4	13,9

Fig. VII.29: Radio de influencia para la extracción de aire (campo nº 1)



El radio de influencia obtenido para la extracción de vapores es muy similar al de la presión de vacío, con 33 m. Por tanto, la influencia del sistema de vapores en el campo de pruebas concluye en un radio aproximado de 30 m contados a partir del centro de gravedad de vacío del campo de pruebas.

Este radio de influencia es similar al que deducido mediante el plano 36 (Anejo V) donde la mayor influencia de vacío se encuentra en un radio menor de 40 m desde el centro de gravedad de vacío.

#### VII.2.3.4.6. Radio de influencia respecto a la inyección de aire.

Se llevaron a cabo varias pruebas de inyección de aire (Apdo. VI.2.1.15.) cuya finalidad es conocer el caudal de aire de paso en el suelo mediante el sistema de inyección, tanto de forma individual en un único pozo como de forma global en el conjunto de pozos de inyección, y tanto en la capas de gravas (pozos inyección largos), como en la capa de materiales arcilloso-arenosos (pozos inyección cortos).

De las pruebas que se llevaron a cabo, se deduce que el caudal de inyección obtenido es mayor en la zona de gravas que en la zona de arcillas arenosas, por lo que las arenas y gravas tienen mayor facilidad a la transmisión de aire en el suelo que los materiales arcillosos, debido a su carácter más impermeable.

Para conocer el caudal de inyección de forma individual se llevó a cabo una prueba en el que se registró el caudal tanto en la capa de gravas como en la capa de arcillas arenosas, tal y como se indica en la siguiente tabla:

**Tabla VII.64: Caudales de inyección individuales en gravas y en arcillas arenosas**

Tipo suelo	Tipo pozo	Caudal inyección (m <sup>3</sup> /h)	Observaciones
Gravas	Largo	90	Con vacío conectado
		70	Sin vacío
Arcillas arenosas	Corto	70	Con vacío conectado
		60	Sin vacío

El caudal de inyección individual en la capa de arcillas arenosas fue de 70 m<sup>3</sup>/h con la extracción de vapores conectada (con vacío) y de 60 m<sup>3</sup>/h sin vacío. En la capa de gravas el caudal obtenido es superior, con 90 m<sup>3</sup>/h cuando la extracción está funcionando y con 70 m<sup>3</sup>/h cuando no existe vacío en el terreno.

Análogamente se realizó un ensayo considerando la inyección en los 4 pozos de inyección a la vez, tal y como se indica en la siguiente tabla:

**Tabla VII.65: Caudal de inyección global en zona de gravas y de arcillas arenosas**

Tipo suelo	Tipo pozo	Caudal inyección (m <sup>3</sup> /h)	Observaciones
Gravas	Largo	227	Con vacío conectado
		222	Sin vacío
Arcillas arenosas	Corto	182	Con vacío conectado
		177	Sin vacío

El caudal de inyección en la capa de arcillas arenosas es de 182 m<sup>3</sup>/h con la extracción conectada (con vacío) en los pozos de extracción de ambos ramales y con la extracción desconectada (sin vacío) el caudal disminuye a 177 m<sup>3</sup>/h. Como la inyección siempre estuvo conectada junto a la extracción de vapores, entonces consideramos que el caudal de inyección de aire fue de aproximadamente 180 m<sup>3</sup>/h.

El caudal de inyección en la capa de gravas fue de 227 m<sup>3</sup>/h con la extracción conectada, y de 222 m<sup>3</sup>/h sin vacío. De igual modo, el caudal de aire se incrementa con la aplicación del vacío en el suelo.

De estos resultados observamos que el caudal de inyección es 45 m<sup>3</sup>/h superior en gravas que en arcillas arenosas y que en ambos materiales el caudal se incrementa con la ayuda del vacío. Por tanto, las gravas tienen una mayor porosidad al aire y una mayor permeabilidad al aire que los materiales arcillo-arenosos.

El incremento del caudal de aire que es posible inyectar en el suelo con la ayuda de la extracción de vacío desde los laterales también está contrastada al observarse como se incrementa el caudal de extracción de los pozos al aplicar la inyección de aire en los pozos de extracción en 15 m<sup>3</sup>/h:

Tabla VII.66: Variación del caudal extracción con la inyección de aire

Tipo suelo	Tipo pozo	Caudal inyección (m <sup>3</sup> /h)	Caudal extracción (m <sup>3</sup> /h)		Observaciones
			Inicial	Final	
Arcillas arenosas	Corto	70	60	75	Medida individual

Al inyectar aire en un cualquiera de las capas, cabe la posibilidad de que una cantidad de aire es transmitida a la otra, para comprobar este efecto, se llevó a cabo otro ensayo en el que se demostró esta posibilidad, ya que se observó como inyectando en la capa de arcillas arenosas se detectó un caudal de 5 m<sup>3</sup>/h en las capa de gravas, por lo que de los 70 m<sup>3</sup>/h que se inyectaba en el pozo, por lo menos 5 m<sup>3</sup>/h pasarían a las gravas. Es de suponer, aunque no se midió, ya que la inyección estuvo localizada en la zona de arcillas durante el tratamiento, que viceversa sucede lo mismo.

Para ver el radio de influencia en los pozos de alrededor del de inyección se midieron los niveles freáticos antes y después de aplicar la inyección de aire para ver si existían fluctuaciones en el nivel freático.

Tabla VII.67: Influencia de la inyección en el nivel freático

	D-1	D-2	I-2	I-3	E-1C	I-1	C-1c	C-2c	C-3c	C-4c
Distancia radial (m)	22,2	8,46	8,30	9,6	12,7	20,0	12,3	3,1	12,3	17,7
Arcillas	no	si	si	si	x	no	x	x	x	x
Gravas	si	si	si	si	x	si	x	x	x	x

\* Pozos secos

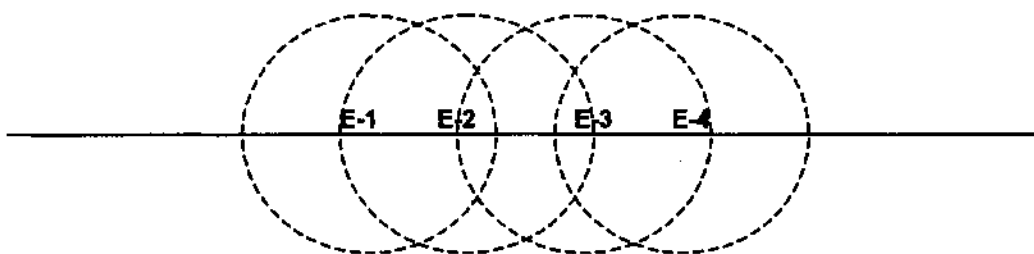
Según esta tabla se observa que la máxima influencia cuando la inyección se encuentra en la capa de arcillas es de 9,6 m (pozo I-3), y cuando se sitúa en la capa de gravas es de 20,0 m (pozo I-1), por lo que el radio de influencia de inyección para las gravas es superior a la de las arcillas. De estos datos se deduce que el radio de influencia para la inyección de aire es mayor que la obtenida para el vacío (12,6 m).

Por tanto, el radio de influencia para la inyección de aire registrado es de 9,6 m para la capa de arcillas-arenosas y de 20,0 m para la capa de gravas considerando la inyección individual por pozo, con un caudal de inyección de 70 m<sup>3</sup>/h y 90 m<sup>3</sup>/h respectivamente.

Sin embargo, el caudal total de inyección es de 182 m<sup>3</sup>/h y de 227 m<sup>3</sup>/h para arcillas-arenosas y gravas respectivamente, por tanto el caudal inyectado por pozo es en realidad de 45,5 m<sup>3</sup>/h en arcillas arenosas y de 56,75 m<sup>3</sup>/h en gravas, y por tanto, es de suponer que el radio de influencia de la inyección es menor que la obtenida de forma individual.

Considerando los parámetros anteriores hacemos la siguiente aproximación, 12,7 m de radio de influencia para la inyección en arcillas arenosas y de 14,25 m para la inyección en gravas, que serán los radios de influencia mínimos para la inyección de aire. (Plano 44, Anejo V)

Fig. VII.30: Áreas de influencia de la inyección de aire



Los pozos de inyección se encuentran separados entre sí a una distancia de 15 m aproximadamente, por lo que van existir puntos de solape de las áreas de influencia de la inyección, y por tanto, en esos puntos el volumen de aire será mayor.

Las fluctuaciones en el nivel freático observadas indican un ascenso del mismo como consecuencia de la extracción, sin embargo, cuando se inyecta aire en un pozo como consecuencia del empuje del aire se va a producir un descenso o depresión del nivel freático; dicho abatimiento disminuye al aumentar la distancia al pozo de inyección.

En la tabla siguiente se registra la oscilación del nivel freático en los ensayos de inyección de aire:

Tabla VII.68: Influencia de la inyección en el nivel freático

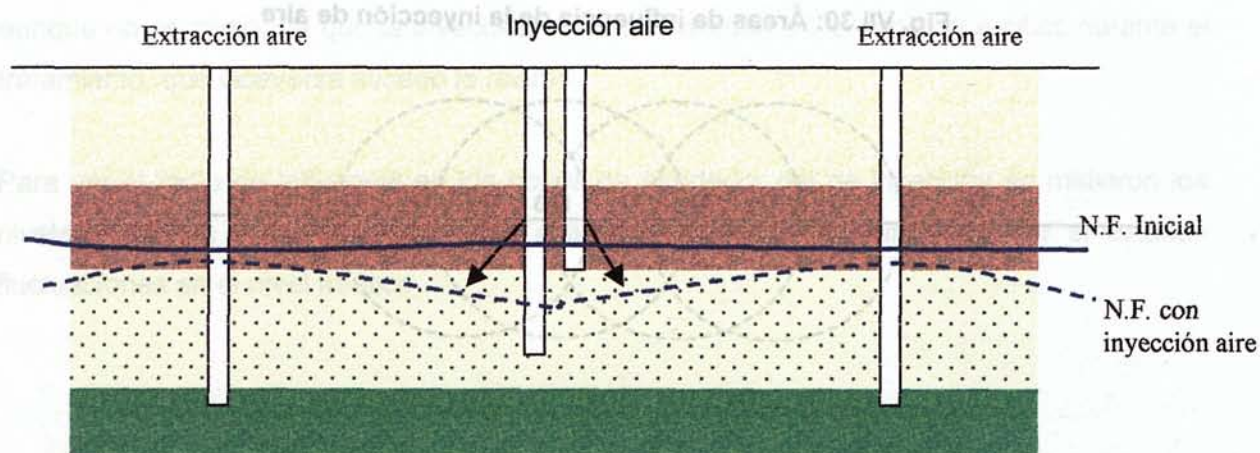
	Tiempo	E-2L	E-2C	D-1	D-2	I-2	I-3	E-1C	I-1	C-1c	C-2c	C-3c	C-4c
Arcillas	t = 0	12,87	*seco	13,47 (1)	13,18	12,0	11,89	*seco	12,83 (10)	*seco	*seco	*seco	*seco
	t = 10	12,86	-	13,47 (1)	13,16 (1)	12,5	11,89	*seco	12,83 (10)	*seco	*seco	*seco	*seco
	Δh	+ 0,01	-	0	+0,02	+0,05	0	-	0	-	-	-	-

	Tiempo	E-2L	E-2C	D-1	D-2	I-2	I-3	E-1C	I-1	C-1c	C-2c	C-3c	C-4c
Gravas	t = 0	12,87	*seco	13,57 (1)	13,18	12,0	11,89	*seco	12,83 (10)	*seco	*seco	*seco	*seco
	t = 10	-	-	13,55 (1)	*seco	12,1	11,90 (3)	*seco	12,77	*seco	*seco	*seco	*seco
	t = 30	-	-	13,56 (1)	*Seco	12,21 (13)	11,90 (14)	*seco	12,81 (14)	*seco	*seco	*seco	*seco
	$\Delta h$	-	-	+0,01	-	+0,20	0	-	+0,02	-	-	-	-

\* Pozos secos o rotos; ( ) entre paréntesis espesor aparente de producto libre en cm

En la siguiente figura se ilustra este fenómeno:

Fig. VII.31: Esquema de la influencia de la inyección de aire en el nivel freático



Así mismo, con el ascenso del nivel freático se observa un incremento del espesor aparente de producto en los pozos de extracción (sobre todo con la inyección de aire en gravas), lo que indica que la inyección favorece el movimiento del producto hacia los pozos.

VII.2.3.4.7. Radio de influencia respecto a la utilización de oxígeno.

Debido a la utilización del oxígeno en el medio por los microorganismos, se va a producir una graduación de la concentración de oxígeno, disponibilidad del mismo, a medida que es utilizado en los procesos de biodegradación. Por este motivo, el oxígeno tendrá un límite de utilización, que se define como el radio de utilización de oxígeno.

El radio de utilización de oxígeno se delimita teniendo en cuenta la tasa de utilización de oxígeno en el medio y el caudal de aire inyectado, y se define mediante la siguiente expresión (EPA, 1995):



$$\text{Radio utilización oxígeno } (R_{uox}) = \sqrt{\frac{Q_{iny} (20,9\% - 5\%)}{\pi A K_{RO2} n_A}} = m$$

Donde:

- $Q_{iny}$  = Caudal de aire inyectado por pozo ( $m^3/h$ )  
 $A$  = Area de influencia de la inyección ( $m^2$ )  
 $K_{RO2}$  = Tasa de utilización de oxígeno ( $\%/h$ )  
 $n_a$  = Porosidad al aire (%)

Debido al solape que existe entre las áreas de influencia de la inyección de aire, se establece que el caudal de aire de paso será superior en determinados puntos del área de influencia de los pozos de inyección, sobre todo en los pozos de inyección interiores (E-2 y E-3). Considerando que cuando se produce la superposición de áreas el caudal de paso será igual a la del pozo (x) más la mitad del caudal del pozo adyacente (x/2), y que cuando se produce la superposición de tres áreas, en un franja estrecha, el caudal puede llegar a ser el anterior más 1/6 del caudal medio del pozo (x/6), entonces el caudal real de paso por el subsuelo sería:

$$Q_{E-1} = x + x/2 = 45,45 + 45,5/2 = 68,2 \text{ m}^3/h$$

$$Q_{E-2} = x + x/2 + x/2 + x/6 = 45,45 + 45,5/2 + 45/2 + 45,5/6 = 98,5 \text{ m}^3/h$$

$$Q_{E-3} = x + x/2 + x/2 + x/6 = 45,45 + 45,5/2 + 45/2 + 45,5/6 = 98,5 \text{ m}^3/h$$

$$Q_{E-4} = x + x/2 = 45,45 + 45,5/2 = 68,2 \text{ m}^3/h$$

Se ha calculado el radio de utilización de oxígeno considerando los caudales de inyección de aire anteriores, teniendo en cuenta el radio de influencia mínimo posible de inyección y la variación de la porosidad al aire con el tiempo de tratamiento. La tasa de utilización del oxígeno para ambos ramales se encuentran recogidas en la tabla VII.93, del apartado VII.3.1.2.1.1. Tasa respirométrica de oxígeno.

Los resultados se exponen a continuación:

Tabla VII.69: Radio de utilización de oxígeno para pozos inyección E-2, y E-3 ( $Q_{iny} = 98,5 \text{ m}^3/\text{h}$ )

FECHA	Días de tratamiento	Radio influencia inyección	Oxígeno existente	Oxígeno consumido al día ( $K_{RO2}$ )	Porosidad eficaz	RADIO UTILIZACIÓN DE OXÍGENO ( $R_{uox}$ )
	días	m	%	%/h	%	m
22-oct-98	100	12,7	20,9	0,004	24,2	31,2
16-nov-98	124	12,7	20,5	0,020	24,5	14,2
15-dic-98	153	12,7	20,3	0,030	24,5	11,7
11-ene-99	180	12,7	19,5	0,064	24,5	7,9
18-ene-99	187	12,7	18,7	0,094	24,5	6,5
21-ene-99	190	12,7	18,3	0,113	24,5	6,0
27-ene-99	196	12,7	18,8	0,094	24,6	6,5
					Media	8,8

Tabla VII.70: Radio de utilización de oxígeno para pozos inyección E-1, y E-4 ( $Q_{iny} = 68,2 \text{ m}^3/\text{h}$ )

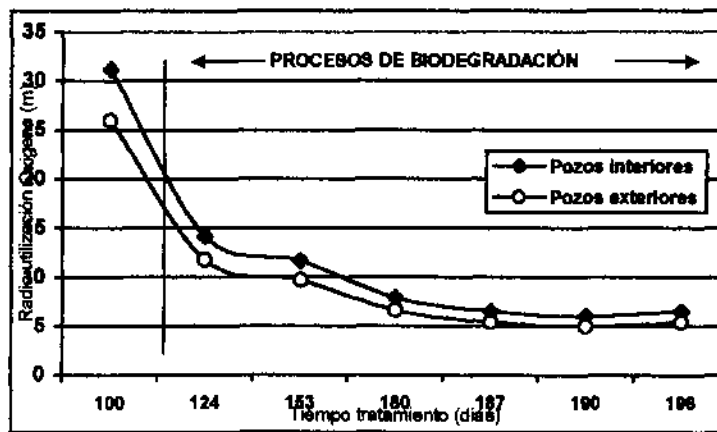
FECHA	Días de tratamiento	Radio influencia inyección	Oxígeno existente	Oxígeno consumido al día ( $K_{RO2}$ )	Porosidad eficaz	RADIO UTILIZACIÓN DE OXÍGENO ( $R_{uox}$ )
	días	m	%	%/h	%	m
22-oct-98	100	12,7	20,9	0,004	24,2	26,0
16-nov-98	124	12,7	20,5	0,020	24,5	11,8
15-dic-98	153	12,7	20,3	0,030	24,5	9,7
11-ene-99	180	12,7	19,5	0,064	24,5	6,6
18-ene-99	187	12,7	18,7	0,094	24,5	5,4
21-ene-99	190	12,7	18,3	0,113	24,5	5,0
27-ene-99	196	12,7	18,8	0,094	24,6	5,4
					Media	7,3

De forma global, el radio de utilización de oxígeno es mayor cuanto mayor es la disponibilidad de oxígeno en el medio, mayor caudal de paso; ahora bien el radio disminuye cuanto mayor es la utilización de oxígeno en el medio. Por tanto, a mayor caudal de paso mayor será el radio de utilización por que la disponibilidad paralelamente también será mayor.

Por este motivo, el radio de utilización de oxígeno es mayor en los pozos interiores (E-2 y E-3) que en los pozos de inyección laterales (E-1 y E-4), situándose la media en 8,8 m en los pozos interiores y en 7,3 m en los laterales (plano 44, Anejo V).



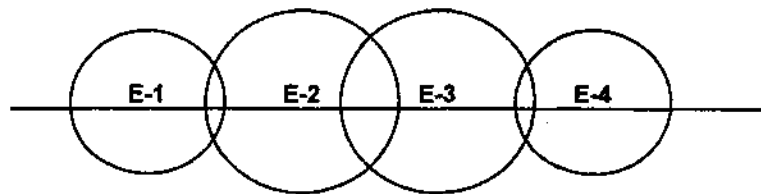
Fig. VII.32: Radios de influencia de utilización de oxígeno con el tiempo



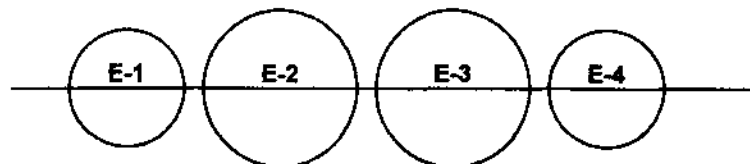
Cuando aún no habían comenzado a producirse los procesos de biodegradación el radio de influencia de utilización de oxígeno es muy elevado, 31,2 m y 26,0 m, debido a que el oxígeno en esos momentos no es consumido y por tanto, se encuentra totalmente biodisponible.

Fig. VII.33: Radios y áreas de influencia de utilización de oxígeno mayores y menores

R pozos interiores = 14,2 m  
R pozos laterales = 11,8 m



R pozos interiores = 6,0 m  
R pozos laterales = 5,0 m



A medida que comienzan los procesos de biodegradación, el radio de utilización de oxígeno disminuye, y por tanto, el área de utilización de oxígeno, y como consecuencia el oxígeno sólo se encuentra disponible en la cercanía del pozo de inyección (5,0 m y 6,0 m), quedando por tanto zonas de sombra en las que la utilización de oxígeno es muy difícil, y por tanto, los procesos de biodegradación serán menores.

## VII.2.4. Balance de masas

### VII.2.4.1. Distribución de la contaminación en el subsuelo

La contaminación se encuentra presente en el subsuelo en las cuatro fases posibles, es decir, se encuentra como fase absorbida en el suelo, en fase disuelta en el agua subterránea, en fase gaseosa entre los granos del suelo, y en fase libre en flotación sobre el nivel freático.

$$\text{Masa}_{\text{HC presentes}} = \text{Masa}_{\text{F. absorbida}} + \text{Masa}_{\text{F. disuelta agua sub.}} + \text{Masa}_{\text{F. gaseosa en suelos}} + \text{Masa}_{\text{F. libre}}$$

#### Determinación fase absorbida en el suelo:

$$\text{Masa}_{\text{F. ABSORBIDA}} = [\text{Masa}_{\text{suelo contaminado}} (\text{kg}) \times \text{TPH}_{\text{suelos}} (\text{mg/kg})] / 1.10^6 = \text{kg}$$

$$\text{Masa}_{\text{suelo contaminado}} = \text{Volumen}_{\text{suelo contaminado}} (\text{m}^3) \times \text{densidad}_{\text{seca}} (\text{g/cm}^3) \times 1.10^3 = \text{kg}$$

$$\text{Volumen}_{\text{suelo contaminado}} = \text{Área}_{\text{suelo contaminado}} (\text{m}^2) \times \text{espesor}_{\text{suelo contaminado}} = \text{m}^3$$

#### Determinación de la fase disuelta en aguas subterráneas:

$$\text{Masa}_{\text{F. DISUELTA}} = [\text{Área}_{\text{suelo contaminado}} (\text{m}^2) \times \text{espesor}_{\text{acuífero}} (\text{m}) \times \text{porosidad}_{\text{saturada}} (\%/100) \times \text{TPH}_{\text{aguas}} (\mu\text{g/l})] / 1.10^6 = \text{kg}$$

#### Determinación de la fase gaseosa en suelos:

$$\text{Masa}_{\text{F. GASEOSA}} = [\text{Área}_{\text{suelo contaminado}} (\text{m}^2) \times \text{espesor}_{\text{suelo contaminado}} (\text{m}) \times \text{porosidad}_{\text{aire}} (\%/100) \times \text{TPH}_{\text{gas}} (\text{mg/m}^3)] / 1.10^6 = \text{kg}$$

#### Determinación de la fase libre sobrenadante:

$$\text{Masa}_{\text{F. LIBRE}} = \text{Volumen}_{\text{prod. libre}} (\text{m}^3) \times \text{densidad}^1 \text{ producto} (\text{g/cm}^3) \times 1.10^3 = \text{kg}$$

<sup>1</sup> Densidad del queroseno: 0,85 gr/cm<sup>3</sup>

$$\text{Volumen}_{\text{prod. libre}} = \text{Área}_{\text{suelo prod. libre}} (\text{m}^2) \times \text{espesor}_{\text{real producto}} (\text{m}) \times \text{porosidad}_{\text{eficaz}} (\%/100) = \text{m}^3$$

Para el cálculo de la distribución de la masa de hidrocarburo en el suelo se han utilizado los parámetros que se recogen en la tabla VII.71; dichos parámetros provienen de los datos registrados en los trabajos de investigación (área y espesor de suelo contaminado y presencia de presencia de producto libre, espesores reales de producto, concentración de TPH, etc) y en las tablas VII.19, VII.20 (Apdo. VII.2.1.2 Descripción del suelo) os valores de porosidad y densidad seca.

Los valores de volumen de suelo contaminado y masa de suelo contaminado son la base de cálculo de la distribución de la contaminación en el subsuelo definida en los apartados posteriores.

Tabla VII.71: Parámetros utilizados para el cálculo de la volumetría de la contaminación

Parámetro	Unidad	TIEMPO TRATAMIENTO (días)				
		0	45	75	140	200
Área suelo contaminado medio	m <sup>2</sup>	1030	2120	2120	2120	2120
Área de acuífero contaminado	m <sup>2</sup>	2120	9.190	9190	5910	4575
Área suelo con producto libre	m <sup>2</sup>	945	1640	1390	990	660
Espesor suelo contaminado	m	2,0	1,67	1,33	1,0	0,5
Espesor real producto libre	m	0,06	0,06	0,04	0,08	0,01
Espesor acuífero contaminado	m	3,5	2,5	2,0	1,0	1,0
Densidad seca	g/cm <sup>3</sup>	1,75	1,75	1,75	1,75	1,75
Porosidad total	%	35,8	34,3	33,75	33,2	33,2
Porosidad saturada	%	10,5	10,5	10,5	10,5	10,5
Porosidad aire	%	23,2	23,9	24,2	24,5	24,6
TPH suelo	mg/kg	2939	1882,6	1616,3	201	50
TPH aguas	µg/l	40.834	143.290	100.458	7.460	680
TPH gas	mg/m <sup>3</sup>	370	8.244	4.685	1.458	646
Volumen suelo contaminado	m <sup>3</sup>	2.060,0	1.720,1	1.369,9	1.030,0	515,0
Masa suelo contaminado	Kg	3.605.000	3.010.175	2.397.325	1.802.500	901.250
Volumen de producto libre	Litros	5953,5	10332,0	5838,0	8316,0	693,0

#### VII.2.4.1.1. Masa hidrocarburos iniciales

La contaminación inicial (masa de hidrocarburos de partida) estuvo repartida en las cuatro fases posibles. La masa de hidrocarburos iniciales ascendió a un total de 15.672,1 kg,

distribuidos de la siguiente forma: 10.595,1 kg en fase absorbida (67,6%), 5.060,5 kg en fase libre (32,3%), 15,5 kg en fase disuelta (0,1%) y 1,0 kg en fase gaseosa (0,01%).

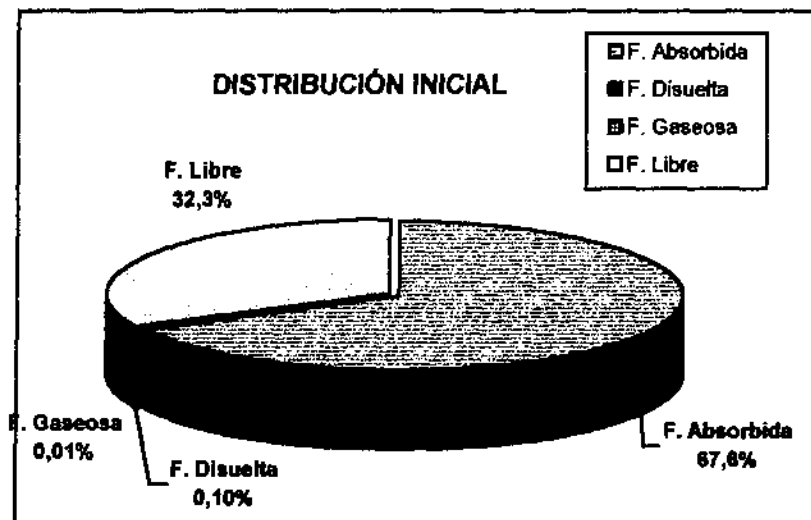
Inicialmente el hidrocarburo se encontraba, por tanto, mayoritariamente en fase absorbida y en fase libre, y minoritariamente en fase disuelta y en fase gaseosa.

Tabla VII.72. Distribución inicial de la contaminación

TIPO DE FASE	Masa Hidrocarburos	
	Kg	%
F. Absorbida	10.595,1	67,6
F. Disuelta	15,5	0,1
F. Gaseosa	1,0	0,01
F. Libre	5.060,5	32,3
<b>MASA TOTAL HC EXISTENTE</b>	<b>15.672,1</b>	<b>100</b>

En la siguiente figura se muestra la distribución de la contaminación en las diferentes fases:

Fig. VII.34: Distribución de los hidrocarburos iniciales



#### VII.2.4.1.2. Distribución de la contaminación en el tiempo

Para establecer la distribución de la contaminación con respecto al tiempo de tratamiento, debido a que es necesario conocer la concentración de TPH en aguas, gas y suelo, nos hemos servido como referencia de tiempo el momento de realización de los sondeos de comprobación (45 días, 75 días y 140 días).

Para tener una concentración de TPH global del suelo se ha considerado la media aritmética de las concentraciones de TPH analizadas en los sondeos de comprobación para cada tiempo (t); La concentración de TPH en gas se corresponde a la suma de la concentración de aire extraído en el suelo, conjunto I más el conjunto D, tomada en el tiempo (t); del mismo modo, el TPH en aguas se corresponderá a la media de TPH registrado en las aguas subterráneas bombeadas antes de la entrada al separador de hidrocarburos en el tiempo (t).

En el siguiente cuadro se indica la distribución de la contaminación en el tiempo:

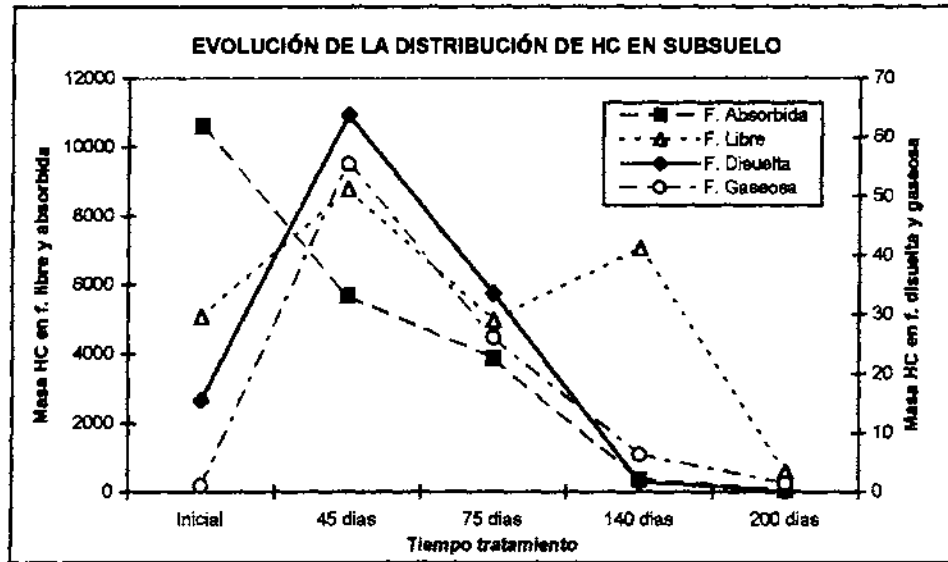
Tabla VII.73: Distribución del hidrocarburo en las diferentes fases

TIPO DE FASE	Unidad	TIEMPO TRATAMIENTO (días)				
		0	45	75	140	200
Absorbida	Kg	10.595,1	5.667,0	3.874,8	362,3	45,1
Disuelta	Kg	15,5	276,5	16,3	0,8	0,04
Gaseosa	Kg	1,0	55,5	26,1	6,4	1,42
Fase libre	Kg	5.060,5	8.782,2	4.962,3	7.068,6	589,1
<b>MASA TOTAL HC EXISTENTE</b>	<b>Kg</b>	<b>15.672,1</b>	<b>14.781,2</b>	<b>8.879,5</b>	<b>7.438,1</b>	<b>635,6</b>
Absorbida	%	67,6	38,3	43,6	4,9	7,1
Disuelta	%	0,1	1,9	0,18	0,01	0,01
Gaseosa	%	0,006	0,4	0,29	0,09	0,2
Fase libre	%	32,3	59,4	55,9	95,0	92,7
<b>MASA TOTAL HC EXISTENTE</b>	<b>%</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>

A los 45 días de comenzar el sistema de tratamiento (bombeo y tratamiento del agua subterránea, extracción de producto libre y extracción de vapores), se va a producir un descenso muy notable de la fase absorbida en el suelo, y un ligero incremento de la fase gaseosa y la fase libre respecto a la inicial. La fase disuelta, se incrementa notablemente como consecuencia de la agitación del agua subterránea por el bombeo y abatimiento del nivel freático.

Estudiando la posterior evolución de las fases existentes, a los 75 y 140 días, se observa que la fase absorbida y la fase gaseosa tiende a disminuir de forma gradual. Por el contrario, la fase libre a partir de los 75 días, momento en que se incrementa de forma espectacular, para nuevamente disminuir a los 140 días. Al final del tratamiento continua la disminución de las cuatro fases. En el siguiente gráfico se puede contemplar las observaciones anteriores:

Fig. VII.35: Distribución de los hidrocarburos en el subsuelo con el tiempo de tratamiento (kg)



En resumen, a medida que evoluciona el sistema al principio del tratamiento, se observa que aumenta la fase gaseosa y la fase libre, en detrimento de la fase absorbida en el suelo. A medida que el tratamiento evoluciona, el hidrocarburo va a disminuir en todas las fases presentes, hasta desaparecer prácticamente en la fase gaseosa y en la fase disuelta, y quedando una leve concentración residual tanto en fase absorbida como de fase libre.

El primer incremento de la fase libre y de la fase disuelta con respecto a la fase absorbida se produce por los **procesos de desorción** que tienen lugar en el medio, como consecuencia de la variación de las condiciones de equilibrio natural existentes, que hace que se liberen los hidrocarburos que se encuentran saturados en el suelo.

Las concentraciones de TPH en suelo iniciales fueron muy elevadas (15.022 mg/kg) en algunos puntos (la muestra de suelo coincide con la profundidad del nivel freático) por lo que el suelo se encontraba saturado de hidrocarburo, inmovilizado por las fuerzas capilares, y que pasa a formar parte de los hidrocarburos en fase libre por los procesos de desorción.

Con la extracción de vapores se realiza un fuerte vacío en el suelo que va a favorecer los procesos de volatilización de los hidrocarburos, tanto de los que se encuentran absorbidos como de los que se encuentran en fase libre. Así mismo, la inyección de aire, produce dos efectos, incrementa la volatilización y estimula los fenómenos de biodegradación de los hidrocarburos, procesos que se corresponden con reacciones exotérmicas, lo que produce

un incremento de la temperatura del medio, rompiendo el equilibrio existente, y favoreciendo la desorción de los hidrocarburos.

El segundo incremento, al final del tratamiento, se debe a la atracción del producto por un incorrecto bombeo del producto libre, tal y como se explicará en el Apdo. VII. 2.4.2.3..

#### **VII.2.4.2. Volumetría de los hidrocarburos eliminados**

La eliminación de los hidrocarburos se va a producir mediante la acción conjunta de cuatro procesos:

1. Volatilización y extracción de la fase gaseosa generada.
2. Extracción por bombeo de la fase disuelta en las aguas.
3. Extracción de la fase sobrenadante mediante bombeo.
4. Biodegradación de los hidrocarburos por el metabolismo bacteriano.

Para conocer la evolución de cada uno de estos procesos, se diseñó una campaña de control y muestreo, de forma que se ha calculado la cantidad de hidrocarburo que se eliminó por cada uno de estos métodos.

Los procesos de volatilización se controlaron mediante el muestreo de gases en la salida de los depresores de los conjuntos de los ramales tanto I como D y mediante el registro del caudal de extracción.

Los procesos de extracción de la fase disuelta se controlaron mediante el muestreo de las aguas antes de la entrada al separador de hidrocarburos procedentes de las bombas neumáticas, y del caudal de bombeo generado por pozo.

La extracción de producto libre se registró anotando el volumen de hidrocarburo extraído mediante las bombas skimmer en los bidones de recogida acondicionados al respecto.

Los fenómenos de biodegradación producidos se investigaron tomando muestras de CO<sub>2</sub> a la salida de dos pozos de extracción I-4 y D-4, elegidos por estar más alejados de la zona de mayor presencia de producto libre. También fueron tomadas muestras de metano a la salida de los depresores.

VII.2.4.2.1. Cálculo de la masa de hidrocarburo eliminada por volatilización.

El cálculo de la masa de los hidrocarburos volatilizados, es decir los extraídos en fase vapor mediante el sistema de extracción del aire mediante vacío en el suelo, se lleva a cabo considerando el caudal de extracción de los pozos de extracción y la concentración de TPH existente de los gases extraídos.

$$\text{Masa}_{\text{HC volatilizados}} = [Q_{\text{extracción}} (\text{m}^3/\text{h}) \times \text{TPH}_{\text{gas}} (\text{mg}/\text{m}^3) \times 24 \text{ h} \times \text{n}^{\circ} \text{ días}] / 1.10^6 = \text{Kg}$$

La concentración de TPH en gases extraídos se encuentra en las tablas VI. 59 y VI.60, del Apdo. VI.2.1.11., y los datos de caudal de extracción de aire en el Apdo. VI.2.1.5.. y en las tablas de caudal de aire extraído situadas en el Anejo IV. Los resultados se indican a continuación:

Tabla VII.74: Masa de hidrocarburos volatilizados (kg)

DIA DE TRATAMIENTO	Caudal extracción (m <sup>3</sup> /h)		TPH (mg/m <sup>3</sup> )		MASA HC VOLATILIZADOS (Kg)			
	I	D	I	D	I	D	SUMA I+D	TOTAL EXTRAIDO
9	218,8	165,0	183,0	53,4	8,6	1,9	10,6	11
17	239,1	155,7	1854,8	988,0	85,1	29,5	114,7	125
24	231,1	179,4	2106,3	1885,3	81,8	56,8	138,6	264
31	205,7	171,7	690,3	2014,0	23,9	58,1	82,0	346
37	224,3	192,0	907,8	6995,5	29,3	193,4	222,7	569
44	223,4	155,7	1871,4	4631,8	70,2	121,2	191,4	760
49	216,0	197,3	2066,3	5039,3	53,6	119,3	172,9	933
56	236,6	203,0	3001,2	7220,4	119,3	246,2	365,5	1298
63	198,2	209,2	3081,0	6250,0	102,6	219,7	322,2	1621
70	227,3	180,5	3463,0	7214,0	132,2	218,8	351,0	1972
77	230,0	171,7	1174,5	1843,5	45,4	53,2	98,6	2070
84	225,7	205,0	776,8	1407,8	29,5	48,5	77,9	2148
91	236,3	187,5	975,6	1625,6	38,7	51,2	89,9	2238
98	216,0	227,5	984,0	1969,2	35,7	75,3	111,0	2349
105	218,0	231,6	992,3	2312,8	36,3	90,0	126,3	2475
112	251,5	200,0	781,0	2672,0	33,0	89,8	122,8	2598
119	267,8	245,0	1153,5	2655,5	51,9	109,3	161,2	2759
126	207,0	227,0	1339,8	2639,0	46,6	100,6	147,2	2907
133	213,8	230,0	1526,0	2647,3	54,8	102,3	157,1	3064
140	273,3	247,5	695,9	1488,1	32,0	61,9	93,8	3157
147	305,0	250,0	373,9	908,6	19,2	38,2	57,3	3215
153	271,7	255,0	828,0	630,0	32,4	23,1	55,5	3270
161	248,8	275,0	1637,0	784,0	78,2	41,4	119,6	3390
168	277,5	245,0	2041,5	861,0	95,2	35,4	130,6	3521



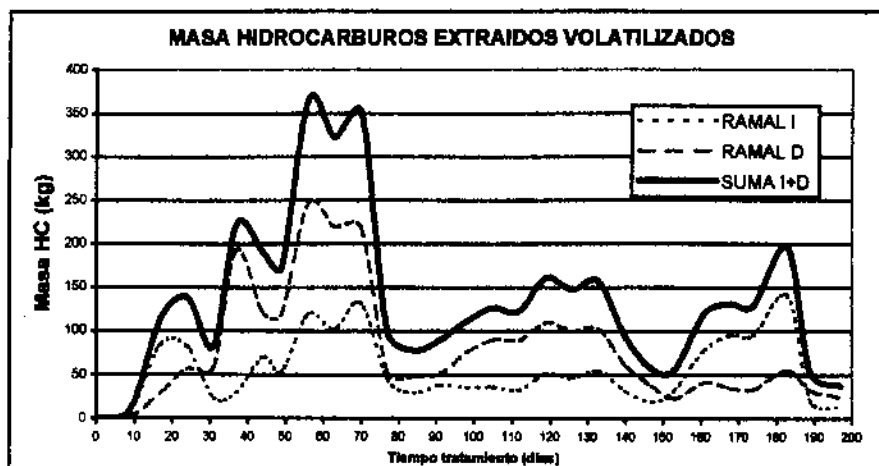
DIA DE TRATAMIENTO	Caudal extracción (m <sup>3</sup> /h)		TPH (mg/m <sup>3</sup> )		MASA HC VOLATILIZADOS (Kg)			
	I	D	I	D	I	D	SUMA I+D	TOTAL EXTRAIDO
174	295,0	260,0	2243,8	899,5	95,3	33,7	129,0	3649
183	277,5	280,0	2344,9	918,8	140,6	55,6	196,1	3846
189	265,0	262,5	546,0	860,0	20,8	32,5	53,3	3899
197	277,5	287,5	246,0	440,0	13,1	24,3	37,4	3936
<b>TOTAL</b>	<b>6320,0</b>	<b>5776,6</b>	<b>37847,8</b>	<b>68813,0</b>	<b>1511,5</b>	<b>2299,6</b>	<b>3936</b>	<b>3.936 kg</b>

El total de hidrocarburos volatilizados ascendió 3.936 kg, de los cuales 2.299,6 Kg corresponden al ramal D y 1.511,5 kg al ramal I. El ramal D por tanto tuvo una productividad mayor que el ramal I, superándole en 1.488,1 kg de hidrocarburos volatilizados. La media diaria de hidrocarburos volatilizados fue de 20,0 kg/día, de los cuales 7,7 kg/día pertenecen al ramal I y 11,7 al ramal D.

La concentración de TPH registrada fue mayor en el ramal D, concretamente el doble, sin embargo el caudal de extracción de vapores fue mayor en el ramal I, aunque con una diferencia entre ambos ramales muy pequeña.

En los siguientes gráficos se observa la evolución de la productividad de los hidrocarburos extraídos por volatilización:

Fig. VII.36: Hidrocarburos extraídos por volatilización total y en ambos ramales (kg)



La productividad se fue incrementando con el tiempo de tratamiento hasta alcanzar un máximo a los 60 días de tratamiento, momento en que comienza a descender la extracción de hidrocarburos volatilizados hasta hacerse prácticamente nula al final del tratamiento.

Existe un repunte de la productividad a los 120 días y a los 170 días del tratamiento, que coinciden con un incremento del bombeo, bombeo que se considera excesivo ya que produjo la entrada de producto libre de puntos fuera del radio de influencia, lo que hizo que se incrementaran tanto la extracción de producto en fase libre como las concentraciones de TPH en gas, por volatilización del producto libre.

A pesar de este repunte, la tendencia general es de una gran eliminación de los hidrocarburos en fase gaseosa al principio del tratamiento, hasta alcanzar un punto máximo, momento en que comienza a disminuir la producción hasta hacerse nula.

Esto significa que al principio no existe una gran concentración de hidrocarburos en fase gaseosa disponible en el suelo, pero con el tiempo se va incrementando, por volatilización de la fase absorbida y la fase libre, y por tanto la extracción por volatilización, hasta alcanzar un máximo de disponibilidad, momento en el cual la presencia de fase gas en el suelo comienza a disminuir hasta desaparecer, punto en el cual la productividad de la extracción de la fase volátil es casi nula.

#### VII.2.4.2.2. Cálculo de la masa de hidrocarburo eliminada por bombeo de la fase disuelta.

El cálculo de la masa de hidrocarburos disueltos en agua eliminada por bombeo, correspondientes a los hidrocarburos en fase disuelta existentes en el agua subterránea, se lleva a cabo teniendo en cuenta al volumen de agua bombeada y la concentración de TPH a la entrada del separador de hidrocarburos donde es tratada por separación gravitacional el agua bombeada en los pozos de extracción. Es decir:

$$\text{Masa}_{\text{HC disueltos}} = [Q_{\text{bombeo total}} (\text{m}^3/\text{día}) \times n^{\circ} \text{ días} \times \text{TPH}_{\text{entrada separador}} (\mu\text{g/l})] / 1.10^6 = \text{kg}$$

Los datos de concentración de TPH en aguas se mostraron en la tabla VI.57 del Apdo. VI.2.1.10. y los valores de caudal de agua bombeada y los periodos de bombeo en las tablas VI.53 del Apdo. VI.2.1.8.

En el separador de hidrocarburos, de tres metros cúbicos de capacidad, el agua bombeada permanecerá en un determinado tiempo de residencia, de aproximadamente 2 horas, lo que va a permitir que se produzca la separación de la fase disuelta y emulsionada, que al ser menos densa que el agua flotará o se depositará en la parte superior del decantador, donde podrá ser recogida, en caso de ser producto en fase libre, o bien eliminada por volatilización y biodegradación en el caso de la fase disuelta, antes de su vertido a la red de alcantarillado. La fase libre decantada en el separador tiene muy poca identidad, aproximadamente 5 kg en total, por lo que no se tiene en cuenta en el balance de masas.

Los resultados se indican a continuación:

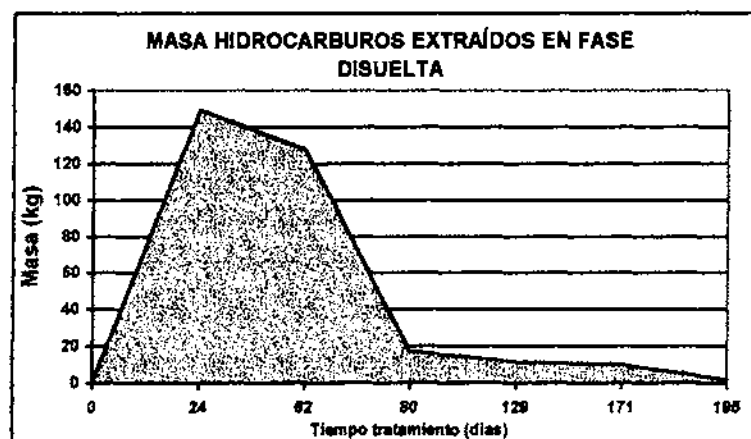
Tabla VII.75: Hidrocarburos eliminados en fase disuelta (kg)

Tiempo de tratamiento	Tiempo de bombeo	TPH en aguas a la entrada del separador de hidrocarburos	Caudal de bombeo	Volumen agua bombeada	MASA DISUELTA ELIMINADA	MASA ACUMULADA
días	días	µg/l	m <sup>3</sup> /día	m <sup>3</sup>	Kg	kg
0	0	0	0	0	0	0
24	24	186.122	33,42	802,08	149,3	149,3
62	38	100.458	33,42	1269,96	127,6	276,9
80	3	187.390	30,74	92,22	17,3	294,1
129	50	7.460	30,74	1537	11,5	305,6
171	10	63.270	15,58	155,8	9,9	315,5
195	24	680	15,58	373,92	0,3	315,7
				<b>TOTAL</b>	<b>315,7</b>	<b>315,7</b>

El total de hidrocarburos eliminados disueltos ascendió a 315,7 kg. Se ha considerado para el cálculo el caudal de extracción total para cada periodo de bombeo registrado por todos los pozos de bombeo del campo de pruebas. También se ha tenido en cuenta los tres periodos de bombeo existentes, y por tanto los días en los que fue posible la extracción de la fase disuelta.

En el gráfico siguiente se observa la evolución de la productividad de la extracción de los hidrocarburos disueltos en el agua subterránea:

Fig. VII.37: Extracción de hidrocarburos en fase disuelta mediante bombeo



La extracción de los hidrocarburos disueltos sigue una evolución descendente desde el comienzo del sistema de tratamiento, por lo que la presencia de fase disuelta en el medio va disminuyendo en el tratamiento.

La productividad tiene un máximo de 149,3 kg a los 25 días del comienzo del bombeo, coincidiendo con el comienzo del bombeo y el abatimiento del nivel freático, procesos que van a producir la disolución de las fases más solubles del queroseno procedentes del producto en fase libre y de la fase absorbida en suelos.

Posteriormente la productividad continúa en descenso, estabilizándose entre 17 y 10 kg desde los 80 días hasta los últimos días de tratamiento.

Sin embargo, aunque en la masa de fase disuelta no se aprecia, existe un ligero aumento de la concentración de TPH a los 170 días, que coincide con el incremento de la aparición de producto libre a los 150 días por exceso de bombeo. Es decir, la llegada de producto en fase libre al medio llevó asociada la llegada de un flujo de aguas subterránea con altas concentraciones de hidrocarburos en fase disuelta, que se mezcló con el agua del campo de pruebas prácticamente ya libre de fase disuelta.

Al final del tratamiento volvió a descender la productividad hasta hacerse prácticamente nula al final, extrayendo 0,3 kg solamente.

#### VII.2.4.2.3. Cálculo de la masa de hidrocarburo eliminada por bombeo de la fase libre.

El cálculo de la masa de hidrocarburos extraídos correspondientes a la fase libre se realiza teniendo en cuenta el volumen de producto libre extraído del subsuelo mediante el bombeo con bombas skimmer o alto vacío. El volumen de producto libre extraído se especificó en la tabla VI. 55, del Apdo. VI.2.1.9.

El producto extraído era directamente depositado en bidones o depósitos seleccionados para tal efecto, de dimensiones conocidas, de forma que se pudiera contabilizar el volumen semanal recogido. El hidrocarburo extraído era posteriormente gestionado según normativa como un residuo tóxico y peligroso a una planta de tratamiento.

Para calcular la masa de hidrocarburo extraído se ha considerado una densidad del queroseno<sup>2</sup> de 0,85 g/cm<sup>3</sup>

$$\text{Masa}_{\text{producto libre}} = \text{Volumen}_{\text{prod. libre}} (\text{litros}) \times 0,85 (\text{gr/cm}^3) = \text{kg}$$

Los resultados se encuentran en la tabla siguiente:

**Tabla VII.76: Volumen y masa de hidrocarburos extraídos en fase libre (kg)**

<b>DIAS TRATAMIENTO</b>	<b>VOL. SEMANAL (litros)</b>	<b>VOLUMEN TOTAL (litros)</b>	<b>MASA SEMANAL (Kilos)</b>	<b>MASA TOTAL (Kilos)</b>
0	5	5	4,3	4,3
7	25	30	21,3	25,5
15	30	60	25,5	51,0
22	40	100	34,0	85,0
29	70	170	59,5	144,5
36	40	210	34,0	178,5
43	275	485	233,8	412,3
50	355	840	301,8	714,0
57	830	1670	705,5	1419,5
64	650	2320	552,5	1972,0
71	827	3147	703,0	2675,0
78	370	3517	314,5	2989,5
85	550	4067	467,5	3457,0
92	577	4644	490,5	3947,4
99	433	5077	368,1	4315,5
106	292	5369	248,2	4563,7
113	276	5645	234,6	4798,3

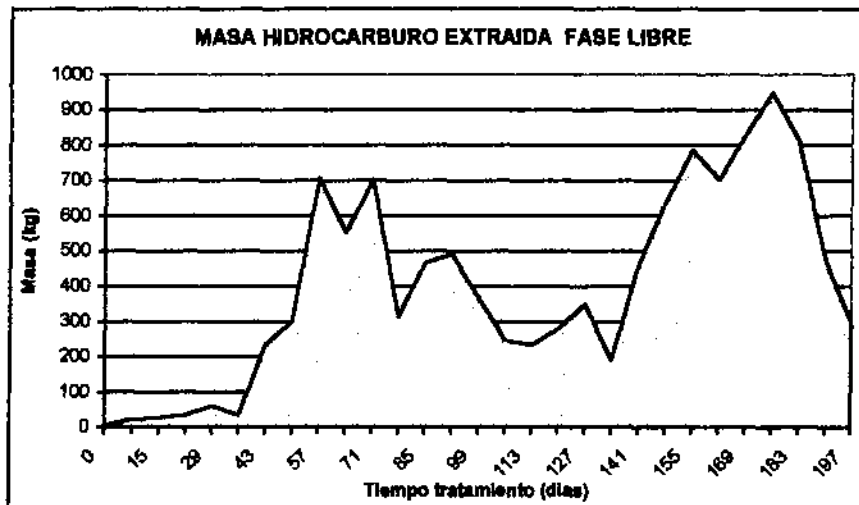
<sup>2</sup> Densidad queroseno: se ha considerado la densidad del queroseno referenciada a 15°C de temperatura, ya que el agua subterránea del acuífero es de 12,5°C.

DIAS TRATAMIENTO	VOL. SEMANAL (litros)	VOLUMEN TOTAL (litros)	MASA SEMANAL (Kilos)	MASA TOTAL (Kilos)
120	330	5975	280,5	5078,8
127	412	6387	350,2	5429,0
134	225	6612	191,3	5620,2
141	545	7157	463,3	6083,5
148	753	7910	640,1	6723,5
155	925	8835	786,3	7509,8
162	828	9663	703,8	8213,6
169	980	10643	833,0	9046,6
176	1118	11761	950,3	9996,9
183	950	12711	807,5	10804,4
190	560	13271	476,0	11280,4
197	350	13621	297,5	11577,9
TOTAL (litros)		13.621	TOTAL (kilos)	11.577,9

Se extrajeron un total de 13.621 litros de queroseno en fase libre, o lo que es lo mismo, 11.577,8 kg de hidrocarburo extraídos.

En el gráfico siguiente se observa la evolución de la productividad de la extracción de los hidrocarburos en fase libre:

Fig. VII.38: Extracción de producto libre con el tiempo tratamiento



En el gráfico (Fig. VII.38) se observa que al principio de la extracción del producto la productividad era muy pequeña el primer mes de bombeo, con una producción semanal de unos 40 litros semanales. Con este ratio de extracción (6 litros/día) se consideró que muy difícilmente se podría extraer el volumen de producto existente en el tiempo de tratamiento estimado. Por este motivo, se llevaron a cabo una serie de mejoras al sistema, que

produjeron un incremento espectacular de la producción a partir de los 45 días del tratamiento.

Este incremento se debió a dos causas, la primera, al ajuste de las bombas skimmer situándolas a la altura y al caudal de extracción correctos, y la segunda causa, y más importante, al abatimiento del nivel freático de aproximadamente 1 m, hasta el nivel de gravas (cota 590-590,7 m.s.n.m.) realizado a partir del 14 de agosto (día 28), tal y como se ha explicado en el Apdo. VI.2.1.4.1. El abatimiento se realizó en todos los pozos de forma lenta y continua, en unas 32 horas, mediante el bombeo del agua subterránea con bombas neumáticas colocadas en el fondo de pozo. Una vez situado el nivel piezométrico en la cota superior de las gravas, al ser éste un material más transmisible que las arcillas arenosas, la extracción fue viable. A partir de ese momento la productividad se incrementó de forma impresionante, con un volumen de producto libre de hasta 830 litros semanales (ver Fig. VII.39).

A partir de los 70 días de tratamiento aproximadamente, la producción comenzó a descender, obteniendo un volumen de producto semanal cada vez menor hasta llegar a alcanzar solamente 270 litros semanales a los 110 días.

Sin embargo, a pesar de la tendencia evolutiva descendente existen momentos en los que la producción se eleva, este crecimiento se debió a la introducción de una tercera mejora en el sistema de extracción, que fue la utilización de un sistema de alto vacío (este sistema está definido en el capítulo de investigación bibliográfica, Apdo. IV.6.2.6.). Este sistema consiste en la aplicación de vacío en el pozo mediante una tubería o caña de PVC, denominada "slurper", situada unos cm por encima del nivel de producto. Al ejercer una presión de vacío fuerte (de -200 mbar medido en cabeza de pozo) se va a extraer de forma continua la fase libre y la fase gaseosa.

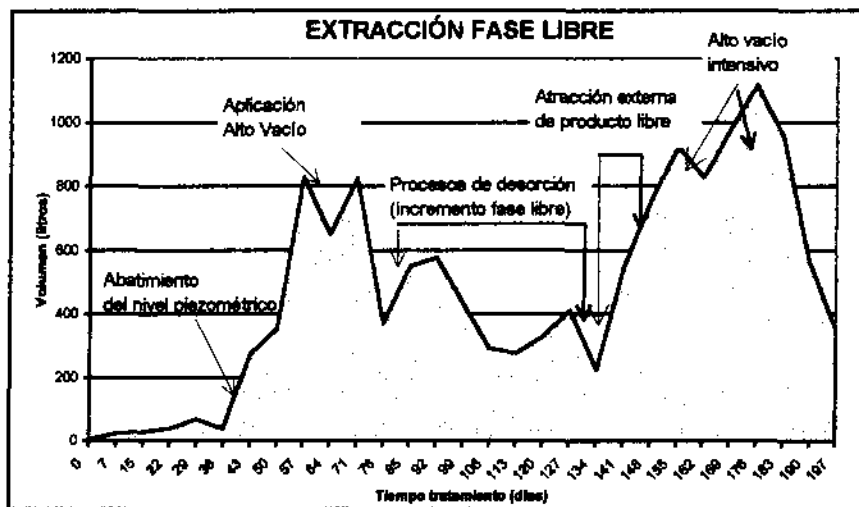
La aplicación del sistema de alto vacío aumentó de forma muy notable la productividad del sistema de extracción de producto libre, tal y como se observa en la Fig. VII.39.

A partir de los 80 días de tratamiento se producen dos aumentos de la producción, a los 90 días y a los 130 días aproximadamente. Este aumento de la producción de producto libre se debió a la consecución de procesos de desorción del hidrocarburo absorbido en suelos, que produjo un incremento de la fase libre (y también gaseosa) en el medio.

A los 150 días del tratamiento la producción comenzó a incrementarse de nuevo hasta alcanzar un máximo de 1.118 litros el día 176, casi al final del tratamiento. Este nuevo incremento, se produjo como consecuencia de un excesivo bombeo en los pozos de extracción, que dio lugar a la atracción de producto libre de puntos que se encontraban fuera de los límites de acción del campo de pruebas, es decir, se produjo un aporte exterior de producto al interior del campo de pruebas.

Como consecuencia de ello, aumentó la presencia de producto en los pozos y los espesores aparentes sobre todo de los pozos I-1, I-2, y D-1 y D-2, y en el P-6C, y el espesor real en el P-6C observado en el baildown realizado pertinentemente. Este aporte imprevisto de producto libre obligó a realizar una aplicación de alto vacío intensiva en prácticamente todos los pozos para poder extraer el producto. Esta aportación exterior de producto al medio, cuando el tratamiento de eliminación del hidrocarburo global del campo de pruebas estaba muy avanzado, produjo secuelas en los demás procesos de eliminación, ya que aumentó la concentración de fase disuelta en aguas y la fase gaseosa por volatilización del producto, disminuyeron los procesos de biodegradación, y consecuentemente, también se debió de producir una ligera absorción en suelos, tal y como se explica más adelante (Apdo. VII.2.4.2.4.).

Fig. VII.39: Acontecimientos relacionados con la evolución de la productividad





#### VII.2.4.2.4. Cálculo de la masa de hidrocarburo eliminada por biodegradación

El cálculo de los hidrocarburos eliminados por efecto de la biodegradación se realiza teniendo en cuenta la variación del dióxido de carbono y del oxígeno en el subsuelo. Se ha considerado la variación de la concentración del dióxido de carbono (medida en los pozos I-4 y D-4, Apdo. VI.2.1.3.2.) y los caudales de aire extraído e inyectado a lo largo del tiempo de tratamiento (Apdo. VI.2.1.5. y VI.2.1.6, y las tablas situadas en el Anejo IV).

La concentración en el subsuelo superó la concentración del aire atmosférico (inyectada), 250-300 ppm, a partir de los 125 días de tratamiento, punto a partir del cual se considera que comienzan a producirse los procesos de biodegradación.

Conociendo la concentración de CO<sub>2</sub> y el caudal de aire extraído, se calcula la masa de CO<sub>2</sub> producida en un tiempo determinado. La medida de CO<sub>2</sub> se realizó mediante tubos colorimétricos por lo que es necesario aplicar el factor de corrección: 1 ppm equivale a 1,8 mg de CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>. Así mismo, según la bibliografía consultada también es necesario aplicar otro factor de corrección del 33% a la medida de CO<sub>2</sub> tomada, ya que, por diversos factores, el CO<sub>2</sub> suele reaccionar con los materiales del suelo disminuyendo el valor real.

$$\text{Masa}_{\text{CO}_2\text{ producido}} = [\text{Concentración}_{\text{CO}_2\text{ producido}} (\text{mg}/\text{m}^3) \times Q_{\text{extracción}} (\text{m}^3/\text{h}) \times n^{\circ} \text{ días} \times 24 (\text{h}) \times 1,33] / 1.10^6 = \text{kg}$$

$$\text{Concentración}_{\text{CO}_2\text{ producido}} = \text{CO}_2 \text{ medido (ppm)} \times 1,8 \text{ mg}/\text{m}^3 = \text{mg}/\text{m}^3$$

La masa de CO<sub>2</sub> producida en los pozos I-4 y D-4 se recogen en las tablas siguientes:

Tabla VII.77: Masa de CO<sub>2</sub> producido en los pozos I-4 y D-4 (kg)

##### Pozo I-4:

FECHA	Tiempo de tratamiento	CO <sub>2</sub> medido	CO <sub>2</sub> medido	CO <sub>2</sub> corregido	Volumen aire extraído	Masa CO <sub>2</sub> producido	
	días	ppm	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	mg	kg
10-sep-98	57	150	270,0	359,1	44186,4	15867336,2	15,87
17-oct-98	94	210	378,0	502,7	33477,6	16830528,6	16,83
16-nov-98	124	500	900,0	1197,0	25992,0	31112424,0	31,11
15-dic-98	153	600	1080,0	1436,4	30136,8	43288499,5	43,29
11-ene-99	180	1320	2376,0	3160,1	26308,8	83137912,7	83,14
18-ene-99	187	1800	3240,0	4309,2	5880,0	25338096,0	25,34
21-ene-99	190	2200	3960,0	5266,8	3240,0	17064432,0	17,06
27-ene-99	196	2000	3600,0	4788,0	7200,0	34473600,0	34,47
<b>TOTAL</b>							<b>234,4</b>

Pozo D-4:

FECHA	Tiempo de tratamiento	CO <sub>2</sub> medido	CO <sub>2</sub> medido	CO <sub>2</sub> corregido	Volumen aire extraído	Masa CO <sub>2</sub> producido	
	días	ppm	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	mg	kg
10-sep-98	57	100	180,0	239,4	63885,6	15294212,6	15,29
17-oct-98	94	120	216,0	287,3	27883,2	8010285,7	8,01
16-nov-98	124	200	360,0	478,8	25632,0	12272601,6	12,27
15-dic-98	153	480	864,0	1149,1	37653,6	43268504,8	43,27
11-ene-99	180	900	1620,0	2154,6	43480,8	93683731,7	93,68
18-ene-99	187	1500	2700,0	3591,0	13440,0	48263040,0	48,26
21-ene-99	190	1700	3060,0	4069,8	4176,0	16995484,8	17,00
27-ene-99	196	1100	1980,0	2633,4	8640,0	22752576,0	22,75
<b>TOTAL</b>							<b>237,2</b>

La producción de dióxido de carbono es similar en ambos pozos, con una producción de CO<sub>2</sub> en el I-4 de 234,4 kg y 237,2 kg del pozo D-4. Consideraremos que el dióxido de carbono producido en cada pozo de extracción del campo de pruebas es el mismo, por lo que la masa de CO<sub>2</sub> producido en cada ramal se obtiene tomando la concentración de CO<sub>2</sub> registrado en los dos pozos anteriores, y el caudal de extracción generado por los 5 pozos de extracción de cada ramal:

Tabla VII.78: Masa de CO<sub>2</sub> producido en el ramal I y en el ramal D (kg)Ramal I

FECHA	Tiempo de tratamiento	CO <sub>2</sub> medido	CO <sub>2</sub> medido	CO <sub>2</sub> corregido	Volumen aire extraído	Masa CO <sub>2</sub> producido	
	días	ppm	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	mg	kg
10-sep-98	57	150	270,0	359,1	328183,2	117850587,1	117,85
17-oct-98	94	210	378,0	502,7	198112,8	99599229,1	99,60
16-nov-98	124	500	900,0	1197,0	167688,0	200722536,0	200,72
15-dic-98	153	600	1080,0	1436,4	167944,8	241235910,7	241,24
11-ene-99	180	1320	2376,0	3160,1	170488,8	538758247,1	538,76
18-ene-99	187	1800	3240,0	4309,2	42840,0	184606128,0	184,61
21-ene-99	190	2200	3960,0	5266,8	19800,0	104282640,0	104,28
27-ene-99	196	2000	3600,0	4788,0	39960,0	191328480,0	191,33
<b>TOTAL</b>							<b>1.460,9</b>

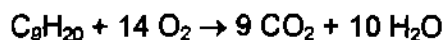
Ramal D:

FECHA	Tiempo de tratamiento	CO <sub>2</sub> medido	CO <sub>2</sub> medido	CO <sub>2</sub> corregido	Volumen aire extraído	Masa CO <sub>2</sub> extraído	
	días	ppm	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	mg	kg
10-sep-98	57	100	180,0	239,4	246650,4	59048105,8	59,05
17-oct-98	94	120	216,0	287,3	170052,0	48852538,6	48,85
16-nov-98	124	200	360,0	478,8	168696,0	80771644,8	80,77
15-dic-98	153	480	864,0	1149,1	160706,4	184670938,4	184,67

FECHA	Tiempo de tratamiento días	CO <sub>2</sub> medido	CO <sub>2</sub> medido	CO <sub>2</sub> corregido	Volumen aire extraído m <sup>3</sup>	Masa CO <sub>2</sub> extraído	
		ppm	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>		mg	kg
11-ene-99	180	900	1620,0	2154,6	174506,4	375991489,4	375,99
18-ene-99	187	1500	2700,0	3591,0	46200,0	165904200,0	165,90
21-ene-99	190	1700	3060,0	4069,8	18900,0	76919220,0	76,92
27-ene-99	196	1100	1980,0	2633,4	41400,0	109022760,0	109,02
<b>TOTAL</b>							<b>993,3</b>

La cantidad de dióxido de carbono producido, considerando a partir del 16 de noviembre, en el ramal I es de 1.460,9 Kg, y en el ramal D, de 993,3 kg, es decir, la suma de ambos hace un total de 2.454,2 kg.

La reacción estequiométrica que expresa la degradación del hidrocarburo por biodegradación aerobia, considerando como compuesto representativo del queroseno el nonano, es la siguiente:



Por tanto, conocida la masa de CO<sub>2</sub> producida se conoce la masa de hidrocarburos biodegradados:

$$P_m C_9H_{20} = 128 \text{ gr}; \quad P_m O_2 = 32 \text{ gr}; \quad P_m CO_2 = 44 \text{ gr}; \quad P_m H_2O = 18 \text{ gr}$$

$$\frac{1 \text{ mol } C_9H_{20}}{9 \text{ mol } CO_2} \times \frac{1 \text{ mol } CO_2}{44 \text{ gr } CO_2} \times \frac{128 \text{ gr } C_9H_{20}}{1 \text{ mol } C_9H_{20}}$$

Por tanto:

$$\frac{128 \text{ gr } C_9H_{20}}{396 \text{ gr } CO_2} = \frac{1 \text{ gr } C_9H_{20}}{3 \text{ gr } CO_2}$$

Es decir, tenemos la siguiente correspondencia: "1 gr de C<sub>9</sub>H<sub>20</sub> producirán 3 gr de CO<sub>2</sub>"

De este modo conocemos la cantidad de hidrocarburos que han sido eliminados por biodegradación:

$$\text{Masa HC biodegradados} = \text{Masa } CO_2 \text{ producida} \times 0,128 \text{ kg } C_9H_{20} \times \frac{1 \text{ mol } C_9H_{20}}{0,044 \text{ kg} \times 9 \text{ mol } CO_2}$$

En las tablas siguientes se recoge la masa de hidrocarburos biodegradados por cada ramal:

**Tabla VII.79: Masa de hidrocarburos biodegradados (kg)**

Ramal I

FECHA	Nº día de tratamiento	CO <sub>2</sub> medido I-4	Masa CO <sub>2</sub> producido I-4	Masa CO <sub>2</sub> extraído ramal I	Masa Hidrocarburos biodegradados
	días	ppm	kg	kg	Kg
10-sep-98	57	150	15,87	117,9	38,1
17-oct-98	94	210	16,83	99,6	32,2
16-nov-98	122	500	31,11	200,7	64,9
15-dic-98	151	600	43,29	241,2	78,0
11-ene-99	178	1320	83,14	538,8	174,1
18-ene-99	185	1800	25,34	184,6	59,7
21-ene-99	188	2200	17,06	104,3	33,7
27-ene-99	194	2000	34,47	191,3	61,8
<b>TOTAL</b>					<b>472,2 kg</b>

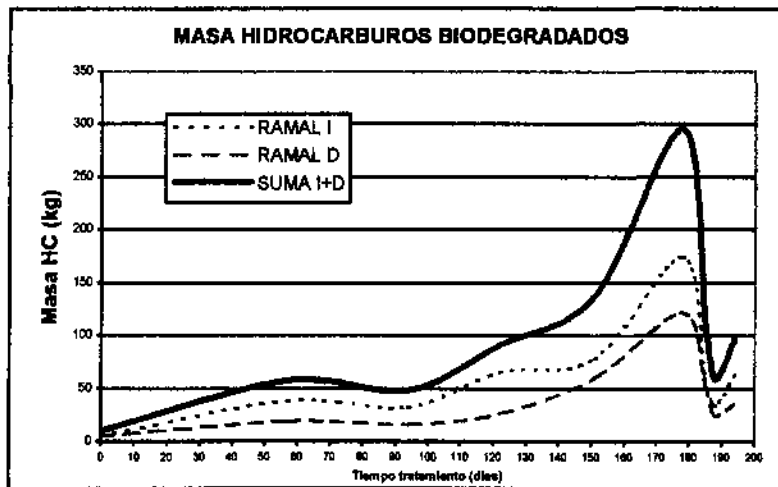
Ramal D:

FECHA	Nº día de tratamiento	CO <sub>2</sub> medido D-4	Masa CO <sub>2</sub> producido D-4	Masa CO <sub>2</sub> extraído ramal D	Masa Hidrocarburos biodegradados
	días	ppm	kg	kg	Kg
10-sep-98	57	100	15,29	59,0	19,1
17-oct-98	94	120	8,01	48,9	15,8
16-nov-98	122	200	12,27	80,8	26,1
15-dic-98	151	480	43,27	184,7	59,7
11-ene-99	178	900	93,68	376,0	121,5
18-ene-99	185	1500	48,26	165,9	53,6
21-ene-99	188	1700	17,00	76,9	24,9
27-ene-99	194	1100	22,75	109,0	35,2
<b>TOTAL</b>					<b>321,0 kg</b>

Por tanto, en el ramal I fueron biodegradados 472,2 Kg de hidrocarburos, y en el ramal D, 321,0 kg, que en conjunto hace un total de 793,2 kg de hidrocarburos en el campo de pruebas nº 1.

En el gráfico se observa la evolución de la eliminación por biodegradación:

Fig. VII.40: Evolución de la biodegradación con el tiempo de tratamiento



La biodegradación se considera que comienza a producirse a partir de los 100 días en el ramal I y de los 120 en el ramal D. A partir de esos momentos, la masa de hidrocarburos biodegradados comienza a incrementarse de forma continua hasta los 140 días, momento en que se produce una ralentización de la biodegradación de los hidrocarburos, sobre todo en el ramal I.

Pasados unos días, la productividad vuelve a aumentar, llegando el punto de máxima biodegradación a los 170 días del tratamiento, momento a partir del cual la cantidad de hidrocarburos biodegradados comienza a descender en ambos ramales de forma paralela. Al final del tratamiento, nuevamente se produce un ligero incremento.

La ralentización de la biodegradación a partir de los 170 días se corresponde con la atracción de producto libre en el campo de pruebas, tal y como se indicó en el Apdo. VII.2.4.2.3; la presencia de producto libre es un factor inhibitor de los procesos de biodegradación, por tanto, se produce una "parada" momentánea en el crecimiento de las poblaciones bacterianas. El efecto de la "inhibición" no es instantánea con respecto al momento del aporte de producto exterior debido a que los valores de  $\text{CO}_2$ , marcadores de los procesos de biodegradación, se tomaron en los pozos I-4 y D-4, pozos que se vieron afectados en menor grado debido a su ubicación por dicho aporte.

### VII.2.4.3. Balance de hidrocarburos iniciales y eliminados.

#### VII.2.4.3.1. Evolución de la eliminación de hidrocarburos con el tiempo de tratamiento

La eliminación de la contaminación evoluciona de la siguiente forma a lo largo del tiempo (se ha considerado como intervalo de tiempo:  $t = 45$ ,  $t = 75$ ,  $t = 140$  y  $t = 200$ ):

Tabla VII.80: Hidrocarburos eliminados en el tiempo

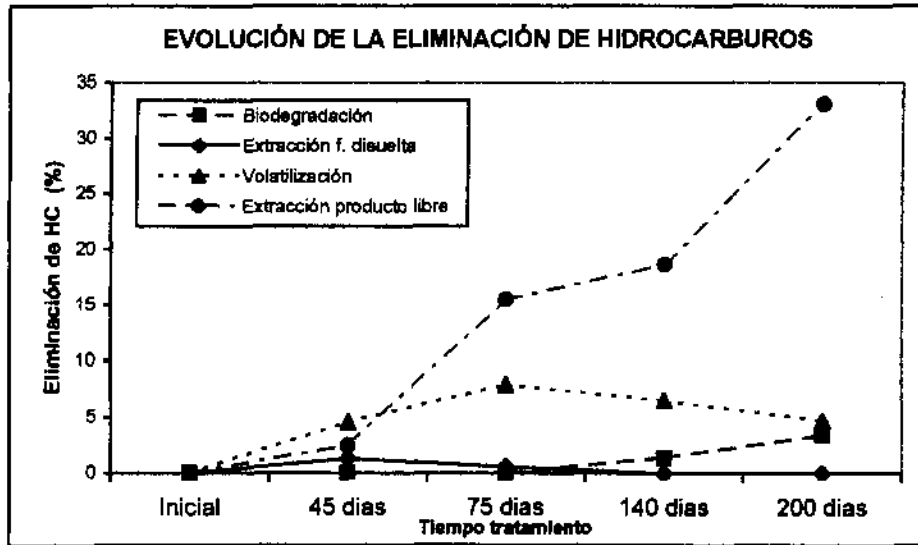
Parámetro	HIDROCARBUROS ELIMINADOS									
	45 días		75 días		140 días		200 días		TOTAL	
	Kg	%	Kg	%	Kg	%	Kg	%	Kg	%
Masa HC biodegradados	0,0	0,0	0,0	0,0	228,7	1,4	564,5	3,4	793,2	4,8
Masa HC extraídos disueltos	212,8	1,3	99,5	0,6	2,4	0,015	0,6	0,004	315,3	1,9
Masa HC volatilizados	760,0	4,6	1310,0	7,9	1087,0	6,5	779,0	4,7	3936,0	23,7
Masa HC extraídos fase libre	412,3	2,5	2577,2	15,5	3094,0	18,6	5494,4	33,1	11577,9	69,7
<b>TOTAL</b>	<b>1.385,1</b>	<b>8,3</b>	<b>3.986,7</b>	<b>24,0</b>	<b>4.412,1</b>	<b>26,5</b>	<b>6.838,5</b>	<b>41,1</b>	<b>16.622,4</b>	<b>100,0</b>

El proceso de evolución que mayor presencia tuvo fue la extracción de producto libre, con un 69,7% del total de la masa de hidrocarburos eliminados, y la volatilización, con un 23,7%. Los procesos de biodegradación se correspondieron con un 4,8% y la extracción de fase disuelta, con una representación mínima, solamente un 1,9%.

La extracción de producto libre fue incrementándose a lo largo del tiempo, alcanzando la mayor representación desde la mitad del tratamiento. Así, la extracción de producto hasta los 45 días fue del 2,5% (412,3 kg), incrementándose de forma espectacular al mes siguiente, ascendiendo al 15,5% (2.577,2 kg).

Sin embargo, posteriormente se produce una pausa en la producción, alcanzándose a los 140 días el 18,6% del total (3.094 kg), para más tarde volver a incrementarse hasta el 33,1% (5.494,4 kg) al final del tratamiento. En total se extrajeron 11.577,9 kg de producto en fase libre, es decir un 69,7% del total del hidrocarburo eliminado.

Fig. VII.41: Evolución de la eliminación de hidrocarburos con el tiempo de tratamiento (%)



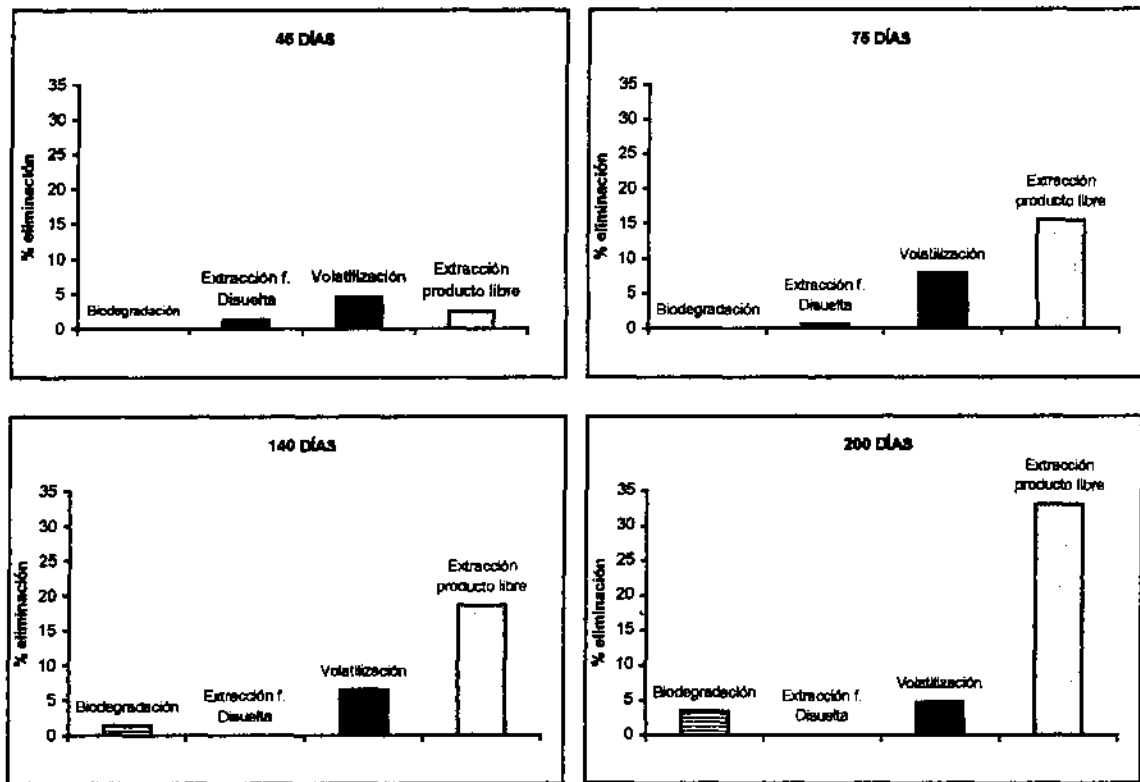
La volatilización tuvo una presencia más reducida, con una representación del 23,7% del total de los hidrocarburos eliminados (3.936,0 kg). Los procesos de volatilización fueron los más relevantes al principio del tratamiento con un 4,6% (760 kg), y fueron significativos hasta la mitad del tratamiento, 7,9% (1.310,0 kg), momento en el que comienzan a descender hasta terminar en un 4,7% (581,0 kg).

La eliminación de la fase disuelta en aguas subterráneas tuvo la menor representación en el sistema, con un alcance mayor al principio del tratamiento, con un 1,3% (212,8 kg), para disminuir paulatinamente hasta hacerse prácticamente nula al final del tratamiento con un 0,004% (0,6 kg). En total representó solamente un 1,9% (315,3 kg).

Por último, los procesos de biodegradación con un 4,8% únicamente (793,2 kg) no comenzaron a producirse hasta la mitad del tratamiento, comenzando con un 1,4 (228,7 kg) y finalizando con un 3,4% (564,5 kg).

En el gráfico siguiente se muestra la evolución de los cuatro procesos que han tenido lugar en el transcurso de la descontaminación, observándose como al principio la biodegradación es nula, la extracción de producto libre se incrementa con el tiempo y la extracción de fase disuelta y la volatilización disminuyen.

Fig. VII.42: Evolución de la eliminación de hidrocarburos con el tiempo de tratamiento (%)



VII.2.4.3.2. Balance entre hidrocarburos iniciales y finales

Para determinar la eficacia del sistema de tratamiento en su conjunto hay que realizar un balance que considere la volumetría inicial de los hidrocarburos presentes en el subsuelo (contaminación inicial), la volumetría de los hidrocarburos eliminados, los aportes externos al sistema, y los hidrocarburos residuales que no han sido eliminados al final del tratamiento:

$$Balance = MASA_{HIDROCARBUROS\ INICIALES} - MASA_{HIDROCARBUROS\ FINALES}$$

$$Balance = \sum Masa_{INICIAL\ HIDROC.} - \{ [\sum Masa_{HIDROC.\ ELIMINADOS} - \sum Masa_{APORTE\ EXTERIORES}] + \sum Masa_{HIDROC.\ NO\ ELIMINADOS} \}$$

La efectividad y el rendimiento del método de tratamiento empleado será mayor cuanto menor sea la diferencia entre los hidrocarburos iniciales y los existentes al final, es decir cuando el resultado del balance se más próximo a cero.



Los hidrocarburos iniciales son los determinados en la volumetría inicial, definidos en el Apdo. VI.3. Volumetría inicial de los campos de pruebas y sintetizada en el Apdo. VII.2.4.2.1.1. Los hidrocarburos considerados como finales son el resultado de la diferencia de los hidrocarburos eliminados y los hidrocarburos provenientes de aportes externos, considerando los hidrocarburos que permanecen en el medio y no han sido eliminados.

#### VII.2.4.3.2.1. Hidrocarburos iniciales

Los hidrocarburos existentes antes de la puesta en marcha del sistema de tratamiento, se encontraban distribuidos de la siguiente forma:

Tabla VII.81. Distribución inicial de la contaminación

TIPO DE FASE	Masa Hidrocarburos	
	Kg	%
F. Absorbida	10.595,1	67,6
F. Disuelta	15,5	0,1
F. Gaseosa	1,0	0,01
F. Libre	5.060,5	32,3
<b>MASA TOTAL HC EXISTENTE</b>	<b>15.672,1</b>	<b>100</b>

Por tanto, la distribución de la contaminación tuvo lugar en las cuatro fases posibles, y cuya suma asciende a:

**Masa HIDROCAR. INICIALES = 15.672,1 kg**

#### VII. 2.4.3.2.2. Hidrocarburos eliminados

Los hidrocarburos eliminados al finalizar el sistema de tratamiento se distribuyeron de la siguiente manera:

Tabla VII.82: Distribución de los procesos de descontaminación

TIPO DE PROCESO	Masa Hidrocarburos	
	Kg	%
Masa HC biodegradados	793,2	4,8
Masa HC extraídos disueltos	315,3	1,9
Masa HC volatilizados	3.936,0	23,7
Masa HC extraídos fase libre	11.577,9	69,7
<b>MASA TOTAL ELIMINADA</b>	<b>16.622,4</b>	<b>100</b>

Luego, la masa total eliminada es la suma de las masas eliminadas mediante los cuatro procesos de eliminación que tuvieron lugar:

**Masa<sub>HIDROC. ELIMINADOS</sub> = 16.622,4 kg.**

#### VII.2.4.3.2.3. Hidrocarburos por aportes externos

Los hidrocarburos procedentes de aportes externos se debieron a la atracción de producto en fase libre a los 150 días por un excesivo bombeo. El volumen de hidrocarburo atraído es difícil de cuantificar, ahora bien, se puede hacer una aproximación de dicho producto libre teniendo en cuenta la cantidad de producto en fase libre que existe de partida en el sistema (inicial) y la evolución de la eliminación y la cantidad de producto que en teoría quedaba por extraer en el momento de producirse la entrada de producto desde el exterior.

El volumen de producto libre existente en el subsuelo en el periodo tiempo considerado,  $t = 75$  días, era de 5.838 litros (4.962 kg), ya que el espesor real de producto en ese momento era de 4 cm (resultado del segundo baildown, realizado a los 80 días, tabla VI.85) y la extensión de la presencia de producto en fase libre era de 1.390 m<sup>2</sup>. El volumen de producto libre calculado para el siguiente periodo,  $t = 140$  días, ascendió a 8.316 litros (7.068,6 kg), considerando un espesor real de 8 cm (resultados del tercer baildown, a los 154 días) y un área de presencia de producto en fase libre de 990 m<sup>2</sup>.

Aproximadamente en el momento de producirse la atracción de producto se habían extraído 7.910 litros de queroseno o lo que es lo mismo, 6.723,5 kg; al final del tratamiento se extrajeron en total 13.621 litros (11.577,9 kg), por tanto, existe una diferencia de 5.711 litros (4.854,3 kg), cifra que constata que existe un aporte exterior de producto libre, pero que no se corresponde con dicho aporte, ya que hay que contabilizar el ya existente en el medio y todavía no extraído.

Dada la evolución de la extracción de fase libre, todo hace indicar que la cantidad de hidrocarburo que existía en ese momento, considerando un espesor real de producto de 2 cm y un área de presencia de producto de 990 m<sup>2</sup> era de 2.079 litros (1.767 kg).

Por tanto, restando a los 5.711 litros de incremento los 2.079 litros que existen en el medio, quedarían 3.632 litros (3.087,2 kg), que son los correspondientes al aporte externo. Por tanto:

**Masa APOORTE EXTERNO = 3.632 litros (3.087 kg).**

#### VII. 2.4.3.2.4. Hidrocarburos no eliminados

El final del tratamiento se consideró a los 200 días de tratamiento, momento en que la eliminación de hidrocarburos fue mínima. Ahora bien, existe una pequeña cantidad de hidrocarburos que quedan de forma residual en el medio que es necesario cuantificar, ya que al final del tratamiento existía todavía, aunque muy pequeña, concentración de TPH en los gases extraídos, y un pequeño espesor aparente de producto libre en algunos pozos.

**Tabla VII. 83. Masa de hidrocarburos absorbida, disuelta, en fase libre y gaseosa residual**

Área (m <sup>2</sup> )	Volumen suelo (m <sup>3</sup> )	Densidad del suelo (g/cm <sup>3</sup> )	Masa de suelo (kg)	TPH (mg/kg)	MASA EN FASE ABSORBIDA (kg)
1030	515	1,75	901250	50	45,1

Área acuífero contaminado medio (m <sup>2</sup> )	Espesor acuífero contaminado (m)	Porosidad eficaz (%)	Volumen de acuífero contaminado (m <sup>3</sup> )	Volumen de agua contaminada (litros)	TPH (ug/l)	MASA EN FASE DISUELTA (kg)
4575	0,5	10,5	2287,5	240187,5	880	0,2

Área producto libre (m <sup>2</sup> )	Espesor real producto libre (m)	Porosidad eficaz (%)	Volumen de producto libre (litros)	Densidad queroseno (g/cm <sup>3</sup> )	MASA EN FASE LIBRE (kg)
660	0,01	10,5	693,0	0,85	589,05

Área suelo contaminado medio (m <sup>2</sup> )	Espesor zona no saturada (m)	Porosidad al aire (%)	Volumen de aire en el suelo (m <sup>3</sup> )	TPH (mg/m <sup>3</sup> )	MASA EN FASE GAS (kg)
2885	12,4	25,6	2289,536	646,0	1,5

La masa de hidrocarburos absorbidos en suelos fueron 45,1 kg, la cantidad de hidrocarburos disueltos en aguas solamente resultaron 0,2 kg, y la masa existente en fase gas, 1,5 kg. Sin

embargo, si quedo una pequeña cantidad de producto en fase libre, con un total de 589,05 kg.

La suma de las cuatro fases es la masa total de hidrocarburos residuales o que no han sido eliminados al finalizar el tratamiento:

$$\text{Masa}_{\text{NO ELIMINADA}} = 45,1 + 0,2 + 589,05 + 1,5 = \mathbf{635,8 \text{ kg.}}$$

#### VII. 2.4.3.2.5. Balance entre hidrocarburos iniciales y finales

El balance entre hidrocarburos iniciales y finales será:

$$\begin{aligned} \text{Balance} &= \text{MASA}_{\text{HIDRACARBUROS INICIALES}} - \text{MASA}_{\text{HIDRACARBUROS FINALES}} \\ \text{Balance} &= \sum \text{Masa}_{\text{INICIAL HIDROC.}} - \{ [\sum \text{Masa}_{\text{HIDROC. ELIMINADOS}} - \sum \text{Masa}_{\text{APORTE EXTERIORES}}] + \sum \\ &\quad \text{Masa}_{\text{HIDROC. NO ELIMINADOS}} \} \end{aligned}$$

Y por tanto:

$$\begin{aligned} \text{Balance} &= 15.672,1 \text{ kg} - [(16.622,4 \text{ kg} - 3.087 \text{ kg}) + 635,8 \text{ kg}] = 15.672,1 \text{ kg} - 14.171,2 \text{ kg} = \\ &= \mathbf{1.500,9 \text{ kg}} \end{aligned}$$

Existe por tanto una diferencia de 1.501 kg respecto a los hidrocarburos iniciales existentes, diferencia que supone un 9,6% de error.

La eficacia o el éxito del sistema de tratamiento reside en el balance anterior, y en la mayor o menor diferencia final:

$$\text{Eficacia} = \text{MASA}_{\text{HIDRACARBUROS INICIALES}} - \text{MASA}_{\text{HIDRACARBUROS FINALES}}$$

La diferencia de 1.501 kg, que supone un 9,6 %, un 0,4% menor del 10% de error que se considera aceptable por errores de registro de los valores de campo y de los análisis de laboratorio.

VII.2.4.3.3. Balance de hidrocarburos iniciales y eliminados durante el tratamiento

En el siguiente cuadro se encuentra la correspondencia de la fase de contaminación existente inicial y el procesos de eliminación asociado:

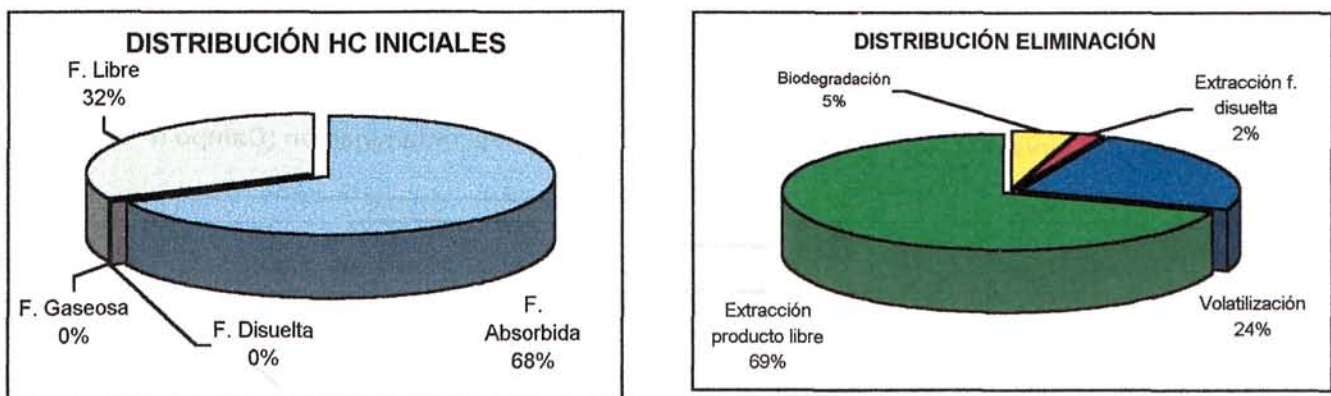
**Tabla VII.84: Balance entre hidrocarburos iniciales y eliminados**

Parámetro	HC INICIALES		HC ELIMINADOS		Parámetro
	Kg	%	Kg	%	
Masa HC en suelos	10.595,1	67,6	793,2	4,8	Masa HC biodegradados
Masa HC disueltos	15,5	0,1	315,3	1,9	Masa HC extraídos disueltos
Masa HC vapor	1,0	0,01	3936,0	23,7	Masa HC volatilizados
Masa HC producto libre	5.060,5	32,3	11577,9	69,7	Masa HC extraídos fase libre
<b>TOTAL</b>	<b>15.672,1</b>	<b>100</b>	<b>16.622,4</b>	<b>100,0</b>	<b>TOTAL</b>

El balance global de la descontaminación nos ha indicado que existe una diferencia pequeña, del 9,6 %, entre la cuantificación de la contaminación inicial y de cuantificación de la descontaminación producida.

Los siguientes gráficos representan el porcentaje de cada uno de los parámetros representados:

**Fig. VII.43: Distribución hidrocarburos iniciales y distribución de la eliminación de la contaminación**



En las tablas siguientes está recogida la evolución de tanto de la disminución de la contaminación presente en el medio (y el incremento producido por aportes externos de producto libre a los 140 días) como el incremento de los hidrocarburos eliminados a lo largo del tiempo del tratamiento de descontaminación:



**Tabla VII.85: Contaminación existente en el subsuelo a lo largo del tratamiento**

			TIEMPO TRATAMIENTO (días)				
TIPO DE FASE		Unidad	Inicio	45 días	75 días	140 días	final
Contaminación Existente	F. Absorbida	Kg	10.595,1	5.667,0	3874,8	362,3	45,1
	F. Disuelta	Kg	15,5	276,5	16,3	0,8	0,04
	F. Gaseosa	Kg	1,0	55,5	26,1	6,4	1,42
	F. Libre	Kg	5.060,5	8.782,2	4.962,3	7.068,6	589,1
	MASA TOTAL EXISTENTE	Kg	15.672,1	14.781,2	8.879,5	7.438,1	635,6

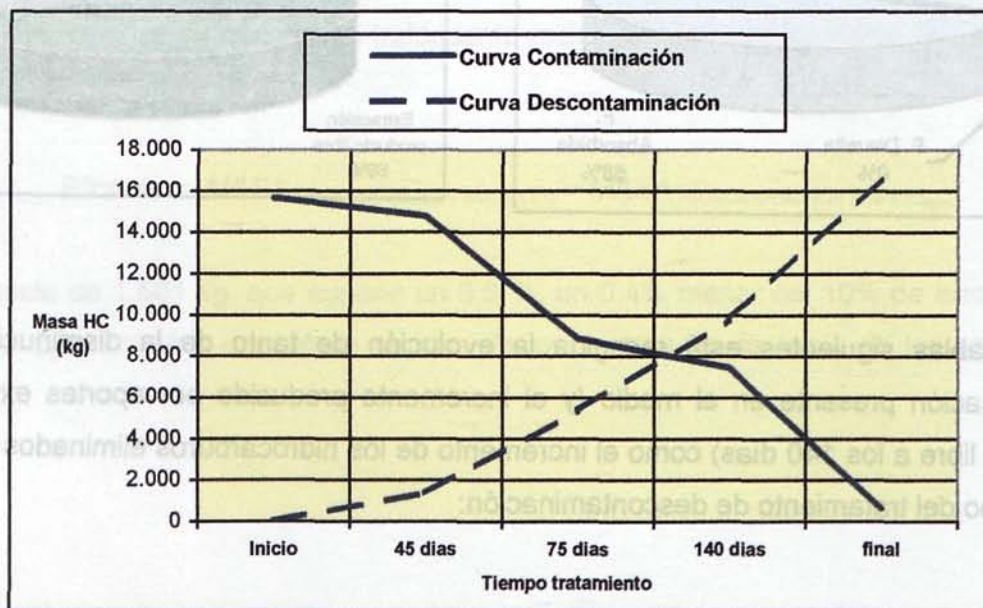
**Tabla VII.86: Contaminación eliminada en el subsuelo a lo largo del tratamiento**

			TIEMPO TRATAMIENTO (días)				
TIPO DE ELIMINACIÓN		Unidad	Inicio	45 días	75 días	140 días	final
Contaminación Eliminada	Volatilización	Kg	0,0	760,0	1.310,0	1.087,0	779,0
	Ext. F. Disuelta	Kg	0,0	212,8	99,5	2,4	0,6
	Ext. Producto libre	Kg	0,0	412,3	2.577,2	3.094,0	5.494,4
	Biodegradación	Kg	0,0	0,0	0,0	228,7	564,5
	MASA TOTAL ELIMINADA	Kg	0,0	1.385,1	5.371,7	9.783,9	16.622,4

Con estos resultados se indica que a medida que se producen los procesos de descontaminación que tienen lugar, la contaminación o la masa de hidrocarburos presentes en el suelo va disminuyendo, hasta hacerse prácticamente nula (635,6 kg) al final del tratamiento, lo que indica la eficacia del mismo.

En el siguiente gráfico de evolución se observa como la curva de descontaminación aumenta en el tiempo en detrimento de la curva de contaminación:

**Fig. VII.44: Curvas de evolución de la contaminación – descontaminación (Campo nº 1)**





### VII.3. TASA DE ELIMINACIÓN REAL

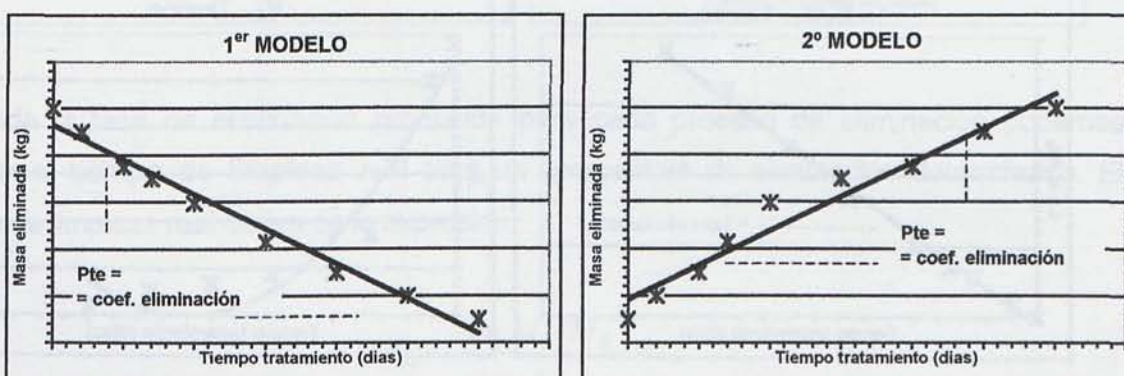
En este apartado se calcula la tasa de eliminación real acontecida, las ecuaciones que expresan cada proceso, y el tiempo real de limpieza para cada uno de los procesos que han colaborado en la descontaminación del suelo y el agua subterránea.

Los procesos de descontaminación o eliminación que han tenido lugar (volatilización, extracción de fase libre, biodegradación y extracción de fase disuelta) pueden seguir dos tipos de modelo de comportamiento:

- 1<sup>er</sup> modelo de eliminación: la eliminación es superior o máxima al principio del tratamiento (función monótona decreciente).
- 2<sup>o</sup> modelo de eliminación: la eliminación es superior o máxima al final del tratamiento (función monótona creciente).

Es decir, si hacemos un gráfico masa eliminada respecto al tiempo de tratamiento, resulta que el primer modelo se corresponde con una función *monótona decreciente*, y el segundo modelo con una función tipo *monótona creciente*, tal y como se muestra en la figura siguiente:

Fig. VII. 45: Modelos de eliminación de la contaminación



La pendiente de la recta en ambos modelos se corresponderá con el **coeficiente de eliminación**, es decir, la masa eliminada por unidad de tiempo.

Ambos modelos siguen una cinética de la reacción de primer orden, y se corresponden con las expresiones lineales siguientes:

1º modelo de eliminación

La masa eliminada en el tiempo de tratamiento en el primer modelo de eliminación se corresponde con una expresión exponencial del tipo:

$$M_E = M_0 e^{-k_E t}$$

Donde:

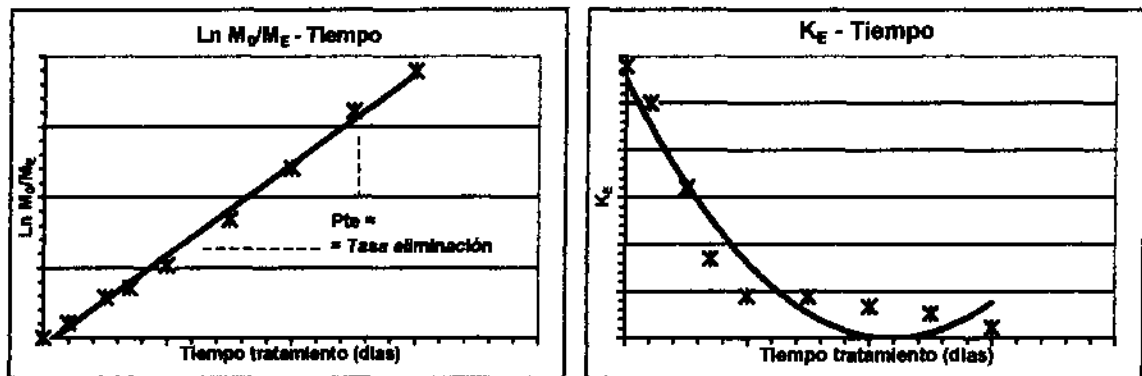
- $M_E$  = Masa eliminada
- $M_0$  = Masa inicial
- $k_E$  = Tasa de eliminación
- $t$  = Tiempo de tratamiento

y donde la **tasa de eliminación** se define como:

$$k_E = - \frac{\text{Ln } M_0/M_E}{t}$$

Es decir, las curvas de evolución tipo serían respectivamente:

Fig. VII.46: Curvas de representación de comportamiento del primer modelo de eliminación



2º modelo de eliminación

Análogamente, la masa eliminada en el tiempo de tratamiento en el primer modelo de eliminación se corresponde con una expresión exponencial del tipo:

$$M_E = M_0 e^{-k_E t}$$



Donde:

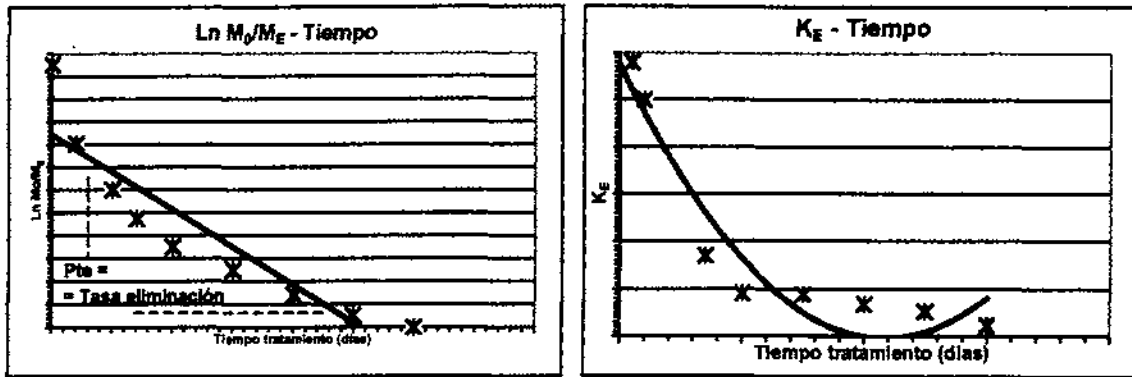
- $M_E$  = Masa eliminada
- $M_0$  = Masa inicial
- $k_E$  = Tasa de eliminación
- $t$  = Tiempo de tratamiento

y donde la tasa de eliminación se define como:

$$k_E = - \frac{\text{Ln } M_0/M_E}{t}$$

En este caso las curvas de evolución tipo serían respectivamente:

Fig. VII.47: Curvas de representación de comportamiento del segundo modelo de eliminación



Conocida la tasa de eliminación producida para cada proceso de eliminación podemos conocer el tiempo de limpieza real para un porcentaje de eliminación determinado. El tiempo de limpieza real deriva de la expresión:

$$K_E = - \frac{\text{Ln } M_0/M_E}{t} =$$

En donde,

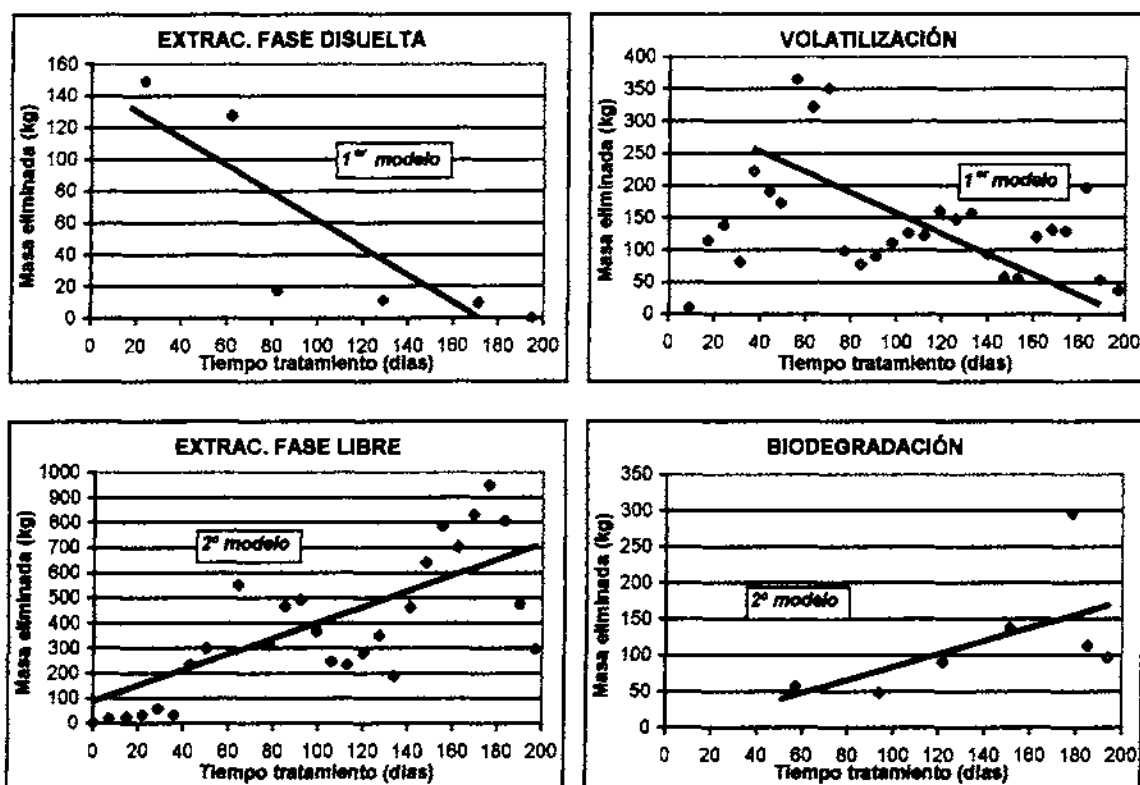
$$\text{Tiempo de limpieza } (T_L) = 1/K_E \times \text{Ln } M_0/M_E$$

En Apdo. VII.2.4 Balance de masas se detalla la cantidad de hidrocarburos eliminados por cada uno de los procesos de descontaminación investigados y que han tenido lugar y la evolución de dichos procesos con el tiempo. De este modo se ha expuesto como la masa de

hidrocarburos eliminados por volatilización se incrementan en la primera mitad del tratamiento para luego descender de forma paulatina en la segunda mitad; como los hidrocarburos eliminados por extracción de la fase disuelta tienen el máximo de productividad al principio de tratamiento para luego descender; la fase libre extraída se hace superior al final del tiempo de tratamiento; y como, los procesos de biodegradación comienzan lentamente para incrementarse al final del tratamiento.

A partir de las tablas donde se especifican la masa de hidrocarburos eliminados con el tiempo de tratamiento (Tabla VII.74, VII.75, VII.76 y V.79) se han dispuesto los gráficos de evolución que definen los modelos de eliminación:

Fig. VII.48. Curvas de evolución masa eliminada – tiempo para cada proceso de eliminación



Por consiguiente, se han catalogado los procesos de descontaminación estudiados según el modelo de eliminación que se asemejen, obteniéndose que los procesos de extracción de la fase disuelta se ajustan al primer modelo de eliminación, y los procesos de extracción de la fase libre y la biodegradación se ajustan al segundo modelo. El proceso de volatilización, sin embargo, no se clasifica globalmente a ninguno de los dos, si no que su comportamiento

está ligado a ambos, siguiendo el segundo modelo de eliminación al principio del tratamiento y al primer modelo al final del mismo.

**Tabla VII.87: Clasificación de los procesos de descontaminación según el modelo de eliminación**

<b>1º MODELO ELIMINACIÓN</b>	<b>2º MODELO ELIMINACIÓN</b>
- Volatilización	- Extracción fase libre
- Extracción fase disuelta	- Biodegradación

### **VII.3.1. Coefficientes y tasas de descontaminación**

#### **VII.3.1.1. Tasa de volatilización**

La tasa de volatilización expresa la evaluación de los procesos de volatilización que han tenido lugar como consecuencia de la extracción de vapores y la inyección de aire.

Conocida la masa de hidrocarburos volatilizados en el tiempo (tabla VII.74, Apdo. VII.2.4.2.1.) se calcula tasa de volatilización y el coeficiente de volatilización originados.

##### **VII.3.1.1.1. Coefficiente de volatilización**

El **coeficiente de volatilización ( $R_V$ )** se define como la cantidad de hidrocarburos que son volatilizados por unidad de tiempo. En este caso:

$$\text{Coeficiente de Volatilización } (R_V) = \frac{\text{Masa HC volatilizados}}{\text{Tiempo tratamiento}} = \text{Kg/día}$$

El coeficiente de volatilización nos da una idea de la masa de hidrocarburos que se han volatilizado al día, y la variación de los procesos de volatilización que han tenido lugar a lo largo del tiempo de tratamiento, en este caso durante la extracción de vapores y la inyección de aire.

Para calcular el coeficiente de volatilización empleamos la masa de hidrocarburos volatilizada (calculada teniendo en cuenta el caudal de extracción de aire y la concentración de TPH en el aire extraído) mostrada en el Apdo. VII.2.4.2.1.

Los hidrocarburos totales volatilizados ascendieron a 3.936 kg, que divididos entre los 197 días en que duró el sistema de tratamiento, resulta un coeficiente de tratamiento de 19,9 kg/día, es decir:

$$\text{Coef. Volatilización}_{\text{global}} = \frac{3.936 \text{ kg}}{197 \text{ días}} = 19,9 \text{ Kg/día}$$

El coeficiente de volatilización definido para cada semana de tratamiento, se representa en la siguiente tabla:

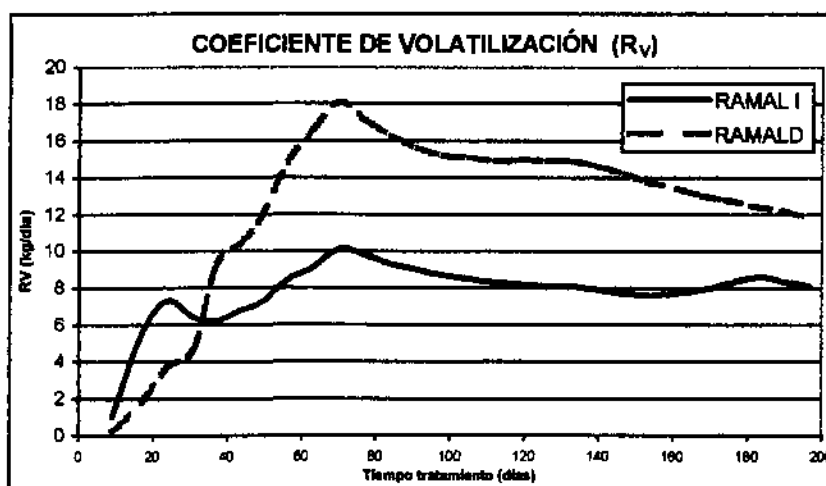
Tabla VII.88: Coeficiente de volatilización (R<sub>v</sub>)

FECHA	DÍA DE TRATAMIENTO	Caudal ext. aire (m <sup>3</sup> /h)		TPH gas ext. (mg/m <sup>3</sup> )		MASA HC VOLATILIZADOS (Kg)		COEF. EXTRACCIÓN (R <sub>v</sub> ) (kg/día)		
		I	D	I	D	I	D	RAMAL I	RAMAL D	
24-jul	9	218,8	165,0	183,0	53,4	8,6	1,9	1,0	0,2	
31-jul	17	239,1	155,7	1854,8	988,0	85,1	29,5	5,5	1,8	
7-ago	24	231,1	179,4	2106,3	1885,3	81,8	56,8	7,3	3,7	
14-ago	31	205,7	171,7	690,3	2014,0	23,9	58,1	6,4	4,7	
21-ago	37	224,3	192,0	907,8	6995,5	29,3	193,4	6,2	9,2	
28-ago	44	223,4	155,7	1871,4	4631,8	70,2	121,2	6,8	10,5	
2-sep	49	216,0	197,3	2066,3	5039,3	53,6	119,3	7,2	11,8	
9-sep	56	236,6	203,0	3001,2	7220,4	119,3	246,2	8,4	14,8	
16-sep	63	198,2	209,2	3081,0	6250,0	102,6	219,7	9,1	16,6	
23-sep	70	227,3	180,5	3463,0	7214,0	132,2	218,8	10,1	18,1	
30-sep	77	230,0	171,7	1174,5	1843,5	45,4	53,2	9,8	17,1	
7-oct	84	225,7	205,0	776,8	1407,8	29,5	48,5	9,3	16,3	
14-oct	91	236,3	187,5	975,6	1625,6	38,7	51,2	9,0	15,6	
21-oct	98	216,0	227,5	984,0	1969,2	35,7	75,3	8,7	15,2	
28-oct	105	218,0	231,6	992,3	2312,8	36,3	90,0	8,5	15,1	
4-nov	112	251,5	200,0	781,0	2672,0	33,0	89,8	8,3	14,9	
11-nov	119	267,8	245,0	1153,5	2655,5	51,9	109,3	8,2	15,0	
18-nov	126	207,0	227,0	1339,8	2639,0	46,6	100,6	8,1	14,9	
25-nov	133	213,8	230,0	1526,0	2647,3	54,8	102,3	8,1	14,9	
2-dic	140	273,3	247,5	695,9	1488,1	32,0	61,9	7,9	14,6	
9-dic	147	305,0	250,0	373,9	908,6	19,2	38,2	7,7	14,2	
15-dic	153	271,7	255,0	828,0	630,0	32,4	23,1	7,6	13,8	
23-dic	161	248,8	275,0	1637,0	784,0	78,2	41,4	7,7	13,4	
30-dic	168	277,5	245,0	2041,5	861,0	95,2	35,4	7,9	13,0	
5-ene	174	295,0	260,0	2243,8	899,5	95,3	33,7	8,2	12,8	
14-ene	183	277,5	280,0	2344,9	918,8	140,6	55,6	8,6	12,4	
20-ene	189	265,0	262,5	546,0	860,0	20,8	32,5	8,4	12,2	
28-ene	197	277,5	287,5	246,0	440,0	13,1	24,3	8,1	11,8	
								<b>Media</b>	<b>7,8</b>	<b>12,5</b>
								<b>Global</b>	<b>20,2</b>	

El coeficiente de volatilización para el ramal I fue de 7,8 Kg/día, menor que el del ramal D, con 12,5 kg/día. La suma de ambos da un total de 20,2 Kg/día. Valor prácticamente igual al calculado dividiendo la masa global entre el número de días de tratamiento, que resultaba 19,9 kg/día.

En el gráfico siguiente se representa la evolución del coeficiente de volatilización en el tiempo:

Fig. VII.49. Evolución del coeficiente de volatilización con el tiempo



En el gráfico se observa como se incrementa el coeficiente de volatilización generado al día al principio del tratamiento de forma espectacular, hasta alcanzar un pico de 18,1 kg/día en el ramal D y de 10,1 kg/día en el ramal I, es decir, coeficiente global de volatilización de 28,2 kg/día.

Esta evolución ascendente perduró hasta los 70 días de tratamiento aproximadamente, momento a partir del cual comenzó a descender de forma gradual, hasta mantenerse prácticamente constante en unos 15 Kg/día en el ramal D y en unos 8,0 kg/día en el ramal I.

A partir de los 140 días el coeficiente comienza ascender en el ramal D, hasta el final del tratamiento, con unos 12 kg/día; sin embargo, el ramal I se mantiene más o menos constante en 8 kg/día.

### VII.3.1.1.2. Tasa de volatilización

La **tasa de volatilización ( $K_v$ )** se define como la pendiente de la recta entre el logaritmo existente entre la masa inicial de hidrocarburos ( $M_0$ ) y la masa de hidrocarburos volatilizados a lo largo del tiempo de tratamiento ( $M_v$ ), es decir:

$$\text{Tasa volatilización } (K_v) = - \frac{\text{Ln } M_0 / M_v}{\text{Tiempo tratamiento}} = \text{días}^{-1}$$

El proceso de volatilización comienza emparejándose con el segundo modelo de eliminación hasta los 70 días de tratamiento, para cambiar desde ese momento hasta el final del tratamiento al primer modelo de eliminación; sin embargo, dado el predominio del primer modelo de eliminación frente al segundo, se ha considerado que el proceso de eliminación se asocia a dicho modelo.

Se ha considerado como masa inicial la masa volatilizada por cada ramal, constituida por 1.605 kg en el ramal I y 2.331,1 kg en ramal D y la masa volatilizada a lo largo del tiempo de tratamiento (Apdo.2.4.2.1, tabla VII.74).

La extracción de hidrocarburos por volatilización sigue el primer modelo de eliminación. Indicándose los resultados en la tabla siguiente:

Tabla VII.89: Tasa de volatilización ( $K_v$ )

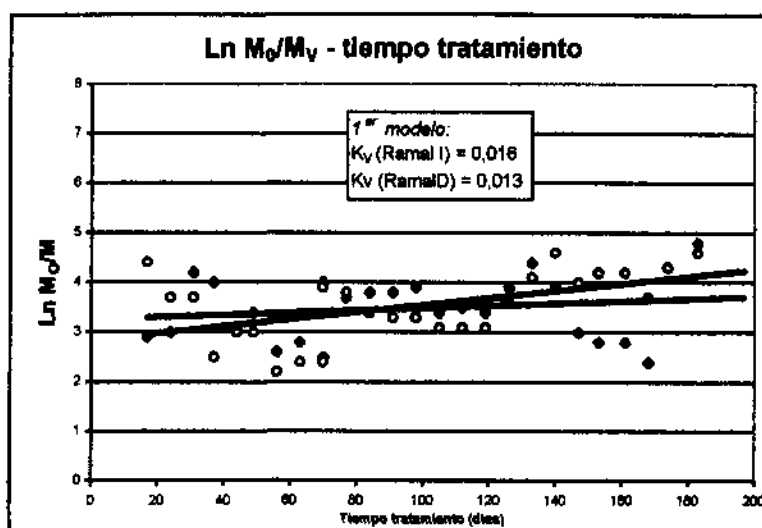
#### 1<sup>er</sup> modelo eliminación

FECHA	DIA DE TRATAMIENTO	MASA VOLATILIZADA (kg)		$M_0/M_v$		Ln ( $M_0/M_v$ )		$K_v$ (día <sup>-1</sup> )	
		I	D	I	D	I	D	I	D
24-jul	9	8,6	1,9	185,6	1225,3	5,2	7,1	0,580	0,790
31-jul	17	85,1	29,5	18,8	79,0	2,9	4,4	0,173	0,257
07-ago	24	81,8	56,8	19,6	41,0	3,0	3,7	0,124	0,155
14-ago	31	23,9	58,1	67,3	40,1	4,2	3,7	0,136	0,119
21-ago	37	29,3	193,4	54,7	12,1	4,0	2,5	0,108	0,067
28-ago	44	70,2	121,2	22,9	19,2	3,1	3,0	0,071	0,067
02-sep	49	53,6	119,3	30,0	19,5	3,4	3,0	0,069	0,061
09-sep	56	119,3	246,2	13,5	9,5	2,6	2,2	0,046	0,040
16-sep	63	102,6	219,7	15,6	10,6	2,8	2,4	0,044	0,037
23-sep	70	132,2	218,8	12,1	10,7	2,5	2,4	0,036	0,034
30-sep	77	45,4	53,2	35,4	43,9	3,6	3,8	0,046	0,049
07-oct	84	29,5	48,5	54,5	48,1	4,0	3,9	0,048	0,046

FECHA	DIA DE TRATAMIENTO	MASA VOLATILIZADA (kg)		$M_0/M_V$		$\ln (M_0/M_V)$		$K_v \text{ (día}^{-1}\text{)}$	
		I	D	I	D	I	D	I	D
14-oct	91	38,7	51,2	41,4	45,5	3,7	3,8	0,041	0,042
21-oct	98	35,7	75,3	44,9	31,0	3,8	3,4	0,039	0,035
28-oct	105	36,3	90,0	44,2	25,9	3,8	3,3	0,036	0,031
04-nov	112	33,0	89,8	48,6	26,0	3,9	3,3	0,035	0,029
11-nov	119	51,9	109,3	30,9	21,3	3,4	3,1	0,029	0,026
18-nov	126	46,6	100,6	34,4	23,2	3,5	3,1	0,028	0,025
25-nov	133	54,8	102,3	29,3	22,8	3,4	3,1	0,025	0,024
02-dic	140	32,0	61,9	50,2	37,7	3,9	3,6	0,028	0,026
09-dic	147	19,2	38,2	83,8	61,1	4,4	4,1	0,030	0,028
15-dic	153	32,4	23,1	49,5	100,8	3,9	4,6	0,026	0,030
23-dic	161	78,2	41,4	20,5	56,3	3,0	4,0	0,019	0,025
30-dic	168	95,2	35,4	16,9	65,8	2,8	4,2	0,017	0,025
05-ene	174	95,3	33,7	16,8	69,2	2,8	4,2	0,016	0,024
14-ene	183	140,6	55,6	11,4	42,0	2,4	3,7	0,013	0,020
20-ene	189	20,8	32,5	77,0	71,7	4,3	4,3	0,023	0,023
28-ene	197	13,1	24,3	122,5	96,0	4,8	4,6	0,024	0,023
<b>MEDIA</b>								<b>0,068</b>	<b>0,077</b>
<b>PTE</b>								<b>0,016</b>	<b>0,013</b>

La tasa de volatilización se ha calculado para cada uno de los ramales, ya que cada ramal funcionó con sus propias características. La tasa de volatilización para el ramal I es de 0,016 días<sup>-1</sup> y para el ramal D de 0,013 días<sup>-1</sup>. La tasa de volatilización,  $K_v$ , se corresponde realmente con la pendiente de las rectas, sin embargo, se ha calculado también la media de ambas.

Fig. VII.50:  $\ln M_0/M_V$  - tiempo tratamiento en Ramal I y Ramal D



Como se observa en las curvas, la cinética de la reacción es de primer orden, cuya expresión lineal sería según el modelo de eliminación:

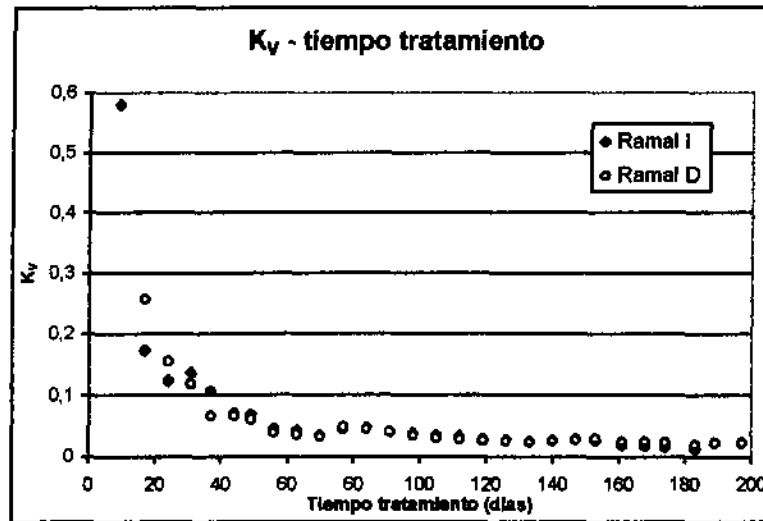
$$M_V = M_0 \cdot e^{-kt}$$

$$M_V = 1.605 \times e^{-0,018t} \text{ para el ramal I}$$

$$M_V = 2.331 \times e^{-0,013t} \text{ para el ramal D}$$

La curva que representa la tasa de volatilización global se representa en el gráfico siguiente:

Fig. VII.51: Coeficiente volatilización ( $K_V$ )- tiempo tratamiento en Ramal I y Ramal D



En la curva se observa como la tasa de volatilización disminuye fuertemente en el tiempo hasta los 70 días aproximadamente, momento en que se incrementa ligeramente, descendiendo nuevamente de forma muy gradual.

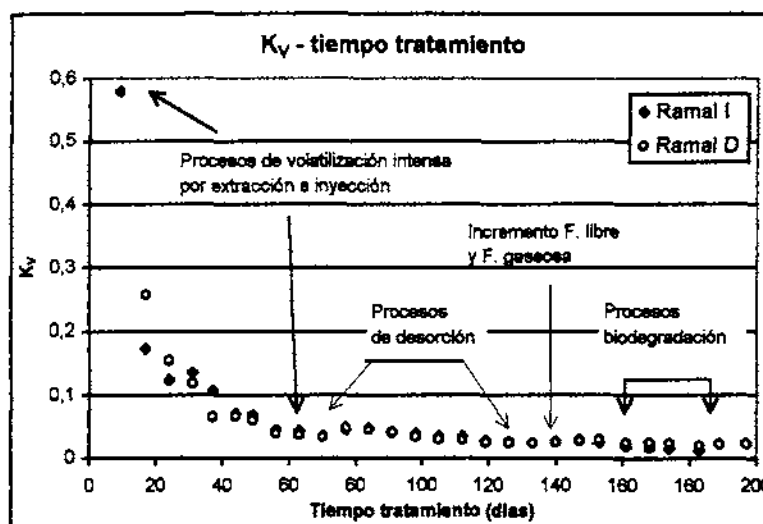
Es decir, al principio del tratamiento, se produjo una volatilización muy intensa que fue incrementándose hasta los 70 días, coincidiendo con la extracción de una gran masa de hidrocarburos mediante este proceso, hasta que los procesos de volatilización comienzan a disminuir debido a que la masa de hidrocarburos absorbidos disminuyen en el suelo a partir de los 77 días. Estos procesos se encuentran especificados en la figura VII.41 del Apdo. VII.2.4.3.1. que muestra la distribución de la contaminación en las diferentes fases en el tiempo.



Se observa también un ligero incremento de la tasa de volatilización entre los 100 y los 120 días, momento que coincide con los procesos de desorción del producto libre y del incremento de este en el medio. Así mismo, en ese momento se produce un incremento de la fase gaseosa en el medio, procedentes de los procesos de volatilización, en este caso, de la fase libre. Nuevamente se produce un incremento de la tasa de volatilización entre los 140 y los 160 días, coincidiendo la atracción de producto en el medio por bombeo excesivo. Al final del tratamiento se observe una disminución de la tasa de volatilización, que coincide con el mayor protagonismo de los procesos de biodegradación.

En el siguiente gráfico se especifican los acontecimientos relacionados con la evolución de la tasa de volatilización:

Fig. VII.52: Acontecimientos relacionados con la evolución de la tasa de volatilización



### VII.3.1.2. Tasa de biodegradación

La tasa de biodegradación indica la tasa de crecimiento de las poblaciones bacterias en el medio y por consiguiente, por acción de su metabolismo, de los procesos de biodegradación de los hidrocarburos.

La tasa de crecimiento en los procesos de biodegradación siguen el *modelo de Monod* (Apdo. IV.5.1.1.2.), en el cual la tasa de crecimiento específica se expresa como:

$$\text{Tasa crecimiento } (r_g) = \left( \frac{\gamma_{\max} C}{K_s + C} - K_d \right) \times X$$

$$\text{Tasa crecimiento } (r_g) = \frac{\gamma_{\max} C}{K_s + C}$$

$r_g$  = Tasa crecimiento específica ( días<sup>-1</sup>)

$\gamma_{\max}$  = Tasa crecimiento específica ( días<sup>-1</sup>)

$K_d$  = coeficiente energético (días<sup>-1</sup>)

$C$  = Concentración del sustrato (mg/l)

$K_s$  = coeficiente de saturación (mg/l)

$X$  = Concentración celular por litro de agua subterránea (mg células / litro agua)

El coeficiente de saturación,  $K_s$ , va a testificar la afinidad de los microorganismos por el sustrato (hidrocarburo), de forma que si éste es alto serán difíciles los procesos de biodegradación y viceversa.

Si en vez de hacer referencia a la biodegradación de aguas contaminadas, consideramos la biodegradación producida en suelos, las células bacterianas están adheridas a los granos del suelo, por tanto la concentración celular se expresará en este caso como la masa de células por gramo de suelo ( $B_0$ ).

En suelos en los que se producen procesos aerobios la concentración de células desarrolladas están en base a la materia orgánica (hidrocarburos) eliminada ( $Y$ ), y se considera que suele ser menor o igual a 0,1 gr células /gramos de suelo.

Dada la dificultad para conocer cada uno de los parámetros anteriores, la ecuación de Monod se reduce a una expresión de orden cero:

$$\frac{dC}{dt} = -\frac{\gamma_{\max}}{Y} B_0$$

$$C = C_0 - \frac{\gamma_{\max}}{Y} B_0 \times t$$

si consideramos que  $K_B = \frac{Y_{\max}}{Y} B_0$ , para una cinética de primer orden:

$$C = C_0 \times e^{-K_B t}$$

Luego,

$$\ln \frac{C_0}{C} = C_0 - \frac{Y_{\max}}{Y} B_0 \times t$$

Es decir, tendremos la expresión simplificada siguiente:

$$\ln \frac{C_0}{C} = K_B \times t$$

Por tanto, la tasa de crecimiento bacteriano se representa por la tasa de biodegradación ( $K_B$ ):

$$K_B = \frac{\ln C_0/C}{t}$$

En nuestro caso, en vez de concentraciones hemos considerado el concepto de masa biodegradada y de masa inicial de hidrocarburos factibles a ser biodegradados, con el fin de unificar criterios con los demás procesos de descontaminación estudiados.

La biorrecuperación de aguas y suelos en un proceso discontinuo ya que se ve afectado por multitud de parámetros que afectan directamente en el crecimiento de los microorganismos (variaciones temperatura, disponibilidad de oxígeno, de nutrientes, etc.).

En los trabajos de investigación se registró tanto la concentración de  $\text{CO}_2$ , como la de metano. La concentración de dióxido de carbono, como ya se ha indicado en apartados anteriores, es un indicador de los procesos de biodegradación de tipo aerobio, y se utiliza de forma directa para conocer la masa de hidrocarburos biodegradados. Sin embargo, el metano, es un indicador de procesos de biodegradación de tipo anaerobio, ya que es un subproducto de la respiración anaerobia.

La concentración de metano (Apdo. VI.2.1.3., tabla VI. 40), disminuye de forma muy notable a los pocos días de haber comenzado la extracción del aire en el suelo, hasta desaparecer los 100 días. Esta evolución representa la desaparición de las condiciones anaerobias que

podrían haber existido en determinados puntos del subsuelo a favor de las condiciones aerobias por los aportes de oxígeno introducidos en el medio.

Para estudiar la evolución de los procesos de biodegradación es necesario, establecer cual es el coeficiente de biodegradación ( $R_B$ ) y la tasa de biodegradación ( $K_B$ ) acontecida.

#### VII.3.1.2.1. Coeficiente de biodegradación

El **coeficiente de biodegradación ( $R_B$ )** expresa la cantidad de hidrocarburos que son biodegradados por unidad de tiempo, es decir:

$$\text{Coeficiente de Biodegradación } (R_B) = \frac{\text{Masa HC bio degradados}}{\text{Tiempo tratamiento}} = \text{Kg/día}$$

El coeficiente de volatilización nos da una idea de los hidrocarburos que son biodegradados al día, y la variación de los procesos de biodegradación que han tenido lugar a lo largo del tiempo de tratamiento.

Para calcular el coeficiente de biodegradación utilizamos la masa de hidrocarburos biodegradada, (calculada teniendo en cuenta la producción de dióxido de carbono) mostrada en la tabla VII.79 del Apdo. VII.2.4.2.4..

Los hidrocarburos totales biodegradados ascendieron a un total de 793,2 kg, que divididos entre los 197 días de tratamiento resulta un coeficiente de biodegradación de 4 kg/día, es decir:

$$\text{Coef. Biodegradación}_{\text{global}} = \frac{793,2 \text{ kg}}{197 \text{ días}} = 4,02 \text{ kg/día}$$

Ahora bien, si consideramos que los procesos de biodegradación se produjeron solamente al final del tratamiento, durante 75 días:

$$\text{Coef. Biodegradación}_{\text{global}} = \frac{793,2 \text{ kg}}{75 \text{ días}} = 10,57 \text{ kg/día}$$

El coeficiente de volatilización se encuentra recogido en la siguiente tabla:

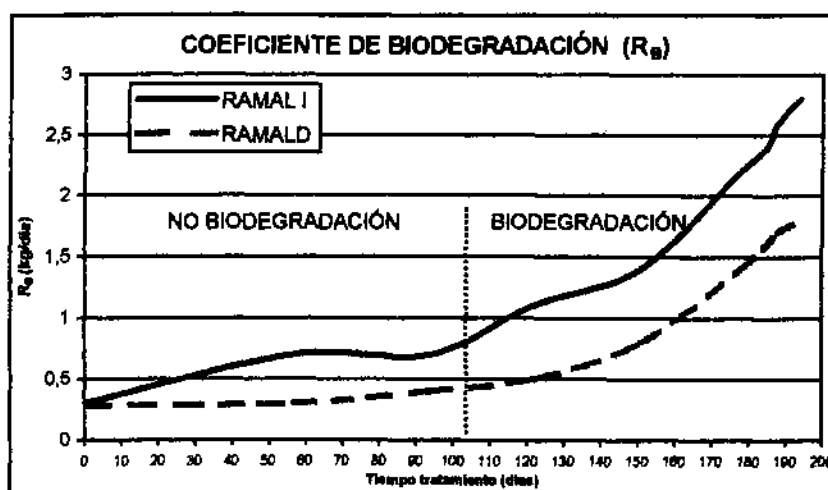
**Tabla VII.90: Coeficiente de biodegradación ( $R_B$ )**

FECHA	Nº día de tratamiento	Masa Hidrocarburos biodegradados	Masa Hidrocarburos biodegradados	COEFICIENTE BIODEGRADACIÓN $R_B$	
		Ramal I	Ramal D	Ramal I	Ramal D
	días	kg	Kg	Kg/día	Kg/día
10-sep-98	57	38,1	19,1	0,7	0,3
17-oct-98	94	32,2	15,8	0,7	0,4
16-nov-98	122	64,9	26,1	1,1	0,5
15-dic-98	151	78,0	59,7	1,4	0,8
11-ene-99	178	174,1	121,5	2,2	1,4
18-ene-99	185	59,7	53,6	2,4	1,6
21-ene-99	188	33,7	24,9	2,6	1,7
27-ene-99	194	61,8	35,2	2,8	1,8
			<b>Media</b>	<b>2,1</b>	<b>1,3</b>
			<b>Global</b>	<b>3,4</b>	

El coeficiente de biodegradación en el ramal I fue superior al del ramal D, con un total de 2,1 Kg/día respecto a 1,3 kg/día. La suma de ambos de aun total de 3,4 kg/día, resultado muy similar al obtenido dividiendo la masa total biodegradada por el tiempo de biodegradación.

El gráfico siguiente se observa la evolución del coeficiente de biodegradación:

**Fig. VII.53. Evolución del coeficiente de biodegradación con el tiempo**



Considerando que para que existan procesos de biodegradación el coeficiente debe ser superior a 0,4-0,7 kg/día, en el gráfico se observa como el coeficiente de biodegradación comienza a desarrollarse en el ramal I a partir de los 100 días de tratamiento, momento en el que el coeficiente se sitúa en 0,7 Kg/día aproximadamente; sin embargo, el ramal D se acrecienta a partir unos días más tarde, a los 120 días.

En ambos ramales, dicho coeficiente se incrementa de forma suave hasta los 150 días, momento en el cual se acentúa de manera muy rápida en ambos hasta alcanzar el máximo al final del tratamiento , de 2,8 Kg/día en el ramal I y de 1,8 Kg/día en el ramal D.

VII.3.1.2.2. Tasa de biodegradación

La **tasa de biodegradación ( $K_B$ )** se define como la pendiente de la recta entre el logaritmo de la masa inicial de hidrocarburos absorbidos en el suelo ( $M_0$ ) y la masa eliminada por biodegradación ( $M_B$ ) con respecto al tiempo de tratamiento, es decir,

$$\text{Tasa de biodegradación } (K_B) = - \frac{\text{Ln } M_0 / M_B}{\text{Tiempo tratamiento}} = \text{días}^{-1}$$

La masa inicial considerada se corresponde con la masa biodegradada total para cada ramal, esto es 472,2 kg en el ramal I y 321,0 kg en el ramal D (tabla VII.79).

La biodegradación se identifica con el segundo modelo de eliminación. Los resultados de la tasa de biodegradación se encuentran en la siguiente tabla:

Tabla VII.91: Tasa de biodegradación ( $K_B$ )

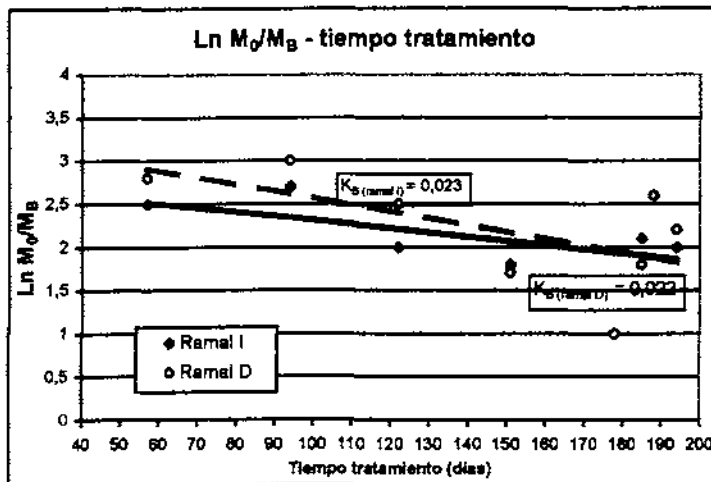
2º modelo eliminación

FECHA	DIA DE TRATAMIENTO	MASA BIODEGRADADA (kg)		$M_0/M_B$		Ln $M_0/M_B$		$K_B$ (día <sup>-1</sup> )	
		I	D	I	D	I	D	I	D
10-sep-98	57	38,1	19,1	12,5	17,0	2,5	2,8	0,044	0,050
17-oct-98	94	32,2	15,8	14,8	20,6	2,7	3,0	0,073	0,082
16-nov-98	122	64,9	26,1	7,3	12,4	2,0	2,5	0,066	0,084
15-dic-98	151	78,0	59,7	6,1	5,4	1,8	1,7	0,062	0,058
11-ene-99	178	174,1	121,5	2,7	2,7	1,0	1,0	0,018	0,018
18-ene-99	185	59,7	53,6	8,0	6,1	2,1	1,8	0,033	0,029
21-ene-99	188	33,7	24,9	14,1	13,1	2,6	2,6	0,038	0,037
27-ene-99	194	61,8	35,2	7,7	9,2	2,0	2,2	0,027	0,030
<b>Media</b>								<b>0,041</b>	<b>0,043</b>
<b>Pendiente</b>								<b>0,023</b>	<b>0,022</b>

La tasa de biodegradación, tal y como se indicó anteriormente, se corresponde con la tasa de crecimiento bacteriano o velocidad de crecimiento bacteriano del modelo de Monod, y en este caso, se corresponde con el segundo modelo de eliminación. La pendiente del gráfico

$\ln M_0/M_B$  respecto al tiempo de tratamiento nos indica la tasa de crecimiento específica de las células por masa de hidrocarburo biodegradado:

Fig. VII.54:  $\ln M_0/M_B$  - tiempo de tratamiento en Ramal I y ramal D



La cinética de la reacción es de primer orden, cuya expresión lineal es:

$$M_B = M_0 e^{-kt}$$

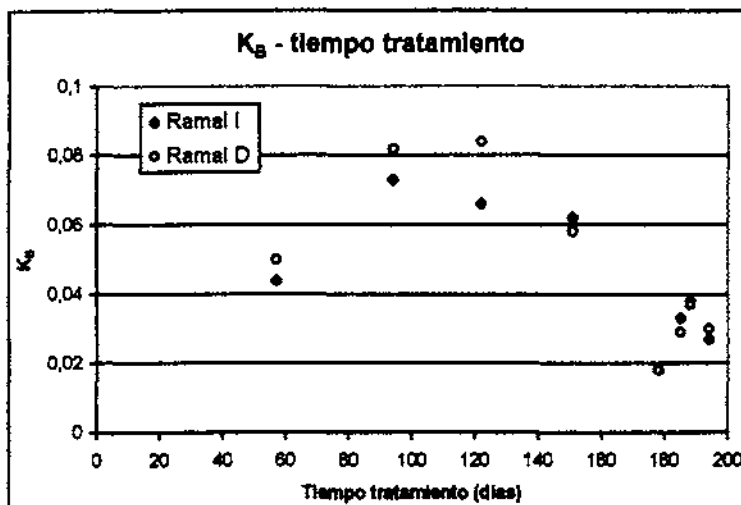
es decir:

$$M_B = 472,2 \times e^{-0,023t} \text{ para el ramal I}$$

$$M_B = 321,0 \times e^{-0,022t} \text{ para el ramal D}$$

La curva siguiente representa la tasa de biodegradación respecto la tiempo de tratamiento:

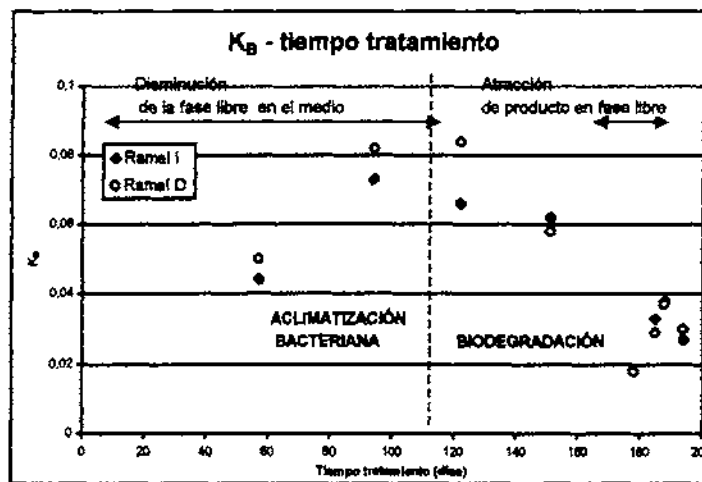
Fig. VII.55: Tasa de biodegradación ( $K_B$ )- tiempo tratamiento en Ramal I y Ramal D



En la curva se observa como existe un periodo de aclimatación o acondicionamiento de las poblaciones bacterianas previo a los procesos de biodegradación durante los primeros 120 días, momento a partir del cual el crecimiento bacteriano es muy fuerte hasta que los procesos de biodegradación alcanzan su máximo, a los 180 días aproximadamente, momento a partir del cual sufren un retroceso (inhibición del crecimiento bacteriano) al final del tratamiento, que se corresponde con el incremento de la fase libre en el agua por aportes laterales a la zona de tratamiento.

Así mismo, el incremento de la actividad bacteriana va asociada a la extracción de producto libre, de modo que a medida que existe menos fase libre en el medio, aumenta la densidad de poblaciones bacterianas y por tanto comienzan los procesos de biodegradación.

Fig. VII.56: Acontecimientos relacionados con la evolución de la tasa de biodegradación



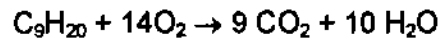
#### VII.3.1.2.1.1. Tasa respirométrica de oxígeno

En los procesos de biodegradación de tipo aerobio, es necesario la presencia de un medio con altas concentraciones de oxígeno disponibles, ya que éste es el aceptor de electrones más importante en los procesos metabólicos.

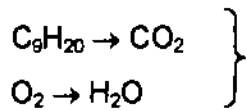
Por tanto, al producirse los procesos metabólicos en el interior de las células de los microorganismos, es necesario la presencia de un sustrato orgánico (hidrocarburo) como donador de carbono y el oxígeno como aceptor de electrones para la formación de moléculas de energía (ATP), y que dan como producto final de la respiración bacteriana,



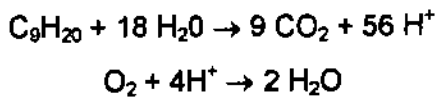
dióxido de carbono y agua. Es decir, si consideramos la molécula de nonano como sustrato orgánico:



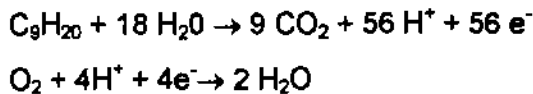
Los procesos de biodegradación son, por tanto, reacciones de oxidación --reducción. Las semirreacciones que tienen lugar son:



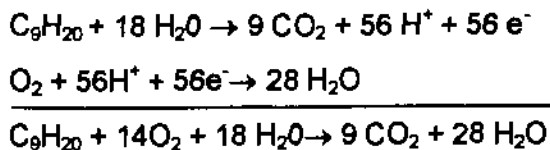
Luego:



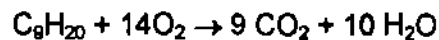
Ajustando la carga de electrones:



Por tanto:



Luego la reacción ajustada finalmente sería:



Teniendo en cuenta la energía libre de formación o entalpía ( $\text{AH}^\circ$ ) de cada compuesto, calculamos la energía de formación ( $\text{AG}^\circ$ ) de la reacción anterior:

$$\text{AH}^\circ \text{C}_9\text{H}_{20} = -277,3 \text{ KJ/mol}$$

$$\text{AH}^\circ \text{O}_2 = 0 \text{ KJ/mol}$$

$$\Delta H^\circ \text{CO}_2 = -394,4 \text{ KJ/mol}$$

$$\Delta H^\circ \text{H}_2\text{O} = -237,17 \text{ KJ/mol}$$

$$\Delta G^\circ = [9 \times (-394,4) + 10 \times (-237,17)] - [1 \times (-272,3) - 14 \times (0)] = -5.649 \text{ KJ/mol}$$

Es decir, la reacción es de tipo exotérmico, y por tanto, produce calor.

La constante de equilibrio de la reacción (K) viene definida por la ecuación:

$$\Delta G = \Delta G^\circ + RT \ln K$$

$$K = \exp \frac{-\Delta G^\circ}{RT}$$

Por tanto, en tendremos:

$$K = \exp \frac{-(-5649)}{0,082 \times (298)} = \exp (231,1) \text{ valor muy grande, que indica que el equilibrio se}$$

encuentra muy desplazado a la derecha de la reacción.

Para cuantificar y valorar de una manera más eficaz los procesos de biodegradación acontecidos, se ha estudiado la tasa de respiración bacteriana que ha tenido lugar. La tasa respirométrica se refiere tanto a la tasa de utilización de oxígeno como a la tasa de producción de dióxido de carbono.

La cantidad de oxígeno disponible en el medio por los microorganismos se calcula teniendo en cuenta la cantidad de oxígeno que es inyectado en el suelo (se considera despreciable los aportes laterales de oxígeno por efecto de la extracción de vacío):

$$P_m \text{ aire} = 28,97 \text{ gr/mol aire}$$

$$1 \text{ mol aire} = 22,4 \text{ litros}$$

Concentración de oxígeno en el aire atmosférico: 20,93%

$$\text{Masa oxígeno aire atmosf.} = \frac{28,97 \text{ gr/mol} \times 20,93\%}{100\%} = 6,063 \text{ gr/mol en } 22,4 \text{ l de aire}$$

Luego en 1 metro cúbico de aire:

$$\text{Masa}_{\text{oxígeno}} = \frac{6,063 \text{ gr} \times 1000 \text{ l}}{22,4 \text{ l}} = 270,67 \text{ gr/m}^3 \text{ de oxígeno}$$

$$\text{Masa}_{\text{oxígeno inyectada}} = \text{Caudal}_{\text{aire inyectado}} (\text{m}^3/\text{h}) \times \text{N}^{\circ} \text{ días} \times 24 \text{ h} \times 270,67 \text{ gr/m}^3 = \text{gramos}$$

Como el caudal de inyección medio en el campo de pruebas fue de 56,75 m<sup>3</sup>/h por pozo en el primer periodo de inyección y de 45,87 m<sup>3</sup>/h por pozo en el segundo periodo, la masa de oxígeno inyectada según los periodos de inyección fue:

- Primer periodo, desde el 18 de julio al 3 de septiembre de 1998 (16 días), inyectando en 3 pozos largos:

$$\begin{aligned} \text{Masa}_{\text{oxígeno inyectado}} &= 56,75 \text{ m}^3/\text{h} \times 3 \text{ pozos} \times 16 \text{ días} \times 24 \text{ h} \times 270,67 \text{ gr/m}^3 = 17.695.322 \text{ gr} \\ &= 17.695,3 \text{ kg} \end{aligned}$$

- Segundo periodo, desde el 13 de noviembre de 1998 hasta el 29 de enero de 1999, (77 días), inyectando en los 4 pozos cortos:

$$\begin{aligned} \text{Masa}_{\text{oxígeno inyectado}} &= 45,87 \text{ m}^3/\text{h} \times 4 \text{ pozos} \times 77 \text{ días} \times 24 \text{ h} \times 270,67 \text{ gr/m}^3 = 91.776.358 \text{ gr} \\ &= 91.776,3 \text{ kg} \end{aligned}$$

En el Anajo V se encuentra una tabla en la que se expone el volumen de aire inyectado durante los periodos de inyección y la cantidad de oxígeno que fue inyectado, cuya masa ascendió a 105.475,5 kg (689,4 kg/día). Al inyectar aire en el suelo también se está inyectando una pequeña masa de dióxido de carbono en el mismo, cuya cantidad fue de 123,3 kg (0,8 kg/día), esta cantidad se considera despreciable a efectos de cálculo.

Para conocer la cantidad de oxígeno que ha sido consumido por biodegradación es necesario contabilizar la masa de hidrocarburos biodegradados:

$$\text{Masa total}_{\text{biodegradada}} = 793,2 \text{ kg}$$

$$\text{Oxígeno}_{\text{consumido}} = \frac{(14 \text{ mol } O_2 \times 0,032 \text{ kg}) \times 793,2 \text{ kg}}{1 \text{ mol } C_9H_{20} \times 0,128 \text{ kg}} = 2.776,2 \text{ kg}$$

Por tanto, conociendo el volumen de aire inyectado, la masa de oxígeno inyectado (o disponible) y la masa de hidrocarburos biodegradados, se establece la cantidad de oxígeno que ha sido consumido y la cantidad de oxígeno excedente.

Tabla VII.92: Masa de oxígeno consumido

**RAMAL I**

FECHA	TIEMPO TRATAM. dias	HC BIODEGRAD.		OXIGENO INYECT.		OXÍGENO CONSUMIDO			OXIGENO EXCEDENTE	
		Kg	Kg/dia	Kg	Kg/dia	Kg/dia	Kg	%/dia	Kg/dia	Kg
16-nov-98	122	64,9	2,2	25072,2	835,7	7,6	227,1	20,3	828,2	24845,1
15-dic-98	151	78,0	2,7	28378,0	978,6	9,4	273,0	20,2	969,1	28105,0
11-ene-99	178	174,1	6,4	31925,3	1182,4	22,6	609,4	19,2	1159,9	31316,0
18-ene-99	185	59,7	8,5	8276,9	1182,4	29,9	209,0	18,6	1152,6	8068,0
21-ene-99	188	33,7	11,2	3547,3	1182,4	39,3	118,0	17,9	1143,1	3429,4
27-ene-99	194	61,8	10,3	7094,5	1182,4	36,1	216,3	18,2	1146,4	6878,2

**RAMAL D**

FECHA	TIEMPO TRATAM. dias	HC BIODEGRAD.		OXIGENO INYECT.		OXÍGENO CONSUMIDO			OXIGENO EXCEDENTE	
		Kg	Kg/dia	Kg	Kg/dia	Kg/dia	Kg	%/dia	Kg/dia	Kg
16-nov-98	122	26,1	0,9	25072,2	835,7	3,0	91,4	20,7	832,7	24980,9
15-dic-98	151	59,7	2,1	28378,0	978,6	7,2	209,0	20,4	971,3	28169,1
11-ene-99	178	121,5	4,5	31925,3	1182,4	15,8	425,3	19,7	1166,7	31500,1
18-ene-99	185	53,6	7,7	8276,9	1182,4	26,8	187,6	18,9	1155,6	8089,3
21-ene-99	188	24,9	8,3	3547,3	1182,4	29,1	87,2	18,7	1153,4	3460,2
27-ene-99	194	35,2	5,9	7094,5	1182,4	20,5	123,2	19,3	1161,9	6971,3

El oxígeno consumido por los microorganismos fue mucho menor que el aportado mediante la inyección de aire, existiendo en todo momento excedente de oxígeno, factor muy favorable para que se optimicen los procesos de biodegradación.

La **tasa respirométrica de oxígeno** ( $K_{RO2}$ ) se define como la cantidad de oxígeno que es utilizado o consumido en los procesos de biodegradación en relación a la masa de hidrocarburos eliminados:

$$Tasa\ respirométrica\ O_2\ (K_{RO2}) = \frac{Masa\ O_2\ consumido}{Masa\ de\ Hidrocarburos} = Kg\ O_2/Kg\ de\ HC$$

En las tablas siguientes se refleja la utilización del oxígeno en el medio y la variación de el oxígeno disponible, así como la tasa respirométrica para el oxígeno:

Tabla VII.93: Tasa respirométrica de oxígeno en el ramal I y ramal D

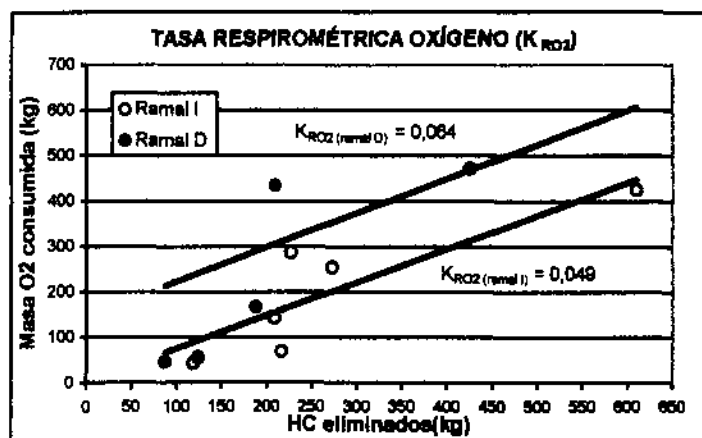
Ramal I

FECHA	TIEMPO TRATAMIENTO	Masa Oxígeno consumido	Hidrocarburos biodegradados	Hidrocarburos eliminados	TASA RESPIROMÉTRICA (KR <sub>O2</sub> )
	días	Kg	Kg	kg	Kg O <sub>2</sub> / Kg HC
16-nov-98	122	227,1	64,9	286,9	0,791
15-dic-98	151	272,9	78,0	254,7	1,072
11-ene-99	178	609,4	174,1	424,7	1,435
18-ene-99	185	208,8	59,7	142,7	1,464
21-ene-99	188	118,0	33,7	42,7	2,762
27-ene-99	194	216,4	61,8	68,8	3,144
<b>Media</b>					<b>1,778</b>
<b>Pendiente</b>					<b>0,049</b>

Ramal D

FECHA	TIEMPO TRATAMIENTO	Masa Oxígeno consumido	Hidrocarburos biodegradados	Hidrocarburos eliminados	TASA RESPIROMÉTRICA (KR <sub>O2</sub> )
	días	Kg	Kg	kg	Kg O <sub>2</sub> / Kg HC
16-nov-98	122	91,4	26,1	554,9	0,165
15-dic-98	151	208,9	59,7	434,3	0,481
11-ene-99	178	425,3	121,5	472,3	0,900
18-ene-99	185	187,7	53,6	167,1	1,123
21-ene-99	188	87,0	24,9	46,4	1,877
27-ene-99	194	123,3	35,2	55,0	2,241
<b>Media</b>					<b>1,131</b>
<b>Pendiente</b>					<b>0,064</b>

Fig. VII.57: Tasa respirométrica de oxígeno (Kg O<sub>2</sub>/ kg HC)



La tasa de respirométrica de oxígeno se incrementa con la cantidad de hidrocarburos eliminados, es decir, la utilización de oxígeno es mayor cuantos más hidrocarburos están disponibles; no obstante, si esta disponibilidad disminuye, entonces la tasa respirométrica también se reduce, y como con secuencia la biodegradación disminuye.

#### VII.3.1.2.1.2. Tasa respirométrica de dióxido de carbono

En el aire la concentración de dióxido de carbono en la atmósfera representa el 0,025% del total, es decir 0,3233 gr/m<sup>3</sup> de aire, ya que:

$$P_m \text{ aire} = 28,97 \text{ gr/mol aire}$$

$$1 \text{ mol aire} = 22,4 \text{ litros}$$

Concentración de dióxido de carbono en el aire atmosférico: 0,025%

$$\text{Masa dióxido de carbono aire atmosf.} = \frac{28,97 \text{ gr/mol} \times 0,025\%}{100\%} = 7,24 \cdot 10^{-3} \text{ gr/mol en } 22,4 \text{ l de aire}$$

Luego en 1 metro cúbico de aire:

$$\text{Masa dióxido de carbono} = \frac{7,24 \cdot 10^{-3} \text{ gr} \times 1000 \text{ l}}{22,4 \text{ l}} = 0,3233 \text{ gr/m}^3 \text{ de dióxido de carbono}$$

La masa de dióxido de carbono producido se corresponde al producto entre la concentración de CO<sub>2</sub> y el volumen de aire extraído tal y como ya se explicó en el Apdo. VII.2.4.2.4.. La masa de CO<sub>2</sub> producido se encuentra detallado en la tabla VII.78.

La **tasa respirométrica de dióxido de carbono** ( $K_{RCO_2}$ ) se define como la cantidad de dióxido de carbono producido en los procesos de biodegradación respecto a los hidrocarburos eliminados:

$$\text{Tasa respirométrica CO}_2 (K_{RCO_2}) = \frac{\text{Masa CO}_2 \text{ producido}}{\text{Masa de hidrocarburos}} = \text{Kg CO}_2/\text{Kg HC}$$

En las tablas siguientes se detalla la tasa respirométrica producida para el dióxido de carbono.

**Tabla VII.94: Tasa respirométrica de dióxido de carbono en el ramal I y ramal D**

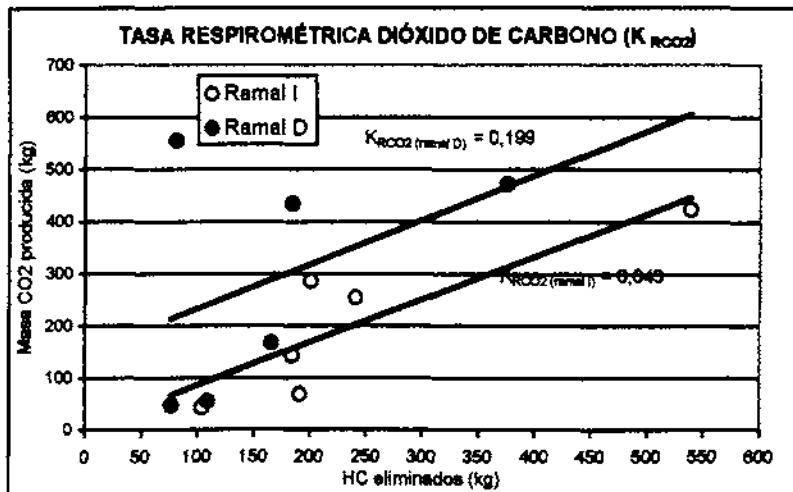
**Ramal I**

FECHA	Nº día de tratamiento	Masa CO <sub>2</sub> extraído	Masa Hidrocarburos biodegradado	Masa Hidrocarburos eliminados	TASA RESPIROMÉTRICA (K <sub>RCO2</sub> )
	días	kg	kg	Kg	Kg CO <sub>2</sub> / kg HC
16-nov-98	122	200,7	64,9	286,9	0,700
15-dic-98	151	241,2	78,0	254,7	0,947
11-ene-99	178	538,8	174,1	424,7	1,268
18-ene-99	185	184,6	59,7	142,7	1,294
21-ene-99	188	104,3	33,7	42,7	2,442
27-ene-99	194	191,3	61,8	68,8	2,779
<b>Media</b>					<b>1,572</b>
<b>Pendiente</b>					<b>0,043</b>

**Ramal D**

FECHA	Nº día de tratamiento	Masa CO <sub>2</sub> extraído	Masa Hidrocarburos volatilizados	Masa Hidrocarburos biodegradados	TASA RESPIROMÉTRICA (K <sub>RCO2</sub> )
	días	kg	kg	Kg	Kg CO <sub>2</sub> / kg HC
16-nov-98	122	80,8	26,1	554,9	0,146
15-dic-98	151	184,7	59,7	434,3	0,425
11-ene-99	178	376,0	121,5	472,3	0,796
18-ene-99	185	165,9	53,6	167,1	0,993
21-ene-99	188	76,9	24,9	46,4	1,659
27-ene-99	194	109,0	35,2	55,0	1,981
<b>Media</b>					<b>1,000</b>
<b>Pendiente</b>					<b>0,199</b>

**Fig. VII.58: Tasa respirométrica de dióxido de carbono (kg CO<sub>2</sub>/kg HC)**



La tasa respirométrica de dióxido de carbono sigue la misma evolución en ambos ramales, pero con una cierta descompensación. La tasa respirométrica de CO<sub>2</sub> comienza a incrementarse cuando los procesos de biodegradación evolucionan, con el consecuente aumento de la producción de dióxido de carbono como producto final del metabolismo celular, que se traduce en un incremento de la tasa respirométrica de CO<sub>2</sub>. Al final del tratamiento, como ya se indicó anteriormente, los procesos de biodegradación sufren una parada (inhibición) por la presencia de producto libre que se expresa por un descenso de la producción de CO<sub>2</sub> o tasa respirométrica de dióxido de carbono.

### VII.3.1.2.1.3. Tasa respirométrica global

La cantidad de dióxido de carbono producido por acción bacteriana es menor que la cantidad de oxígeno consumida, ya que se necesitan 14 moles de oxígeno para degradar un mol de nonano en CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O, y, sin embargo, con un mol de nonano se producen solamente 9 moles de CO<sub>2</sub>. Esta proporción se observa igualmente en la realidad, ya que la masa de oxígeno consumida es mucho mayor a la de CO<sub>2</sub> producida.

En la tabla siguiente se indica la variación en ppm de ambos parámetros en el tiempo:

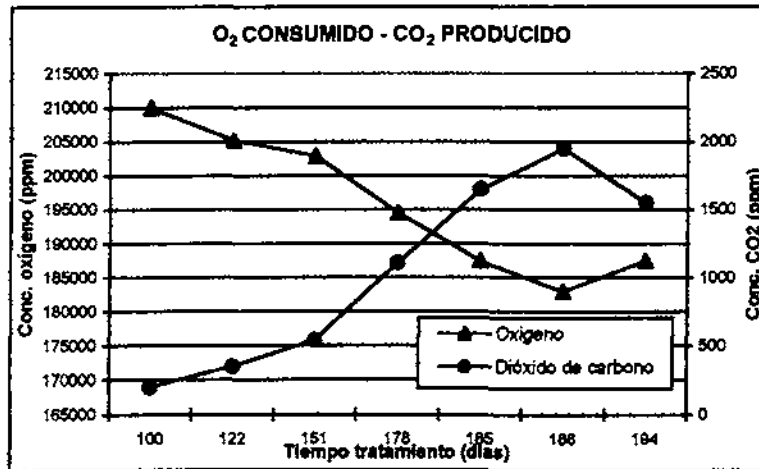
Tabla VII.95: Masa de dióxido de carbono producido y masa oxígeno consumido (ppm)

FECHA	TIEMPO TRATAM.	HC BIODEGRADADOS Kg	OXÍGENO CONSUMIDO AL DIA			CO <sub>2</sub> DESPRENDIDO AL DIA ppm
	días		Kg	%	ppm	
22-jul-98	0	0	0	21,0	210000,0	200,0
16-nov-98	122	91,0	10,6	20,5	205213,8	350,0
15-dic-98	151	137,7	16,6	20,3	202901,7	540,0
11-ene-99	178	295,6	38,3	19,5	194547,4	1110,0
18-ene-99	185	113,3	56,7	18,7	187489,8	1650,0
21-ene-99	188	58,6	68,4	18,3	182978,8	1950,0
27-ene-99	194	97,0	56,6	18,8	187515,4	1550,0

En el gráfico siguiente se observa la evolución de la concentración de ambos parámetros (en ppm) en la totalidad del campo de pruebas nº 1 en el tiempo en que se producen los procesos de biodegradación.



Fig. VII.59: Evolución de la concentración total de oxígeno y dióxido de carbono



Se observa como hay un incremento del oxígeno consumido a medida que aumentan los procesos de biodegradación, es decir, un incremento de la respiración celular, e igualmente, existe un incremento de la producción de dióxido de carbono a medida que se produce la biodegradación. Al final del tratamiento, cuando existe un descenso de ésta, se observa tanto un descenso del oxígeno consumido como del dióxido producido, lo que indica un descenso en la respiración bacteriana y por tanto una mortandad de las poblaciones bacterianas (inhibición de la biodegradación).

Si consideramos la tasa respirométrica acontecida en todo el campo de pruebas, es decir, teniendo en cuenta los dos ramales en conjunto, observamos que ambas tasas están relacionadas, y evolucionan de la misma manera. En la tabla siguiente se encuentran la tasa respirométrica tanto del oxígeno como del dióxido de carbono globales:

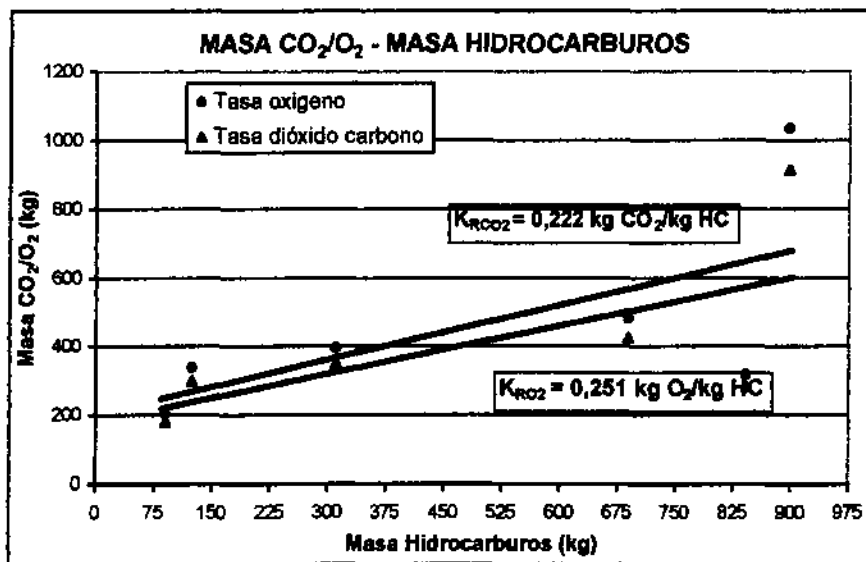
Tabla VII.96: Tasas respirométricas globales ( $K_{RCO_2}$  y  $K_{RO_2}$ )

FECHA	Masa O <sub>2</sub> (kg)	Masa CO <sub>2</sub> (kg)	Masa Hidroc. (kg)	TASA RESPIROMÉTRICA (Kg O <sub>2</sub> /kg HC)			TASA RESPIROMÉTRICA (Kg CO <sub>2</sub> /kg HC)		
	TOTAL	TOTAL	TOTAL	Ramal I	Ramal D	TOTAL	Ramal I	Ramal D	TOTAL
16-nov-98	318,4	281,5	841,8	0,791	0,165	0,378	0,700	0,146	0,334
15-dic-98	481,8	425,9	689,0	1,072	0,481	0,699	0,947	0,425	0,618
11-ene-99	1034,8	914,7	897,0	1,435	0,900	1,154	1,268	0,796	1,020
18-ene-99	396,5	350,5	309,8	1,464	1,123	1,280	1,294	0,993	1,131
21-ene-99	205,0	181,2	89,1	2,762	1,877	2,301	2,442	1,659	2,035
27-ene-99	339,8	300,4	123,9	3,144	2,241	2,743	2,779	1,981	2,426
			<b>Media</b>	1,778	1,131	1,426	1,572	1,000	1,260
			<b>Pendiente</b>	0,049	0,064	0,251	0,043	0,199	0,222

Los valores obtenidos de  $K_{R_{CO_2}}$  son ligeramente más pequeños que los valores de  $K_{R_{O_2}}$ , con una media de 1,260 kg  $CO_2$ /kg HC frente a 1,426 kg  $O_2$ /kg HC. Es decir, existe mayor consumo de oxígeno que producción de dióxido de carbono, pero no existe desproporción entre ambos, ya que los dos parámetros están interrelacionados.

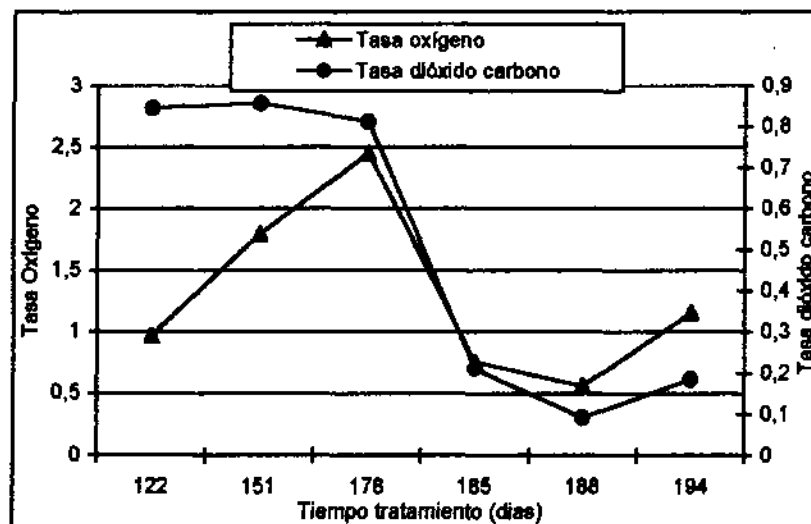
Del mismo modo, las pendientes de las rectas entre la masa de  $O_2$  consumido y/o  $CO_2$  producido y la masa de hidrocarburos presente, es levemente mayor la perteneciente al oxígeno, 0,251, respecto a la del dióxido de carbono, 0,222.

Fig. VII.60: Tasa respirométrica de oxígeno global ( $K_{R_{O_2}}$ )



En el gráfico siguiente se observa la tendencia evolutiva de ambas tasas:

Fig. VII.61: Evolución de las tasas respirométricas con el tiempo tratamiento



### VII.3.1.3. Tasa de extracción de fase disuelta

La tasa de extracción de la fase disuelta en aguas subterráneas expresa la evaluación de la extracción por bombeo de las aguas contaminadas, y posterior tratamiento de los efluentes bombeados mediante decantación y separador de hidrocarburos.

Conocida la masa de hidrocarburos extraídos en fase disuelta en el tiempo (tabla VII.75, Apdo. VII.2.4.2.2.) se calcula tanto el coeficiente de extracción de fase disuelta como la tasa de extracción de la misma.

#### VII.3.1.3.1. Coeficiente de extracción de la fase disuelta.

El coeficiente de extracción de la fase disuelta ( $R_{FD}$ ) se define como la cantidad de hidrocarburos extraídos por bombeo por unidad de tiempo. Es decir:

$$\text{Coeficiente extracción fase disuelta } (R_{FD}) = \frac{\text{Masa HC extraídos bombeo}}{\text{Tiempo tratamiento}} = \text{Kg/día}$$

Este coeficiente nos da una idea de cuantos hidrocarburos se han eliminado o extraído mediante bombeo de las aguas subterráneas al día, y su variación a lo largo del tiempo de tratamiento.

Para calcular el coeficiente de extracción de fase disuelta empleamos la masa de hidrocarburos extraída (teniendo en cuenta el caudal de agua bombeada y la concentración de TPH en aguas antes de la entrada del sistema de tratamiento de los efluentes) mostrada en la tabla VII.75 del Apdo. VII.2.4.2.2..

Los hidrocarburos extraídos por este sistema ascendieron a 315,7 kg, que divididos entre los 197 días de tratamiento, resulta un coeficiente de 1,6 kg/día; es decir:

$$\text{Coef. extracción fase disuelta}_{\text{global}} = \frac{315,7 \text{ kg}}{197 \text{ días}} = 1,60 \text{ kg/día}$$

En la tabla siguiente se detalla la evolución del coeficiente de extracción en el tiempo de tratamiento:

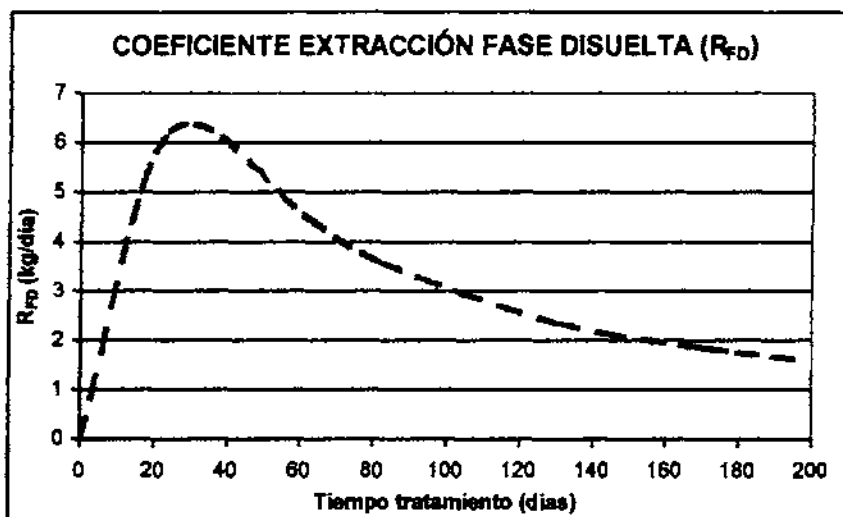
Tabla VII.97: Coeficiente de extracción de fase disuelta ( $R_{FD}$ )

Fecha	Tiempo tratam.	Tiempo de bombeo	TPH a la entrada del separador	Volumen agua bombeada	Masa disuelta eliminada	COEF. EXTRACCIÓN FASE DISUELTA ( $R_{FD}$ )
	días	días	$\mu\text{g/l}$	$\text{m}^3$	kg	Kg/día
16/07/98	0	0	0	0	0,0	0,00
10/08/98	24	24	186122	802,08	149,3	6,22
15/09/98	62	38	100458	1269,96	127,6	4,47
07/10/98	82	3	187390	92,22	17,3	3,59
23/11/98	129	50	7460	1537	11,5	2,37
04/01/99	171	10	63270	155,8	9,9	1,84
28/01/99	195	24	680	373,92	0,3	1,62
					<b>Media</b>	<b>2,87</b>

El coeficiente de extracción de la fase disuelta únicamente está referido al global de todo el campo de pruebas ya que la entrada al separador estaba compuesta por una única línea de agua a la cual se vertía el agua de todos los pozos de bombeo.

La media de extracción fue de 2,87 kg/día, valor moderadamente superior al calculado anteriormente con un resultados de 1,6 kg/día. En el gráfico siguiente se observa la evolución del coeficiente de extracción de fase disuelta con el tiempo de tratamiento:

Fig. VII.82: Evolución del coeficiente de extracción de la fase disuelta con el tiempo



En el gráfico se observa como el coeficiente disminuye con el tratamiento, a partir del primer mes de tratamiento, con un máximo de 6,22 kg/día, de forma suave hasta el final del tratamiento, haciéndose prácticamente constante en 2 kg/día aproximadamente.

Al principio del tratamiento el coeficiente de extracción de fase disuelta es muy elevado, como consecuencia de las altas concentraciones de TPH en aguas y de los altos caudales de bombeo empleados (para el abatimiento del nivel freático), notándose también el efecto de los procesos de desorción que tiene lugar a partir de los 70 días, que motivaron que parte de los hidrocarburos absorbidos en el suelo pasen a formar parte de la fase disuelta, incrementando la concentración de TPH, además de las otras fases (gaseosa y libre).

A partir de los 140 días aunque existe un incremento de la concentración de TPH disuelto, motivado por la atracción de producto en fase libre, no se incrementa de forma notable la masa de fase disuelta eliminada por que el bombeo en esos días, ya que el bombeo fue muy bajo.

#### VII.3.1.3.2. Tasa de extracción de la fase disuelta.

La **tasa de extracción de la fase disuelta ( $K_{FD}$ )** se define como la pendiente entre el logaritmo de la masa inicial de hidrocarburos disueltos en las aguas subterráneas ( $M_0$ ) y la masa eliminada por bombeo de las aguas subterráneas ( $M_{FD}$ ) con respecto a el tiempo de tratamiento, es decir,

$$\text{Tasa extracción fase disuelta } (K_{FD}) = - \frac{\text{Ln } M_0 / M_{FD}}{\text{Tiempo tratamiento}} = \text{días}^{-1}$$

La masa disuelta inicial que se ha considerado ha sido la calculada a los pocos días de comenzar el tratamiento (276,5 kg), ya que la inicial es muy baja (15,5 kg) y no se corresponde con la masa real, ya que en condiciones naturales la concentración de TPH no es tal alta como por efecto del bombeo y la desorción, que hizo que se incrementara el TPH en aguas (tabla VII. 71 y VII.74).

La extracción de fase disuelta se corresponde con el primer modelo de eliminación. Los resultados se indican a continuación:

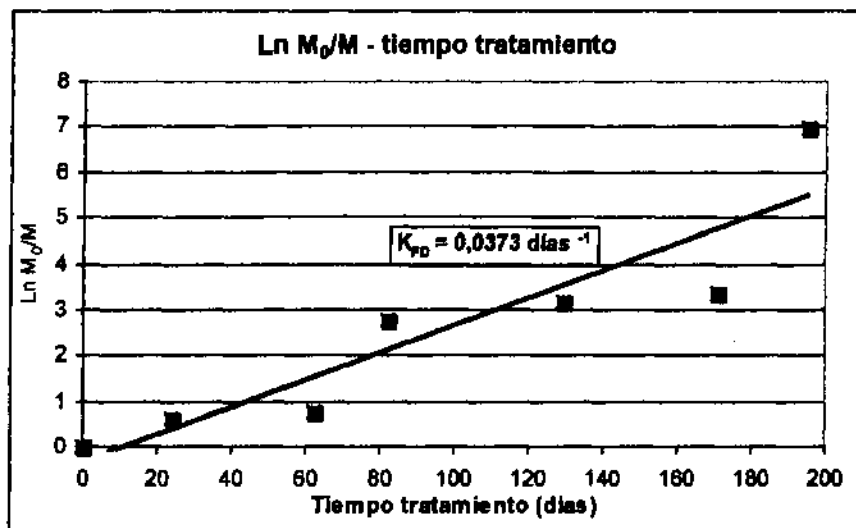
Tabla VII.98: Tasa extracción fase disuelta ( $K_{FD}$ )

1<sup>er</sup> modelo eliminación

Fecha	Tiempo tratam.	MASA DISUELTA EXTRAÍDA	$M_0/M_D$	$\ln M_0/M_{FD}$	TASA EXTRACCIÓN FASE DISUELTA ( $K_{FD}$ )
	días	kg	kg	adim	días <sup>-1</sup>
10/08/98	24	149,3	1,85	0,62	0,0257
15/09/98	62	127,6	2,17	0,77	0,0125
07/10/98	82	17,3	16,00	2,77	0,0338
23/11/98	129	11,5	24,11	3,18	0,0247
4/01/99	171	9,9	28,05	3,33	0,0195
28/01/99	195	0,3	1087,45	6,99	0,0359
<b>Media</b>					<b>0,0253</b>
<b>Pendiente</b>					<b>0,0373</b>

La tasa media registrada fue de 0,0253 días<sup>-1</sup>, y una pendiente de 0,0373 días<sup>-1</sup>.

Fig. VII.63:  $\ln M_0/M_D$  - tiempo tratamiento



Como se observa en la curva, la cinética de la reacción es de primer orden, cuya expresión lineal es:

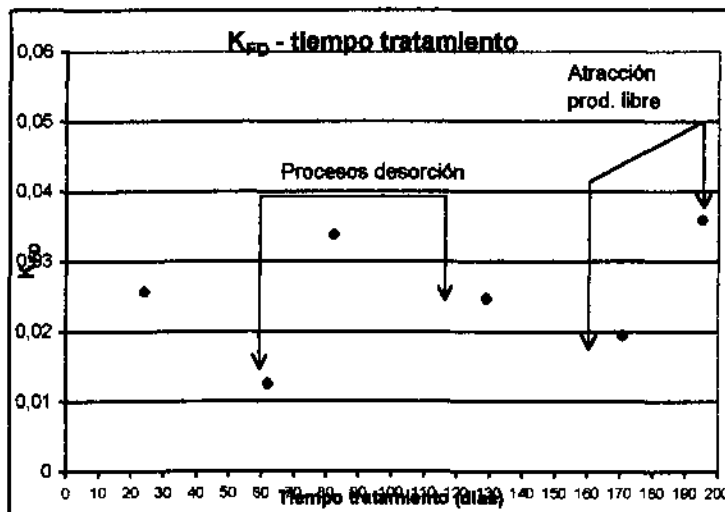
$$M_{FD} = M_0 e^{-kt}$$

es decir:

$$M_{FD} = 276,5 \times e^{-0,0373 t} \quad \text{para el conjunto del campo de pruebas n° 1}$$

En el gráfico siguiente se muestra la curva de la tasa de extracción de la fase disuelta con el tiempo de tratamiento:

Fig. VII.64: Tasa de extracción de la fase disuelta ( $K_{FD}$ ) con el tiempo de tratamiento



En el gráfico como cuando se producen los procesos de desorción se incrementa la tasa de extracción de fase disuelta y de forma análoga cuando se produce la atracción de producto libre, ya que en ambos momentos se va a generar un incremento de la fase disuelta en el medio.

#### VII.3.1.4. Tasa de extracción de la fase libre

La tasa de extracción de la fase libre expresa la evaluación de los procesos de extracción y desaparición del producto en flotación sobre el nivel freático mediante bombeo con bombas skimmer y con alto vacío.

Conocida la masa de hidrocarburos en fase libre eliminados en el tiempo (tabla VII.76, Apdo. VII.2.4.2.3.) se calcula tanto el coeficiente de extracción de fase libre como la tasa de extracción de la misma.

##### VII.3.1.4.1. Coficiente de extracción de fase libre

El coeficiente de extracción de fase libre ( $R_{FL}$ ) se define como la cantidad de hidrocarburos que son extraídos en fase libre por unidad de tiempo. Es decir:

$$\text{Coeficiente extracción en fase libre } (R_{FL}) = \frac{\text{Masa HC extraídos en fase libre}}{\text{Tiempo tratamiento}} = \text{kg/día}$$

Este coeficiente nos indica la masa de hidrocarburos en fase libre que son extraídos del medio al día, y si han existido procesos que han variado esta eliminación en el tiempo de tratamiento. Para calcular dicho coeficiente empleamos la masa de hidrocarburos en fase libre extraída mostrada en el Apdo. VII.2.4.2.3., y calculada a partir del volumen de producto extraído y la densidad del hidrocarburo (tabla VII.76).

Los hidrocarburos totales extraídos en fase libre ascendieron a 11.577,9 kg, que divididos entre los 197 días de tratamiento, se obtiene un coeficiente de 58,8 kg/día, esto es:

$$\text{Coef. extracción fase libre}_{\text{global}} = \frac{11.577,9}{197} = 58,8 \text{ kg/día}$$

El coeficiente definido para cada semana de tratamiento se recoge en la siguiente tabla:

Tabla VII.99. Coeficiente de extracción de la fase libre ( $R_{FL}$ )

Semana	Días tratamiento	Volumen semanal	Masa semanal	COEFICIENTE DE EXTRACCIÓN FASE LIBRE ( $R_{FL}$ )
	días	litros	Kilos	kg/día
17 jul.	1	5	4,3	4,3
24 jul.	7	25	21,3	3,6
29 jul.	15	30	25,5	3,4
6 ago.	22	40	34,0	3,9
13 ago.	29	70	59,5	5,0
20 ago.	36	40	34,0	5,0
26 ago.	43	275	233,8	9,6
2 sep.	50	355	301,8	14,3
9 sep.	57	830	705,5	24,9
16 sep.	64	650	552,5	30,8
23 sep.	71	827	703,0	37,7
30 sep.	78	370	314,5	38,3
7 oct.	85	550	467,5	40,7
14 oct.	92	577	490,5	42,9
21 oct.	99	433	368,1	43,6
28 oct.	106	292	248,2	43,1
4 nov.	113	276	234,6	42,5
11 nov.	120	330	280,5	42,3
18 nov.	127	412	350,2	42,7
25 nov.	134	225	191,3	41,9
2 dic.	141	545	463,3	43,1
9 dic.	148	753	640,1	45,4
16 dic.	155	925	786,3	48,5
24 dic.	162	828	703,8	50,7
31 dic.	169	980	833,0	53,5

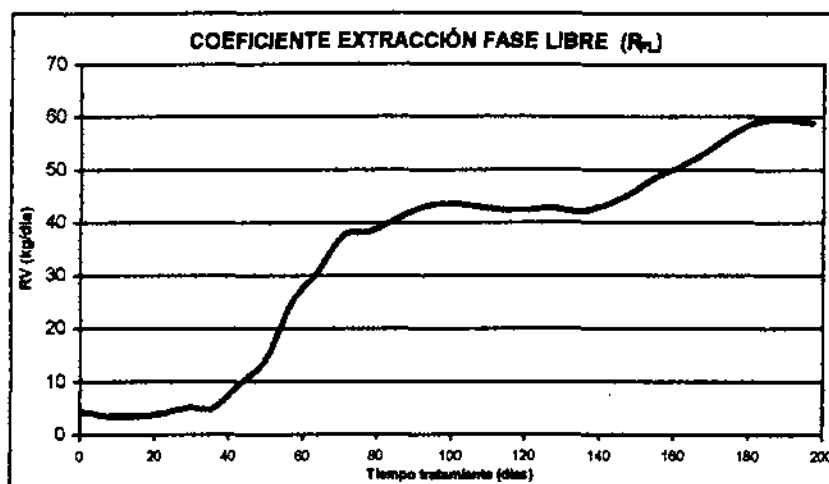


Semana	Días tratamiento	Volumen semanal	Masa semanal	COEFICIENTE DE EXTRACCIÓN FASE LIBRE ( $R_{FL}$ )
	días	litros	Kilos	kg/día
7 ene.	176	1118	950,3	56,8
14 ene.	183	950	807,5	59,0
21 ene.	190	560	476,0	59,4
28 ene.	197	350	297,5	58,8
			<b>Media</b>	<b>34,3</b>

El coeficiente de extracción para todo el campo de pruebas es de 34,3 kg/día, valor mucho menor al calculado de forma global (58,8 kg/día).

En el gráfico siguiente se representa la evolución del coeficiente con el tiempo de tratamiento:

Fig. VII.65: Evolución del coeficiente de extracción de la fase libre con el tiempo



En el gráfico se observa como se incrementa el coeficiente de extracción de producto libre a partir de los 40 días de tratamiento (coincidente con el abatimiento del nivel freático y el ajuste de las skimmer), hasta los 100 días aproximadamente, momento en el cual se estabiliza hasta los 140 días, a partir de la cual comienza de nuevo a incrementarse, lo que significa que existió un aumento de la producción, que se explica por un aumento de la presencia de producto libre en el medio debido a los fenómenos de desorción y a la atracción de producto por un bombeo excesivo.

VII.3.1.4.2. Tasa de extracción de fase libre

La **tasa de extracción de fase libre ( $K_{FL}$ )** se define como la pendiente de la recta entre el logaritmo la masa inicial de producto en fase libre existente en el medio ( $M_0$ ) y la eliminación del mismo por efecto de la extracción a lo largo del tiempo ( $M_{FL}$ ), es decir:

$$\text{Tasa extracción fase libre } (K_{FL}) = \frac{\text{Ln } M_0 / M_{FL}}{\text{tiempo tratamiento}} = \text{días}^{-1}$$

Para calcular la tasa de extracción de producto libre se ha considerado en vez de del volumen de producto extraído la masa de producto en fase libre extraída, con respecto a la masa inicial existente. La masa de producto libre eliminada que se corresponde con 11.777,9 kg, es decir 13.988 litros y la masa eliminada por unidad de tiempo es la calculada respecto a cada semana (tabla VII.76). Se han tenido en cuenta los aportes externos de producto.

La extracción de producto libre se corresponde con el segundo modelo de eliminación. Los resultados se encuentran registrados en la siguiente tabla:

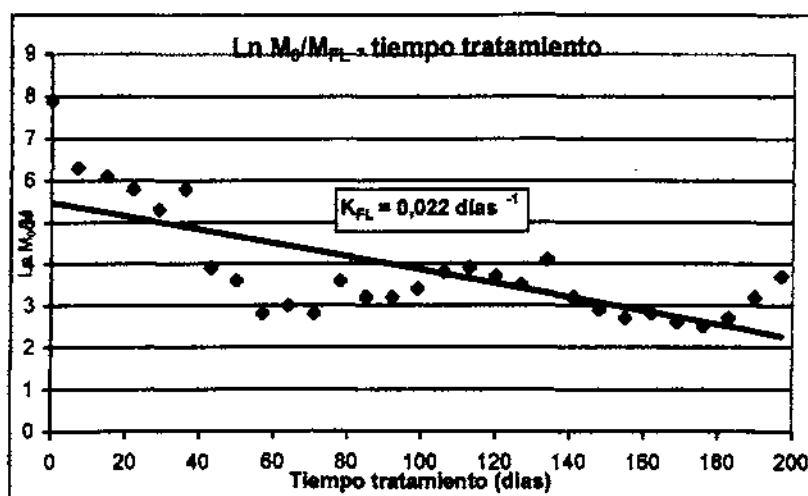
Tabla VII.100: Tasa de extracción de producto libre ( $K_{PL}$ )2º modelo eliminación

SEMANA	DÍAS TRATAMIENTO	MASA PROD. EN FASE LIBRE	$M_0/M_{FL}$	$\text{Ln } M_0/M_{FL}$	TASA EXTRACCIÓN PROD. LIBRE ( $K_{PL}$ )
		kilos	Kilos	adim	Días <sup>-1</sup>
17 jul.	1	4,3	2724,2	7,9	7,910
24 jul.	7	21,3	544,8	6,3	0,900
29 jul.	15	25,5	454,0	6,1	0,408
6 ago.	22	34,0	340,5	5,8	0,265
13 ago.	29	59,5	194,6	5,3	0,182
20 ago.	36	34,0	340,5	5,8	0,162
26 ago.	43	233,8	49,5	3,9	0,091
2 sep.	50	301,8	38,4	3,6	0,073
9 sep.	57	705,5	16,4	2,8	0,049
16 sep.	64	552,5	21,0	3,0	0,048
23 sep.	71	703,0	16,5	2,8	0,039
30 sep.	78	314,5	36,8	3,6	0,046
7 oct.	85	467,5	24,8	3,2	0,038
14 oct.	92	490,5	23,6	3,2	0,034
21 oct.	99	368,1	31,5	3,4	0,035
28 oct.	106	248,2	46,6	3,8	0,036
4 nov.	113	234,6	49,4	3,9	0,035

SEMANA	DÍAS TRATAMIENTO	MASA PROD. EN FASE LIBRE	$M_0/M_{FL}$	$\ln M_0/M_{FL}$	TASA EXTRACCIÓN PROD. LIBRE ( $K_{FL}$ )
		kilos	Kilos	adim	Días <sup>-1</sup>
11 nov.	120	280,5	41,3	3,7	0,031
18 nov.	127	350,2	33,1	3,5	0,028
25 nov.	134	191,3	60,5	4,1	0,031
2 dic.	141	463,3	25,0	3,2	0,023
9 dic.	148	640,1	18,1	2,9	0,020
16 dic.	155	786,3	14,7	2,7	0,017
24 dic.	162	703,8	16,5	2,8	0,017
31 dic.	169	833,0	13,9	2,6	0,016
7 ene.	176	950,3	12,2	2,5	0,014
14 ene.	183	807,5	14,3	2,7	0,015
21 ene.	190	476,0	24,3	3,2	0,017
28 ene.	197	297,5	38,9	3,7	0,019
<b>Media</b>					<b>0,365</b>
<b>Pendiente</b>					<b>0,022</b>

La tasa de extracción media es de 0,365 días<sup>-1</sup>, y la pendiente de la recta se corresponde con 0,022 días<sup>-1</sup>. En el siguiente gráfico se encuentra la recta que representa la tasa de extracción de producto libre con el tiempo de tratamiento:

Fig. VII.66:  $\ln M_0/V_{FL}$  - tiempo de tratamiento



Como se observa en la curva, la cinética de la reacción es de primer orden, cuya expresión lineal es:

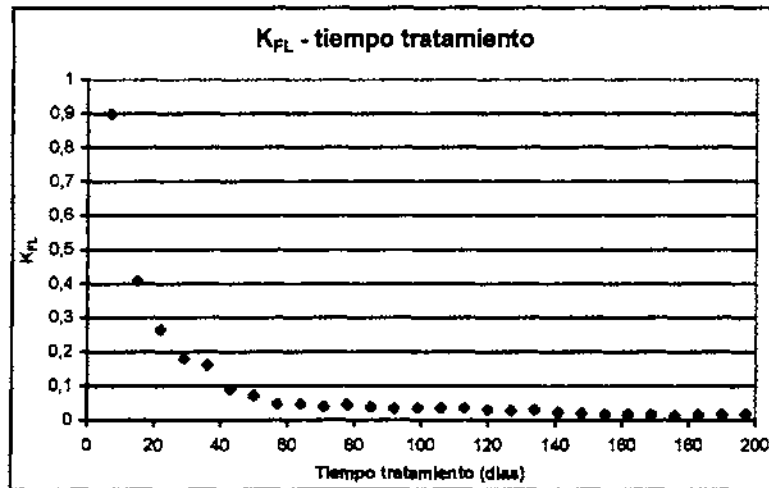
$$M_{FL} = M_0 e^{-kt}$$

es decir,

$$M_{FL} = 11.578 \times e^{-0,022t} \text{ para el conjunto del campo de pruebas n}^\circ 1$$

La curva<sup>1</sup> siguiente representa la tasa de extracción de la fase libre en el tiempo ( $K_{FL}$ ) :

Fig. VII.67: Tasa de extracción de la fase libre ( $K_{FL}$ ) con el tiempo de tratamiento



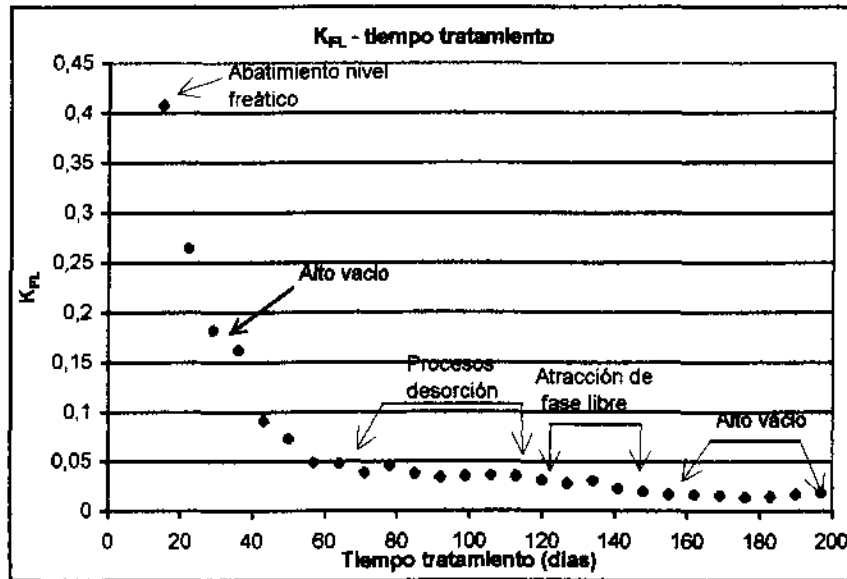
La tasa se incrementa después del primer mes coincidiendo con el abatimiento del nivel freático y el ajuste del bombeo y la aplicación del alto vacío, manteniendo un ritmo de extracción de producto en aumento hasta los 60 días, momento a partir del cual desciende, es decir, existe un descenso del rendimiento de la extracción del producto a pesar de su existencia, hasta que los procesos de desorción adquieren la suficiente importancia como para liberar todo el producto retenido en el suelo y así poder hacer factible su extracción. Estos procesos de extracción tienen lugar a partir de los 80 días, momento en el que comienza a incrementarse de forma muy notable la tasa de extracción.

A los 160 días se observa una pequeña tendencia a disminuir la tasa, fenómeno lógico si consideramos que la tasa de extracción ha alcanzado su máximo y es el momento en el que la producción comienza a descender como consecuencia de que prácticamente ya no queda producto libre retenido en el suelo, sin embargo, se observa un nuevo incremento para alcanzar el máximo de producción a los 180 días, que coincide con la atracción de producto libre de puntos existentes fuera del campo de pruebas por un bombeo incorrecto y a la utilización de forma intensiva del alto vacío. Este suceso dio lugar a un retraso en el descenso de la producción o en la eliminación del producto, y a que la tasa de extracción finalizara en un valor medio, y no menor como cabría esperar.

<sup>1</sup> Por efectos de escala no se ha considerado la  $K_{FL}$  correspondiente al primer día de tratamiento (7,910)

En el gráfico siguiente están identificados los acontecimientos más importantes que han afectado a la evolución de la tasa de extracción de la fase libre.

**Fig. VII.68: Acontecimientos relacionados con la evolución de la tasa de extracción de producto libre**



### VII.3.2. Tiempos de limpieza reales

#### VII.3.2.1. Tiempo de limpieza por volatilización

El *tiempo de eliminación real por volatilización* es el cociente entre la masa inicial de hidrocarburos absorbidos en el suelo y el coeficiente de volatilización ( $R_v$ ) final obtenido en el campo de pruebas.

El coeficiente de volatilización ( $R_v$ ) medio obtenido para el campo de pruebas nº 1 fue de 20,2 kg/día, repartidos en 7,8 kg/día para el ramal I y en 12,5 kg/día para el ramal D, y como la masa inicial de hidrocarburos absorbidos en el suelo inicialmente era de 10.595,5 kg, entonces el tiempo de eliminación por volatilización real debería haber sido de:

$$\text{Tiempo eliminación VOLATILIZACIÓN} = 10.505,5 \text{ kg} / 20,2 \text{ kg/día} = 524 \text{ días}$$

Sin embargo, este dato no se corresponde con la realidad por dos motivos, el primero por que el tiempo de duración del tratamiento de extracción de vapores e inyección de aire fue de 200 días, y segundo, por que la masa volatilizada (3.936 kg) fue mucho menor que la masa que inicialmente existía en fase absorbida, por lo que se deduce que los hidrocarburos absorbidos no se eliminaron únicamente por volatilización, si no que también jugaron un papel importante en su eliminación otros mecanismos de eliminación, como es la biodegradación, y los procesos de desorción, que originaron la separación de la fase absorbida a fase libre y disuelta en aguas subterráneas, que posteriormente sería eliminada por bombeo.

Por tanto, el tiempo de eliminación por volatilización fue de:

$$\text{Tiempo de eliminación real VOLATILIZACIÓN} = 3.936 / 20,2 = 195 \text{ días}$$

Ahora bien, si consideramos la tasa de volatilización ( $K_v$ ) obtenida de la pendiente de la recta de la curva  $\ln M_0/M_v$  respecto al tiempo de tratamiento, y el porcentaje de disminución del hidrocarburo por volatilización requerido, entonces tendríamos que el tiempo necesario para eliminar el 100% del hidrocarburo, o lo que es lo mismo, el tiempo de limpieza real por volatilización, que vendría definido por la expresión :

$$-\ln M_0/M_v = K_v \times t$$

$$K_v = -\frac{\ln M_0/M_v}{t} = \text{días}^{-1}$$

Donde:

- t = Tiempo de tratamiento (días)  
 $M_0$  = Masa inicial absorbida (kg)  
 $M_v$  = Masa volatilizada un tiempo determinado (Kg)

Y por tanto,

$$\text{Tiempo de limpieza real por volatilización } (T_v) = 1/K_v \times \ln M_0/M_v = \text{días}$$

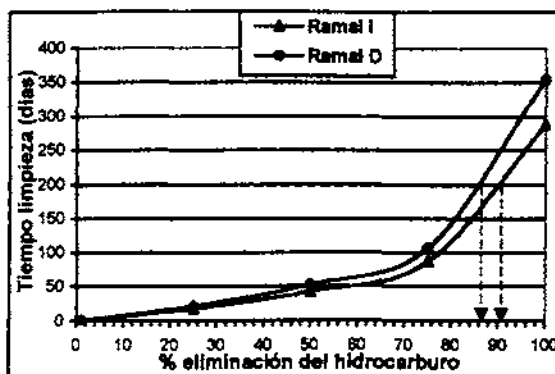
La tasa de volatilización ( $K_v$ ) para el campo de pruebas nº 1 es de 0,016 días<sup>-1</sup> para el ramal I y de 0,013 días<sup>-1</sup> para el ramal D. Por tanto, el tiempo de limpieza requerido para eliminar la totalidad del hidrocarburo absorbido en el suelo por volatilización será diferente para cada periodo y ramal :

Tabla VII.101: Tiempos de limpieza por volatilización

Eliminación del hidrocarburo	$M_0/M_v$		$\ln M_0/M_v$		$1/K_v$		TIEMPO ELIMINACIÓN POR VOLATILIZACIÓN ( $T_v$ (días))	
	I	D	I	D	I	D	I	D
100 %	0,01	0,01	-4,61	-4,605	62,50	76,923	288	354
75 %	0,25	0,25	-1,39	-1,386	62,50	76,923	87	107
50 %	0,50	0,50	-0,69	-0,693	62,50	76,923	43	53
25 %	0,75	0,75	-0,29	-0,288	62,50	76,923	18	22
1 %	0,99	0,99	-0,01	-0,010	62,50	76,923	1	1

Plasmando en un gráfico los tiempos de limpieza obtenidos para cada periodo respecto de porcentaje de eliminación de hidrocarburo, obtendríamos sendas rectas que nos indicarían como se habría producido la eliminación del hidrocarburo:

Fig. VII.71: Tiempo de limpieza por volatilización



Para eliminar el 100 % del hidrocarburo absorbido en el suelo serían necesario emplear 288 días en el ramal I y 354 días el ramal D, y por tanto, una media de 321 días para todo el campo de pruebas.

La curva nos indica que de haber existido solamente esta evolución de volatilización a los 200 días de tratamiento se habría volatilizado entre el 88% y el 92% del hidrocarburo según el ramal. Este porcentaje de eliminación se corresponde con la volatilización de las fracciones más ligeras del queroseno, correspondiéndose el 8-12% restante no eliminado con las fracciones menos ligeras, que necesitarían un tiempo e tratamiento entre 90 y 150 días para su eliminación.

Este porcentaje de eliminación se corresponde con lo observado en la realidad. Esta determinación se ratifica al obtenerse al final del tratamiento unas concentraciones de TPH en los gases extraídos de 546 y 246 mg/m<sup>3</sup> en el ramal I los días 189 y 198

respectivamente, y de 860 y 400 mg/m<sup>3</sup> en el ramal D, valores medianamente altos si se comparan con las medias de extracción de cada ramal que resultaron de 1.572 mg/m<sup>3</sup> en el ramal I y de 3.551 mg/m<sup>3</sup> para el ramal D, lo cual indica que todavía existía hidrocarburo factible de ser volatilizado en el medio. Así mismo, el estudio de los cromatogramas (Apdo. VIII.1.2.4 relación entre la concentración de TPH y la evolución de la fracción volátil) corrobora la teoría de que las fracciones menos ligeras al finalizar el tratamiento no habían sido totalmente eliminados.

En el Apdo. VII.2.4.3.2.4. se detallan los hidrocarburos no eliminados al final del tratamiento, siendo en fase gaseosa un total de 1,5 kg, en fase absorbida 45,1 kg y en fase libre 589,05 kg (tabla VII.83).

### VII. 3.2.2. Tiempo de limpieza por biodegradación

El *tiempo de eliminación por biodegradación real* es el cociente entre la masa inicial de hidrocarburos absorbidos en el suelo y el coeficiente de biodegradación ( $R_B$ ) final obtenido en el campo de pruebas. Los procesos de biodegradación solamente tuvieron lugar al final del tratamiento, una vez descendió la concentración de hidrocarburo saturado en el suelo debido a los procesos de desorción.

El coeficiente de biodegradación medio para el campo de pruebas fue de 3,4 kg/día, repartidos en 2,1 kg/día en el ramal I y 1,3 kg/día en el ramal D. Mediante los procesos de biodegradación se eliminaron un total de 793,2 kg, en los últimos 75 días de tratamiento.

La masa de hidrocarburos absorbidos existentes en el momento de comenzar estos procesos era de aproximadamente de 7.975,3 kg aproximadamente, por lo que el tiempo de limpieza suponiendo que solamente actúan los procesos de biodegradación sería

$$\text{Tiempo eliminación}_{\text{BIODEGRADACIÓN}} = 7.975,3 \text{ kg} / 3,4 \text{ kg/día} = 2.345 \text{ días}$$

Este tiempo de limpieza no se corresponde con la realidad, análogamente con el de volatilización por dos motivos, el primero por que la cantidad de hidrocarburos biodegradados ascendió solamente a 793,2 kg, y segundo, por que está demostrado que los procesos de biodegradación solamente tuvieron lugar durante 75 días (al final del tratamiento).



Por tanto, el tiempo de eliminación real por biodegradación sería:

$$\text{Tiempo eliminación BIODEGRADACIÓN} = 793,2 \text{ kg} / 3,4 \text{ kg/día} = 233 \text{ días}$$

Es decir, que el proceso global de biodegradación necesitó en realidad de 233 días, no habiendo terminado al final del tiempo de tratamiento y englobando así el periodo de aclimatización previo de las poblaciones bacterianas.

La tasa de biodegradación establecida ( $K_B$ ) se corresponde con la pendiente de la recta de la curva  $\ln M_0/M_B$  respecto al tiempo de tratamiento, y es de  $0,010 \text{ días}^{-1}$  para el ramal I y de  $0,012 \text{ días}^{-1}$  para el ramal D. Por tanto, el tiempo de limpieza real por biodegradación considerando la tasa de biodegradación y el porcentaje de disminución del hidrocarburo por biodegradación vendría definido por la expresión :

$$-\ln M_0/M_B = K_B \times t$$

$$K_B = -\frac{\ln M_0/M_B}{t} = \text{días}^{-1}$$

Donde:

- t = Tiempo de tratamiento (días)
- $M_0$  = Masa absorbida (kg)
- $M_B$  = Masa biodegrada en un tiempo determinado (Kg)

Y por tanto,

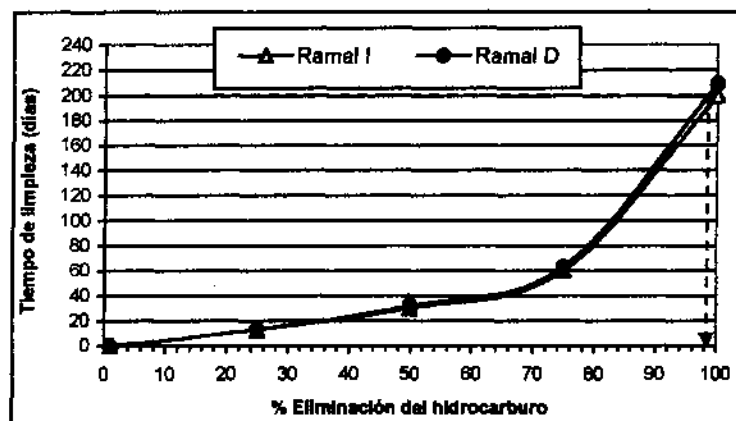
$$\text{Tiempo de limpieza por biodegradación } (T_B) = 1/K_B \times \ln M_0/M_B = \text{días}$$

El tiempo de limpieza determinado se encuentra indicado en la siguiente tabla:

Tabla VII.103: Tiempo de limpieza real por biodegradación ( $T_B$ )

Eliminación del hidrocarburo	$M_0/M_B$		$\ln M_0/M_B$		$1/K_B$		TIEMPO ELIMINACIÓN POR BIODEGRADACIÓN ( $T_B$ (días))	
	I	D	I	D	I	D	I	D
100 %	0,01	0,01	-4,61	-4,61	43,5	45,5	200	209
75 %	0,25	0,25	-1,39	-1,39	43,5	45,5	60	63
50 %	0,50	0,50	-0,69	-0,69	43,5	45,5	30	32
25 %	0,75	0,75	-0,29	-0,29	43,5	45,5	13	13
1 %	0,99	0,99	-0,01	-0,01	43,5	45,5	0	0

Fig. VII.73: Tiempo de limpieza real por biodegradación



El tiempo de eliminación global para el campo de pruebas es de 205 días y según la curva, los 200 días de tratamiento se corresponden con la eliminación del 99 % del hidrocarburo por procesos de biodegradación en el ramal I y del 98% en el ramal D.

Este tiempo de eliminación mediante biodegradación se entiende a partir del momento en que comienzan a producirse dichos procesos, es decir, teniendo en cuenta el periodo de aclimatización o acondicionamiento de las poblaciones bacterianas necesario, que en este campo de pruebas fue de más de 100 días.

### VII. 3.2.3. Tiempo de limpieza por extracción de la fase disuelta

El *tiempo de eliminación por extracción de la fase disuelta* en aguas subterráneas es el cociente entre la masa inicial de hidrocarburos disueltos en el suelo y el coeficiente de extracción de la fase disuelta ( $R_{FD}$ ) final obtenido en el campo de pruebas.

El coeficiente de extracción de la fase disuelta ( $R_{FD}$ ) medio obtenido para el campo de pruebas nº 1 fue 2,7 kg/día, y como la masa inicial de hidrocarburos disueltos en el agua subterránea inicialmente era de 15,5 kg, entonces el tiempo de eliminación real debería haber sido de:

$$\text{Tiempo eliminación EXTRACCIÓN FASE DISUELTA} = 15,5 \text{ kg} / 2,7 \text{ kg/día} = 6 \text{ días}$$

Obviamente, este dato no se corresponde con la realidad por dos motivos, el primero por que el tiempo de duración de la extracción de fase disuelta se mantuvo hasta el final del tratamiento, y segundo, por que la masa extraída en fase disuelta fue en este caso mucho mayor que la inicial, ya que ascendió a 315,7 kg, por lo que se deduce que a lo largo del tratamiento la fase disuelta fue incrementándose a la vez que era eliminada.

De nuevo entran en juego los procesos de desorción que produjeron dicho incremento de la fase disuelta proveniente de la dispersión de la fase absorbida en las restantes fases, y los aportes exteriores de producto libre, que al producirse una disolución del producto libre se incrementa la fase disuelta. Por tanto, el tiempo de limpieza real por extracción de fase disuelta fue de:

$$\text{Tiempo real de limpieza}_{\text{EXTRACCIÓN FASE DISUELTA}} = 315,7/2,87 = 110 \text{ días}$$

Ahora bien, si consideramos la tasa de extracción de fase disuelta ( $K_{FD}$ ) obtenida de la pendiente de la recta de la curva  $\ln M_0/M_{FD}$  respecto al tiempo de tratamiento, y el porcentaje de disminución del hidrocarburo requerido, entonces tendríamos que el tiempo de limpieza por extracción de la fase disuelta necesario para eliminar el 100% del hidrocarburo vendría definido por la expresión :

$$-\ln M_0/M_{FD} = K_{FD} \times t$$

$$K_{FD} = -\frac{\ln M_0/M_{FD}}{t} = \text{días}^{-1}$$

Donde:

- t = Tiempo de tratamiento (días)  
 $M_0$  = Masa disuelta inicial (kg)  
 $M_{FD}$  = Masa disuelta extraída en un tiempo determinado (Kg)

Y por tanto,

$$\text{Tiempo de limpieza por extracción fase disuelta } (T_{FD}) = 1/K_{FD} \times \ln M_0/M_{FD} = \text{días}$$

La tasa de extracción de fase disuelta ( $K_{FD}$ ) obtenida para el conjunto del campo de pruebas nº 1 fue de 0,0373 días<sup>-1</sup>, y por tanto, el tiempo de limpieza requerido para eliminar la totalidad del hidrocarburo disuelto en aguas será el siguiente:

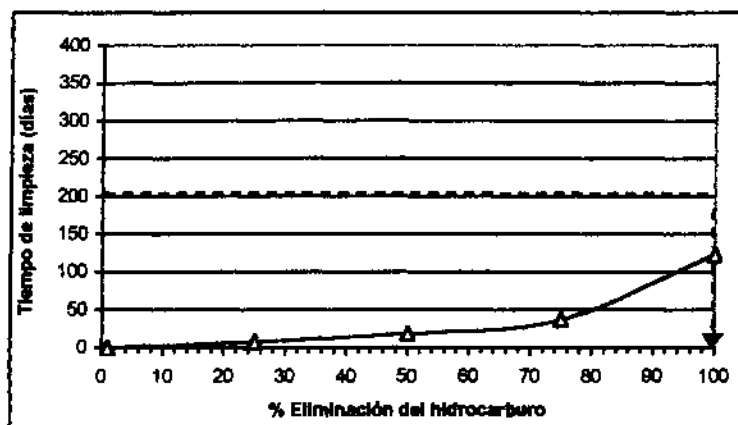
Tabla VII.104: Tiempos de eliminación por extracción de la fase disuelta ( $T_{FD}$ )

Eliminación del hidrocarburo	$M_0/M_{FD}$	$\ln M_0/M_{FD}$	$1/K_{FD}$	TIEMPO DE ELIMINACIÓN POR EXTRACCIÓN FASE DISUELTA ( $T_{FD}$ (días))
100 %	0,01	-4,61	26,8	123
75 %	0,25	-1,39	26,8	37
50 %	0,50	-0,69	26,8	19
25 %	0,75	-0,29	26,8	8
1 %	0,99	-0,01	26,8	0

Es decir, para eliminar el 100 % del hidrocarburo absorbido en el suelo serían necesario emplear 123 días.

En el gráfico se observa la evolución del tiempo de limpieza según el porcentaje de hidrocarburo a eliminar. Con esta curva se puede conocer el porcentaje real de eliminación por extracción en fase disuelta al emplearse un total de 197 días de tratamiento, es decir:

Fig. VII.74 : Tiempo de eliminación extracción de la fase disuelta



La correspondencia en la curva de los 200 días de tratamiento se corresponden con el 100% del total de los hidrocarburos eliminados realmente por bombeo, o lo que es lo mismo, se obtuvo el 100 % de eliminación de los hidrocarburos disueltos en agua. Lo que se corrobora con la última concentración de TPH muestreada en aguas a los 195 días del tratamiento, donde se obtuvo solamente 680  $\mu\text{g/l}$ , es decir, 0,2 kg de hidrocarburo en fase disuelta no eliminados (tabla VII.75).

#### VII.2.3.4. Tiempo de eliminación por extracción de la fase libre

El tiempo de eliminación por extracción de la fase libre sobrenadante es la resultante del cociente entre la masa inicial de hidrocarburos en fase libre y el coeficiente de extracción de la fase libre ( $R_{FL}$ ) final obtenido en el campo de pruebas.

El coeficiente de extracción de la fase libre ( $R_{FL}$ ) medio obtenido para el campo de pruebas nº 1 fue 34,3 kg/día, y como la masa inicial de hidrocarburos en fase libre iniciales era de 5.408,6 kg, entonces el tiempo de eliminación real debería haber sido de:

$$\text{Tiempo limpieza}_{\text{EXTRACCIÓN FASE LIBRE}} = 5.408,6 \text{ kg} / 34,3 \text{ kg/día} = 157 \text{ días}$$

Obviamente, este dato no se corresponde con la realidad, aunque solamente es ligeramente superior al real. Sin embargo, la masa de hidrocarburos en fase libre eliminados (11.577,9 kg) fue notablemente superior a la masa inicial de producto libre existente calculado (5.408,6 kg), debido, como se ha explicado con anterioridad, a que primeramente los procesos de desorción produjeron un aumento del volumen de producto en fase libre en el medio, y segundo, a los aportes exteriores de producto libre al final del tratamiento por un incorrecto bombeo y alto vacío. Por tanto, el tiempo de limpieza real por extracción de fase libre se corresponde con:

$$\text{Tiempo real de eliminación}_{\text{EXTRACCIÓN FASE LIBRE}} = 11.577,9 / 34,3 = 337 \text{ días}$$

Este tiempo de limpieza también se aleja mucho de producido en la realidad. Ahora bien, si consideramos la tasa de extracción de fase libre ( $K_{FL}$ ) obtenida de la pendiente de la recta de la curva  $\ln M_0/M_{FL}$  respecto al tiempo de tratamiento, y el porcentaje de disminución del hidrocarburo requerido, entonces tendríamos que el tiempo de limpieza por extracción de producto libre necesario para eliminar el 100% vendría definido, de forma análoga que las expresiones anteriores, por:

$$-\ln M_0/M_{FL} = K_{FL} \times t$$

$$K_{FL} = -\frac{\ln M_0/M_{FL}}{t} = \text{días}^{-1}$$

Donde:

t = Tiempo de tratamiento (días)

$M_0$  = Masa de producto libre inicial (kg)

$M_{FL}$  = Masa de producto libre extraída en un tiempo determinado (Kg)

Y por tanto,

$$\text{Tiempo de eliminación por extracción fase disuelta } (T_{FL}) = 1/K_{FL} \times \text{Ln } M_0/M_{FL} = \text{días}$$

La tasa de extracción de fase libre ( $K_{FL}$ ) obtenida para el conjunto del campo de pruebas nº 1 fue de  $0,022 \text{ días}^{-1}$ , y por tanto, el tiempo de limpieza requerido para eliminar la totalidad del producto libre será el siguiente:

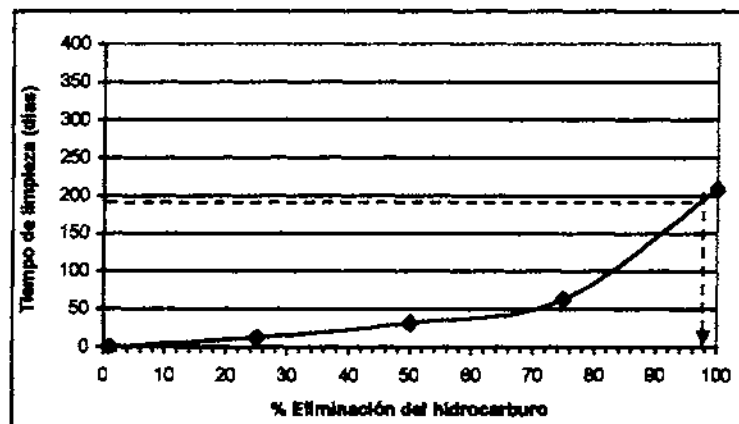
Tabla VII.105: Tiempos de eliminación por extracción de la fase libre

Eliminación del hidrocarburo	$M_0/M_{FD}$	$\text{Ln } M_0/M_{FD}$	$1/K_{FD}$	TIEMPO DE ELIMINACIÓN POR EXTRACCIÓN FASE libre ( $T_{FL}$ (días))
100 %	0,01	-4,61	45,5	209
75 %	0,25	-1,39	45,5	63
50 %	0,50	-0,69	45,5	32
25 %	0,75	-0,29	45,5	13
1 %	0,99	-0,01	45,5	0

Es decir, para eliminar el 100 % del hidrocarburo absorbido en el suelo serían necesario emplear 209 días.

En el gráfico se observa la evolución del tiempo de limpieza según el porcentaje de hidrocarburo a eliminar. Con esta curva se puede conocer el porcentaje real de eliminación por extracción en fase disuelta al emplearse un total de 197 días de tratamiento, es decir:

Fig. VII.75 : Tiempo de eliminación extracción de la fase libre



La correspondencia en la curva de los 200 días de tratamiento se corresponden con el 98% del total de los hidrocarburos eliminados realmente por bombeo, o lo que es lo mismo, se obtuvo prácticamente la totalidad de la eliminación de los hidrocarburos en fase libre. Lo cual se corrobora con el volumen de producto libre no eliminado que ascendió a 693,0 litros (589,05 kg).

### VII. 3.3. Coefficiente de eliminación real para el campo de pruebas n° 1

Se ha estudiado la evolución de la eliminación de la contaminación en el tiempo considerando como intervalos de tiempo el momento correspondiente a la ejecución de los sondeos de comprobación, ya que en ese momento la información sobre la concentración de TPH disponible pertenece a suelos, gases y aguas, y por tanto es posible realizar el balance de masas en el sistema.

Tabla VII.106: Hidrocarburos eliminados en el tiempo

TIPO DE ELIMINACIÓN		Unidad	TIEMPO TRATAMIENTO (días)				
			Inicio	45 días	75 días	140 días	final
Contaminación Eliminada	Volatilización	Kg	0,0	760,0	1.310,0	1.087,0	779,0
	Ext. F. Disuelta	Kg	0,0	212,8	99,5	2,4	0,6
	Ext. Producto libre	Kg	0,0	412,3	2.577,2	3.094,0	5.494,4
	Biodegradación	Kg	0,0	0,0	0,0	228,7	564,5
	MASA TOTAL ELIMINADA	Kg	0,0	1.385,1	5.371,7	9.783,9	16.622,4

Los factores que han intervenido en la eliminación de las fases absorbida y gaseosa en suelos han sido, principalmente la volatilización, y en menor grado, la biodegradación. La suma de la masa eliminada por ambas asciende a 4.729,2 kg, que representa un 28,5 % de la representatividad de todos los procesos involucrados. Sin embargo, los procesos de descontaminación que han intervenido en la eliminación de la fase libre y disuelta en aguas han sido el bombeo y tratamiento, con una masa en conjunto de 11.893,2 kg, y que representa el 71,5 % de la eliminación producida.

Conociendo la masa de hidrocarburos eliminados y el procesos que ha tenido lugar, entonces obtendremos la tasa de eliminación real producida, es decir:

$$\text{Coef. real VOLATILIZACIÓN} = \frac{\text{Masa HC biodegradados}}{\text{Tiempo de tratamiento}} = \text{Kg/día}$$

$$\text{Coef. real BIODEGRADACIÓN} = \frac{\text{Masa HC volatilizados}}{\text{Tiempo de tratamiento}} = \text{kg/día}$$

$$\text{Coef. real EXTRACCIÓN FASE LIBRE} = \frac{\text{Masa HC extraídos en fase libre}}{\text{Tiempo de tratamiento}} = \text{kg/día}$$

$$\text{Coef. real EXTRACCIÓN FASE DISUELTA} = \frac{\text{Masa HC extraídos en fase disuelta}}{\text{Tiempo de tratamiento}} = \text{kg/día}$$

En la tabla siguiente se detallan los coeficientes reales de eliminación para cada proceso y tiempo de tratamiento:

**Tabla VII.107: Coeficiente real de eliminación (kg/día)**

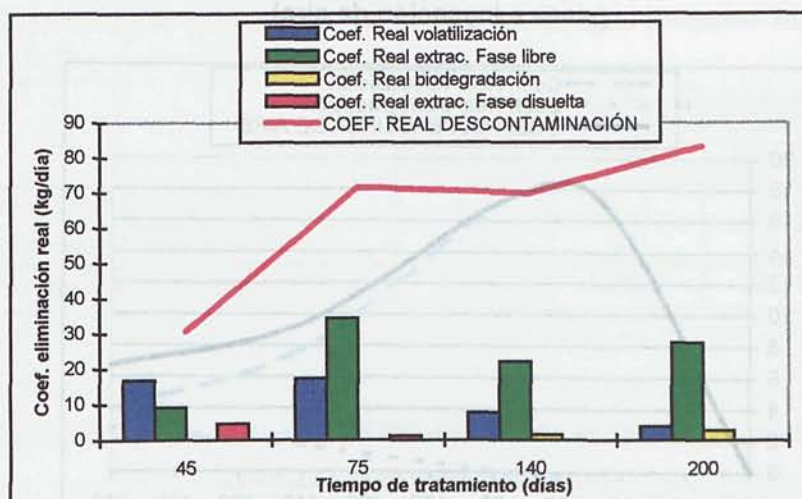
	TIEMPO TRATAMIENTO			
	45 días	75 días	140 días	200 días
Coef. Real Volatilización (kg/día)	16,9	17,5	7,8	3,9
Coef Real Biodegradación (kg/día)	0,0	0,0	1,6	2,8
Coef Real Ext. Producto libre (kg/día)	9,2	34,4	22,1	27,5
Coef Real Ext. F. Disuelta (kg/día)	4,7	1,3	0,0	0,0
<b>TASA REAL ELIMINACIÓN (kg/día)</b>	<b>30,8</b>	<b>71,6</b>	<b>69,9</b>	<b>83,1</b>

El coeficiente real de eliminación para todo el campo de pruebas es de 83,1 kg/día, coeficiente que a los 45 días fue de 30,8 kg/día y que fue ascendiendo hasta el máximo a la mitad del tratamiento con 71,6 kg/día, y mantenerse más o menos constante hasta los 140 días con 69,9 kg/día.

Por tanto, el coeficiente real de descontaminación para los tiempos  $t = 45$ ,  $t = 75$ ,  $t = 140$  y  $t = 200$ , se representa en el siguiente gráfico:



Fig. VII.76: Coeficiente real de eliminación o descontaminación en el tiempo de tratamiento



El mayor coeficiente de eliminación es por extracción de fase libre, seguida de la volatilización, de la biodegradación, y por último, extracción de fase disuelta.

### VII.3.3.1. Coeficiente de eliminación real para el sistema de extracción de vapores e inyección de aire (línea de aire)

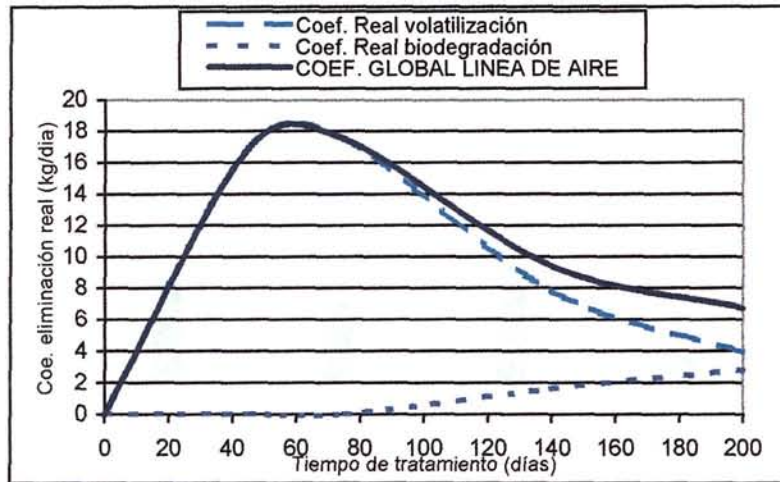
El coeficiente de volatilización medio obtenido al final del tratamiento es de 9,2 kg/día, y el coeficiente de biodegradación final es de 0,9 kg/día. Ambos coeficientes están relacionados con la eliminación tanto de la fase gaseosa como de la fase absorbida en suelos (la volatilización también se produce en la fase libre) mediante el sistema de extracción de vapores e inyección de aire en el suelo, y suman un total de 10,1 kg/día.

En la tabla siguiente se indica el **coeficiente de global eliminación de la línea de aire** resultante de la suma del coeficiente de volatilización y el de biodegradación:

Tabla VII.108: Tasa de eliminación en la línea de aire (extracción de gases e inyección de aire)

	TIEMPO TRATAMIENTO			
	45 días	75 días	140 días	200 días
Coef. Real Volatilización (kg/día)	16,9	17,5	7,8	3,9
Coef. Real Biodegradación (kg/día)	0,0	0,0	1,6	2,8
<b>Coef. global eliminación línea de aire (kg/día)</b>	<b>16,9</b>	<b>17,5</b>	<b>9,4</b>	<b>6,7</b>

**Fig. VII.77: Evolución del coeficiente de eliminación real en la línea de aire (extracción de gases e inyección de aire)**



En el gráfico se observa como el coeficiente global de eliminación sigue una tendencia creciente hasta la mitad del tratamiento, momento a partir de la cual comienza a descender hasta el final del tratamiento.

Al principio el coeficiente de eliminación solamente se va a corresponder con los procesos de volatilización, ya que los procesos de biodegradación no comienzan hasta la segunda mitad del tratamiento; por este motivo, hay un ligero aumento en el coeficiente global de eliminación de la línea de aire al final del tratamiento, ya que la activación de los procesos biológicos incrementa el coeficiente de eliminación global.

### VII.3.3.2. Coeficiente de eliminación correspondiente al sistema de bombeo y tratamiento (línea de agua)

El coeficiente de extracción de producto libre medio obtenido al final del tratamiento es de 18,6 kg/día, y coeficiente de extracción de la fase disuelta final es de 1,2 kg/día. Ambos coeficientes están relacionados con la eliminación tanto de la fase libre como de la fase disuelta en aguas subterráneas mediante el sistema de bombeo y posterior tratamiento del efluente extraído, y en conjunto suman un total de 19,8 kg/día.

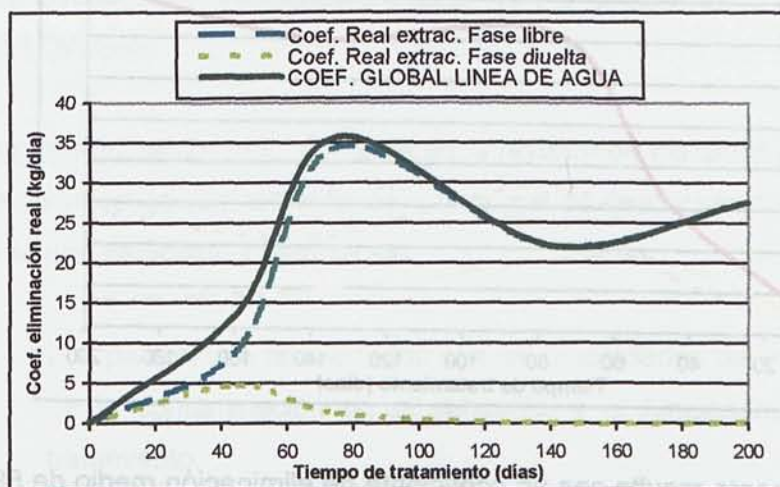
En la tabla siguiente se indica el **coeficiente global de eliminación de la línea de agua**, resultante de la suma del coeficiente de extracción del producto libre y de la fase disuelta:



**Tabla VII.109: Coeficiente de eliminación real en la línea de agua (bombeo de producto libre y fase disuelta)**

	TIEMPO TRATAMIENTO			
	45 días	75 días	140 días	200 días
Coef. Real Extrac. Producto libre (kg/día)	9,2	34,4	22,1	27,5
Coef. Real Extrac. Fase Disuelta (kg/día)	4,7	1,3	0,0	0,0
<b>Coef. global eliminación línea agua (kg/día)</b>	<b>13,9</b>	<b>35,7</b>	<b>22,1</b>	<b>27,5</b>

**Fig. VII.78: Evolución del coeficiente real de eliminación en la línea de agua (bombeo de producto libre y fase disuelta)**



En el gráfico se observa como los dos coeficientes se incrementan al comenzar el tratamiento, sin embargo, el coeficiente de extracción de la fase disuelta comienza a descender a los 45 días. En todo caso, la evolución del coeficiente global de la línea de agua está definida por el coeficiente de extracción de la fase libre.

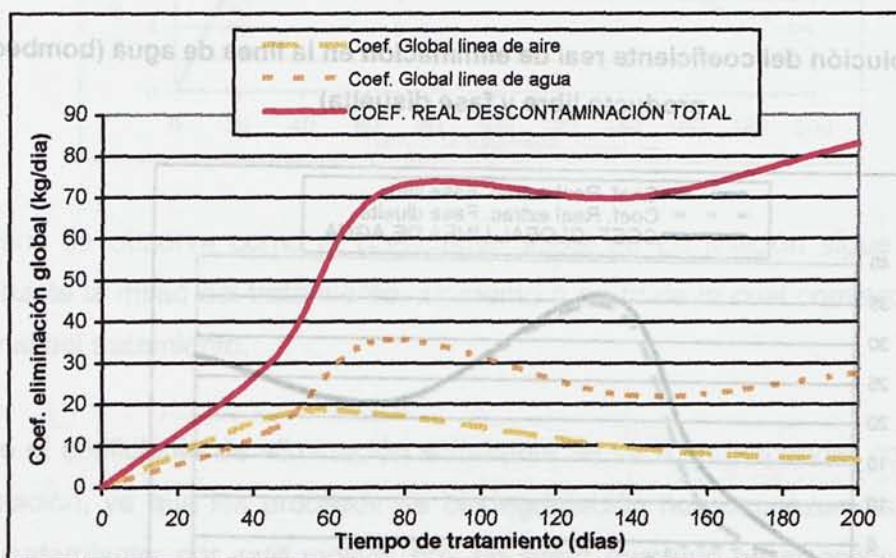
### VII.3.3.3. Coeficiente real de descontaminación total

Una vez analizadas los coeficientes de eliminación de la línea de agua y de la línea de aire, ambas se engloban en una única, que conforma el **coeficiente de descontaminación total**.

Tabla VII.110: Coeficiente de descontaminación total

	TIEMPO TRATAMIENTO			
	45 días	75 días	140 días	200 días
Coef. Global Eliminación Línea De Aire (kg/día)	16,9	17,5	9,4	6,7
Coef. Global Línea Agua (kg/día)	13,9	35,7	22,1	27,5
<b>COEF. REAL DESCONTAMINACIÓN TOTAL (kg/día)</b>	<b>30,8</b>	<b>71,6</b>	<b>69,9</b>	<b>83,1</b>

Fig. VII.79: Evolución del coeficiente real de descontaminación total



La línea de agua finalmente resulta con un coeficiente de eliminación medio de 59,46 kg/día, y el coeficiente de eliminación de la línea de aire de 23,6 kg/día. La media global para el campo de pruebas nº 1 es de 83,1 kg/día.



## **CAMPO DE PRUEBAS N° 2**

Al igual que en el campo de pruebas n° 1, la metodología de estudio seguida para el campo de pruebas n° 2 es la misma, y se centra en la determinación de los dos puntos siguientes:

1. Tasa de eliminación estimada: Consistente en el cálculo de la tasa de eliminación esperada y el tiempo de limpieza necesarios, según el diseño del sistema de tratamiento, tanto de la fase volátil (mediante el sistema de extracción de vapores), como de la fase libre (mediante el sistema de bombeo y tratamiento), que cabría esperar como consecuencia de la aplicación del sistema/s de tratamiento. Para estos cálculos se han utilizado algunos de los métodos de cálculo existentes y revisados en la investigación bibliográfica (Apdo. IV) y el programa de simulación informática AIRFLOW/SVE.
2. Tasa de eliminación real: Consiste en la revisión de los datos reales obtenidos en la fase de investigación con el fin de la tasa real de descontaminación acontecida. Para ello se han estudiado y establecido:
  - Los parámetros relacionados con las propiedades del suelo, con la presencia de la contaminación en el subsuelo, y el funcionamiento del sistema de tratamiento.
  - Los radios de influencia respecto del bombeo de agua, de la extracción fase disuelta, de la presión de vacío e inyección de aire, y de la utilización de oxígeno.
  - El balance de masas entre los hidrocarburos iniciales y los eliminados, determinado los procesos de descontaminación que han intervenido (volatilización, extracción fase disuelta, y biodegradación)
  - Los coeficientes de eliminación y tasas de eliminación reales, así como los tiempos de limpieza.

Para estos cálculos se han utilizado (además de los métodos de cálculo existentes y revisados en la investigación bibliográfica), el programa de simulación informática MODFLOW, y algunas metodologías innovadoras al resultar insuficientes las anteriores.

## **VII.4. TASA DE ELIMINACIÓN ESTIMADA**

En el campo de pruebas nº 2 solamente existía presencia del hidrocarburos en el subsuelo en fase absorbida en el suelo, y por tanto solamente es necesario estudiar la tasa de eliminación estimada o esperada por volatilización.

La contaminación se encontraba presente prácticamente en su totalidad absorbida en suelos y, en menor proporción, en aguas subterráneas, y distribuida en algunas zonas del campo de pruebas prácticamente en toda la zona no saturada del suelo.

La tasa de eliminación por volatilización está referida a la posibilidad de volatilización del hidrocarburo (en función de la presión de vapor y la temperatura del medio).

### **VII.4.1. Tasa de eliminación estimada**

#### **VII.4.1.1. Tasa de eliminación estimada por volatilización**

Para calcular el tiempo necesario de tratamiento (tiempo de limpieza) es fundamental conocer y tener en cuenta las siguientes variables:

- Volatilización del hidrocarburo en el suelo
- Concentración de vapor del hidrocarburo en el suelo
- Caudal de extracción de aire

##### **VII.4.1.1.1. Volatilización del hidrocarburo en el suelo**

Para diseñar y estimar correctamente un sistema de extracción de vapores es necesario conocer la volatilización del hidrocarburo en el suelo, de este modo podremos evaluar si es necesario este tipo de técnica de descontaminación, ya que nos indica el tiempo que será necesario para que todo el hidrocarburo absorbido en suelos sea volatilizado de forma natural.

La metodología empleada es la misma que la utilizada en el campo de pruebas nº 1 (Apdo. VII.1.1.1.1), que sigue el método Hartley (Apdo. IV.5.4. Volatilización), basado en el balance

de calor entre el hidrocarburo y el aire. La ecuación de flujo de Hartley se define de la siguiente manera:

$$\text{Flujo masa volatilizada (J)} = \frac{\text{Conc}_{\text{fase gas}} (1 - \omega)}{\frac{1}{D} + \frac{\lambda^2 \text{Conc}_{\text{fase gas}} P_m}{k R T^2}} = \text{g/cm}^2/\text{s}$$

Donde:

- J = Flujo de masa volatilizada (g/cm<sup>2</sup>.s)  
 Conc. Fase gas = Concentración de saturación en el aire a la temperatura del medio (g/cm<sup>3</sup>)  
 ω = Humedad del medio (%/100)  
 d = Espesor del estrato contaminado (cm)  
 D = Coeficiente de difusión del compuesto en el aire (cm<sup>2</sup>/s)  
 λ = Calor latente de vaporización (cal/g)  
 P<sub>m</sub> = Peso molecular (g/mol)  
 k = Conductividad térmica del aire (61.10<sup>-6</sup> cal/s.cm.°K)  
 R = Constante universal de gases (1,987 cal/mol.°K)  
 T = Temperatura (°K)

Hemos considerado como compuesto representativo del queroseno el nonano (C<sub>9</sub>H<sub>20</sub>), tal y como ya se explicó en el Apdo. VI.1.4.3. Análisis de los gases del suelo. Para realizar los cálculos se han utilizado los siguientes parámetros:

Tabla VII.111: Parámetros utilizados para calcular la volatilización del queroseno

Parámetro	Unidad	
Concentración de saturación fase gas	g/cm <sup>3</sup>	22,0.10 <sup>-3</sup>
Humedad	%	19,6
Espesor suelo contaminado	m	11,0
Porosidad total	%	35,8
Peso molecular (nonano)	g/mol	128,26
Conductividad térmica del aire	cal/s.cm.°K	61.10 <sup>-6</sup>
Coeficiente de difusión en aire (nonano)	cm <sup>2</sup> /s	1,14.10 <sup>-3</sup>
Calor latente vaporización (queroseno)	cal/g	60,0
Temperatura	°C	15
R	cal/mol°K	1,987

Para calcular el coeficiente de difusión (D) del compuesto se ha utilizado la siguiente expresión, referida a la difusión de un compuesto volátil en un medio poroso (Apdo. IV.

IV.6.2.2.1. Balance de masas), y que se define como:

$$D_{\text{compuesto en suelo}} = \left( \frac{(\eta - \omega)^{\frac{10}{3}}}{\eta^2} \right) \times D_{\text{compuesto en aire}}$$

Donde

- $\eta$  = Porosidad total del suelo  
 $\omega$  = Humedad del suelo  
 $D_{\text{compuesto en aire}}$  = Coeficiente de difusión del compuesto en el aire ( $\text{cm}^2/\text{s}$ )

El valor obtenido de coeficiente de difusión del aire en el suelo es  $2,05 \cdot 10^{-5} \text{ cm}^2/\text{s}$ .

Con estos datos y aplicando la ecuación anterior de flujo de la masa volatilizada, se obtiene:

$$J = \frac{22,0 \cdot 10^{-3} \times \left( \frac{1 - 0,196}{1100} \right)}{\frac{1}{2,05 \cdot 10^{-5}} + \frac{60^2 \times 22,0 \cdot 10^{-3} \times 128,26}{61 \cdot 10^{-6} \times 1.987 \times 285,5^2}} = 3,44 \cdot 10^{-10} \text{ gr/cm}^2 \cdot \text{s}$$

Dada que la masa de hidrocarburo absorbida en el suelo asciende a 4.904,5 kg , y el área media de suelo contaminada a 1.030  $\text{m}^2$  (Apdo. VI.3.2), podemos calcular el tiempo que tardará en volatilizarse todo el hidrocarburo de forma natural:

$$\text{Tiempo volatilización} = \frac{\text{Masa hidrocarburos}}{\text{Area conta min da} \times \text{flujo masa volatilizada}} = \frac{\text{gr}}{\text{cm}^2 \times \text{gr/cm}^2/\text{s}} = \text{s}$$

Luego,

$$\text{Tiempo volatilización} = \frac{4940500 \text{ g}}{10.030.000 \text{ cm}^2 \times 3,44 \cdot 10^{-10} \text{ gr/cm}^2 \cdot \text{s}} = 1,39 \cdot 10^9 \text{ s} = 44,1 \text{ años.}$$

Este valor se corresponde con la realidad, según la bibliografía consultada.

Luego, dado que podemos estimar que se necesitarían unos 44,1 años en volatilizarse el hidrocarburo absorbido en suelos, es lógico la aplicación de un sistema de extracción de



vapores, ya que, del mismo modo que en el campo n° 1, el tiempo de volatilización natural es tan elevado que no va a interferir en mayor o menor grado los resultados obtenidos al poner en marcha el sistema de descontaminación.

#### VII.4.1.1.2. Concentración de vapor del hidrocarburo en el suelo

La concentración posible del hidrocarburo en fase gas en el suelo se calcula teniendo en cuenta la presión de vapor del compuesto y de la temperatura del medio, mediante las siguientes expresiones, basadas en la Ley de Raoult (Apdo. IV. IV.6.2.2.1. Balance de masas).

$$\text{Concentración fase gas}_{\text{estimada}} = \frac{\chi_i P_{\text{vapor}} P_m}{RT} = \text{mg/l}$$

Donde:

- $\chi_i$  = Fracción molal del compuesto en el gas (%/100)  
 $P_{\text{vapor}}$  = Presión de vapor del compuesto (atm) a una determinada temperatura  
 $R$  = 0,082 (atm.l/mol°K) ó  $8,2 \cdot 10^{-5}$  (atm.m<sup>3</sup>/mol°K)  
 $P_m$  = Peso molecular (gr)  
 $T$  = Temperatura del medio (°K)

Hemos considerado como compuesto representativo del queroseno el nonano (C<sub>9</sub>H<sub>20</sub>), tal y como ya se explicó en el Apdo. VI.1.4.3. Análisis de los gases del suelo. En la tabla siguiente se encuentran los datos utilizados para los cálculos:

**Tabla VII.112: Datos utilizados para el cálculo de la presión de vapor y concentración en fase gas estimada (para nonano)**

Parámetro	Unidad	
Presión de vapor (25°C)	Atm.	0,0042
Temperatura	°C	15,0
R	atm.m <sup>3</sup> /g.mol.°K	$8,205 \cdot 10^{-5}$
Peso molecular	gr/mol	128,26
Fracción molal	%/100	0,40

Por tanto, operando se tiene:

$$\text{Concentración fase gas}_{\text{estimada}} = \frac{0,40 \times 0,0042 \times 128,26 \cdot 10^3}{8,205^{-5} \times (15 + 273)} = 9.118,6 \text{ mg/m}^3$$

Luego, la concentración posible en el suelo en fase gas es de **9.118,6 mg/m<sup>3</sup>**.

#### VII.4.1.1.3. Cálculo del caudal de extracción de aire

Para calcular el caudal de extracción de vapores en el suelo mediante vacío se ha empleado la misma metodología que en el campo n° 1, es decir, se ha recurrido a la utilización de la ecuación presentada en el Apdo. IV.6.2.2. Flujo de aire en el suelo. El radio de influencia entre pozos considerado es el obtenido en la interpretación del ensayo de vacío realizado en el pozo I-3 del campo de pruebas n° 2 (Apdo. VII.5.3.3.3). La ecuación mencionada en el párrafo anterior se muestra a continuación:

$$Q_{\text{EXTRACCIÓN AIRE ESTIMADO}} = \frac{\pi r^2 n_a}{RT} \times \frac{q_D (P_i^2 - P_f^2)}{2L} = m/s$$

Donde:

- $n_a$  = Porosidad al aire (%/100)
- $r$  = Radio de influencia (m)
- $R$  = 0,082 (atms./mol.°K)
- $T$  = Temperatura (°K)
- $L$  = Distancia entre pozos (m)
- $P_i$  = Presión de vacío en el pozo de extracción (atm.)
- $P_f$  = Presión de vacío en el pozo de control (atm.)
- $q_D$  = Flujo molar de aire o flujo de aire de Darcy (m<sup>2</sup>/s.atm)

El flujo de aire de Darcy se calcula teniendo en cuenta la permeabilidad intrínseca del terreno y la viscosidad dinámica del aire, por tanto:

$$q_D = \frac{k_i}{\mu}$$

Donde:

- $K_i$  = Permeabilidad intrínseca (cm<sup>2</sup>)
- $\mu$  = Viscosidad dinámica del aire (Ns/m<sup>2</sup>)

En la tabla siguiente se encuentran registrados los parámetros utilizados en los cálculos.

Tabla VII.113: Parámetros utilizados para el cálculo del caudal de extracción estimado

Parámetro	Unidad	
Porosidad aire	%	23,2
R	atm./mol°K	0,082
Temperatura	°C	15,0
Radio influencia	m	12,59
Distancia entre pozos	m	10
Presión inicial <sup>1</sup>	mbar	-200
Presión final	mbar	-130
Permeabilidad intrínseca	m <sup>2</sup>	1,87.10 <sup>-8</sup>
Viscosidad dinámica aire	Ns/m <sup>2</sup>	1,83.10 <sup>-5</sup>

El flujo de Darcy para el medio es:

$$q_D = \frac{k_i}{\mu} = \frac{1,87 \cdot 10^{-8} \text{ m}^2}{1,83 \cdot 10^{-5} \text{ Ns/m}^2 \times 1 \cdot 10^{-5}} = 1,02 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{atm} \cdot \text{s}^2$$

Luego, el caudal de extracción será:

$$Q_{\text{EXTRACCIÓN AIRE ESTIMADO}} = \frac{3,1416 \times (12,6)^2 \times 0,232}{8,2 \cdot 10^{-5} \times (273 + 15)} \times \frac{1,02 \cdot 10^{-3} \times 0,022}{2 \times 10} =$$

$$= 4,46 \cdot 10^{-3} \text{ m}^3/\text{s} = 16,08 \text{ m}^3/\text{h}$$

Dado que el radio de influencia de la presión de vacío obtenido según el ensayo de vacío (Apdo. VII.5.3.3.3.) es de 12,59 m y como la distancia entre pozos de extracción es aproximadamente 10 m existirá una superposición del área de influencia de vacío de cada pozo de extracción, tal y como se muestra en el plano 45 del Anejo. V, y por tanto, el caudal global del campo de pruebas no será el producto del caudal individual de extracción por los 10 pozos de extracción, sino que es necesario aplicar un factor de corrección para minimizar dicha superposición, obtenido del cociente entre el área global de influencia de la extracción y el sumatorio de las áreas individuales de cada pozo, es decir:

<sup>1</sup> Presión = 1mbar = 10<sup>-3</sup> bar = 0,987 atm

<sup>2</sup> 1.10<sup>-5</sup> N/m<sup>2</sup> equivale a 1 atm

$$\text{Ratio} = \frac{\text{Área bajo influencia extracción de aire global}}{\sum_{i=1}^{n=10 \text{ pozos}} \text{Área bajo influencia extracción de aire individual}}$$

El área bajo la influencia de la extracción de aire individual para cada pozo es de 498,7 m<sup>2</sup> y el área global asciende a 2.620 m<sup>2</sup>, por consiguiente el ratio se corresponde con:

$$\text{Ratio} = \frac{2.620 \text{ m}^2}{4.987 \text{ m}^2} = 0,525 \cong 0,52$$

Luego, como el caudal de extracción individual estimado por pozo es de 16,1 m<sup>3</sup>/h, que multiplicado por los 10 pozos de extracción que conforman el campo de pruebas y aplicando el ratio correspondiente, hace un caudal de extracción de aire total de 83,72 m<sup>3</sup>/h, esto es:

$$\text{Caudal}_{\text{EXTRACCIÓN AIRE ESTIMADO TOTAL}} = \text{Caudal}_{\text{extracción aire por pozo}} (\text{m}^3/\text{h}) \times n^{\circ} \text{ pozos} \times \text{ratio} = \text{m}^3/\text{h}$$

$$\text{Caudal}_{\text{EXTRACCIÓN AIRE ESTIMADO TOTAL}} = 16,08 \times 10 \times 0,52 = 83,72 \text{ m}^3/\text{h}$$

#### VII.4.1.1.4. Cálculo de la tasa de volatilización estimada

Para conocer la tasa de eliminación estimada que es necesaria para eliminar la totalidad de los hidrocarburos absorbidos en el suelo y en la fase vapor que existen de forma inicial, se tiene en cuenta el caudal de extracción de aire estimado y la concentración del hidrocarburo en fase gas que se produciría suponiendo una volatilización estimada y constante a lo largo del tiempo:

$$\text{Tasa}_{\text{VOLATILIZACIÓN ESTIMADA}} = Q_{\text{EXTRACCIÓN AIRE}} (\text{m}^3/\text{h}) \times \text{Concentración}_{\text{FASE GAS}} (\text{mg}/\text{m}^3) \times 24 \text{ h} / 1.10^6 = \text{kg}/\text{día}$$

Es decir:

$$\text{Tasa}_{\text{VOLATILIZACIÓN ESTIMADA}} = 83,72 \text{ m}^3/\text{h} \times 9.118,6 \text{ mg}/\text{m}^3 \times 24 / 1.10^6 = 18,37 \text{ kg}/\text{día}$$

De este modo conocemos la **tasa de eliminación por volatilización estimada** (mediante extracción de vapores del suelo), que está evaluada en 18,4 kg/día.

## VII.4.2. Tiempo de limpieza estimado

### VII.4.2.1. Tiempo de limpieza por volatilización

Para calcular el tiempo de limpieza es necesario establecer la cantidad de hidrocarburos que existen inicialmente tanto en fase absorbida en el suelo como en fase gas, tal y como se especificó en el Apdo. VI.3. Caracterización y volumetría de los campos de pruebas. Para ello se consideran determinados parámetros:

Tabla VII.114: Datos utilizados para el cálculo de la masa inicial de hidrocarburos

Parámetro	Unidad	
Área suelo contaminado	m <sup>2</sup>	1.030
Espesor suelo contaminado	m	11,0
Densidad seca del suelo	g/m <sup>3</sup>	1,75
Porosidad total	%	35,8
Porosidad aire	%	23,2
TPH medio suelos (real)	mg/kg	1.170,6
TPH medio gas (real)	mg/m <sup>3</sup>	2.935
<b>Masa hidrocarburo en fase absorbida</b>	<b>kg</b>	<b>4.940,5</b>
<b>Masa hidrocarburo en fase gas</b>	<b>kg</b>	<b>8,5</b>

El tiempo de limpieza viene definido entre el cociente que existe entre la masa y la tasa de eliminación, considerando como la masa a eliminar la suma de la masa de hidrocarburos absorbidos y la masa en fase gas (4.949 kg) -calculada en el Apdo. VI.1.3. Distribución y cuantificación de la contaminación en el subsuelo-, y la tasa de eliminación estimada (18,37 kg/día) calculada en el Apdo. VII.4.1.1.3, es decir:

$$\text{Tiempo}_{\text{LIMPIEZA VOLATILIZACIÓN}} = \frac{\text{Masa Hidrocarburos (kg)}}{\text{Tasa de eliminación volatilización (kg/día)}} = \text{día}$$

$$\text{Tiempo}_{\text{ESTIMADO DE LIMPIEZA POR VOLATILIZACIÓN}} = 4.949 \text{ kg} / 18,37 \text{ kg} = 269,4 \text{ días}$$

Por tanto, el tiempo de limpieza estimado aplicando el sistema de extracción de vapores diseñado para eliminar la fase absorbida y la fase gaseosa por volatilización es de 269 días, es decir, 1 año.

Conociendo la tasa de volatilización estimada (18,37 kg/día) y la masa inicial de hidrocarburos a factibles de ser volatilizados (4.949 kg) podemos calcular la masa de

hidrocarburos que se irá volatilizando periódicamente en el tiempo, y, del mismo modo, la masa de hidrocarburos que queda todavía sin eliminar en el suelo.

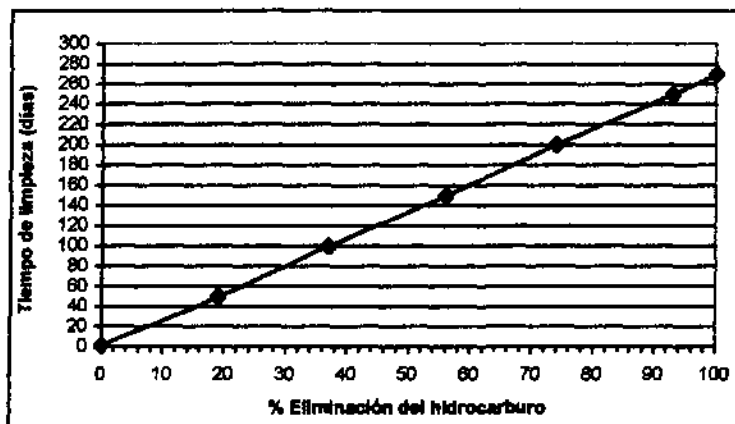
La evolución de la masa eliminada por volatilización se encuentra recogida en la siguiente tabla:

**Tabla VII.115: Evolución de la volatilización estimada con el tiempo**

Tiempo tratamiento días	Masa HC eliminada		Masa HC a eliminar	
	kg	%	kg	%
1	18,4	0	4922	100
50	918,5	19	4022	81
100	1837,0	37	3104	63
150	2755,5	56	2185	44
200	3674,0	74	1267	26
250	4592,5	93	348	7
270	4959,9	100	-19	0

Con estos resultados podemos hacer una curva que indique el tiempo de limpieza estimado necesario en función del porcentaje de eliminación del hidrocarburo:

**Fig. VII.80: Tiempo de limpieza estimado por volatilización**



Con este gráfico se deduce que el 100% de la eliminación del hidrocarburo en fase absorbida y gaseosa se obtendrá a los 270 días del tratamiento, y además permite conocer a un tiempo de limpieza determinado el porcentaje, y/o la masa de eliminación correspondiente.

### VII.4.3. Modelización del sistema de extracción de vapores

De forma similar al campo de pruebas nº 1, se ha llevado a cabo la modelización de proceso de extracción de vapores mediante el programa de simulación informática AIRFLOW/SVE versión 1, el cual permite simular la aplicación de un sistema de vacío mediante un pozo de extracción y las condiciones geológicas y de contaminación existentes. Las características del programa se han definido en el Apdo. VII.1.3.

El programa permite determinar las condiciones de vacío y los procesos de volatilización que se van a producir en el medio, definiendo la cantidad de hidrocarburos que van a ser eliminados y el tiempo necesario para su limpieza. Por tanto, la modelización se utilizará como herramienta de cálculo para el contraste de la tasa de eliminación por volatilización estimada propuesta en el Apdo. VII. 4.1.1.4.

Este programa no permite simular la acción de más de un pozo de extracción de forma simultánea, y sólo supone extracción de aire y no inyección de aire, por lo que al ser un modelo simplificado se extrapolarán los resultados obtenidos en el pozo modelizado al funcionamiento de todo el sistema de extracción de vapores a la vez.

En el Anejo V se encuentran de forma las salidas del programa.

#### VII.4.3.1. Datos de partida

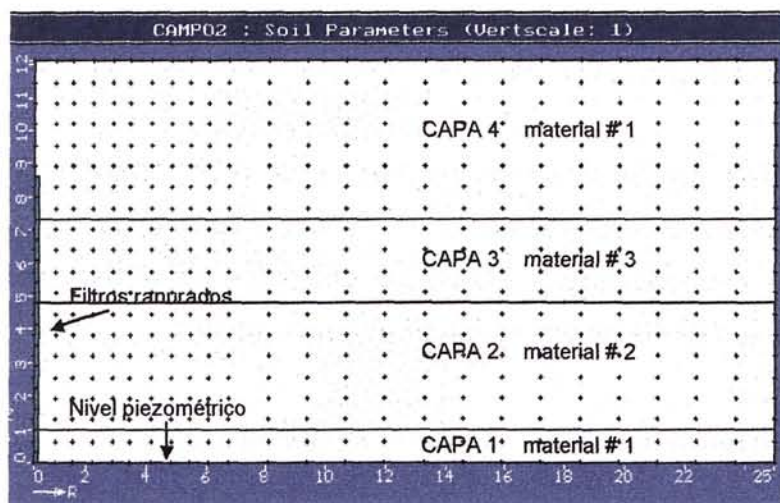
Se ha supuesto un modelo de pozo de extracción que represente las mismas condiciones que existen en cualquier pozo de extracción del campo de pruebas nº 2, situando los filtros ranurados desde el nivel freático hasta tres metros por debajo de la superficie del suelo, confrontándolos con el nivel de suelo contaminado, con un espesor de suelo contaminado de 11,0 m y 12,1 m de zona no saturada. La presión de vacío considerada es la presión media que se obtiene en cada pozo (-39,5 mbar).

La distribución de la estratigrafía en la misma que se tiene en el perfil geológico, agrupando los estratos en 4 capas formados por 3 materiales diferentes, tal y como se indica en la Fig. VII.81. En la tabla siguiente se definen las propiedades texturales de cada uno de los materiales:

**Tabla VII.116: Parámetros texturales del suelo**

Parámetro	Material # 1	Material # 2	Material # 3
Descripción	Arcillas limosas	Arcillas arenosas	Arenas y gravas
Permeabilidad intrínseca vertical (darcy)	2,0	1,0	40
Permeabilidad intrínseca horizontal (darcy)	0,2	0,1	0,4
Porosidad eficaz (%)	9,6	8,0	0,25
Coef. Van Genuchten "n"	2,0	2,0	2,0
Coef. Van Genuchten "α" (1/m)	1,0	1,0	1,0
Saturación residual en agua	0,196	0,14	0,045
Saturación en agua	0,30	0,20	0,045
Fracción de carbono orgánico	$1.10^{-4}$	$1.10^{-5}$	$1.10^{-4}$

**Fig. VII.81 : Distribución de las capas y materiales definidos**



Con respecto a los parámetros relacionados con el aire y con el contaminante (queroseno), se ha considerado una densidad del NAPL de  $850 \text{ Kg/m}^3$  (queroseno) y como compuesto más representativo del mismo y de la mayor parte de su fracción volátil el nonano ( $C_9$ ), además de otros tres compuestos, metilhexano ( $C_7$ ), metilciclohexano ( $C_8$ ), y 2,2,4, trimetilheptano ( $C_{10}$ ).

**Tabla VII.117. Parámetros físico-químicos del gas (tomados de la base de datos del Airflow)**

Parámetro	3, metilhexano	metilciclohexano	nonano	2,2,4, trimetilheptano
Cadena de carbonos representada	C7	C8	C9	C10
Fracción molar	0,1	0,2	0,6	0,1
Solubilidad (mg/l)	4,0	14,0	220,0	0,8
Peso molecular (gr/mol)	100,2	98,2	128,26	142,3
Presión de vapor (atm)	0,064	0,048	0,042	0,0053
Coef. Carbono orgánico	14112	7068	36256	245070
Tª de ebullición (° C)	92,0	101,0	150,8	149,0



Se ha modelizado un solo supuesto, ya que en este campo de pruebas no existe presencia de producto libre.

#### VII.4.3.2. Calibración y análisis de sensibilidad

El proceso de calibración se ha estructurado en dos fases:

- En la calibración inicial, el objetivo es depurar y corregir las posibles deficiencias del modelo conceptual, comprobando las condiciones de contorno y evaluando de manera crítica algunos aspectos del modelo.
- En la calibración final se obtiene el modelo conceptual y numérico del sistema conforme a la información disponible.

El objetivo del análisis de sensibilidad es poner de manifiesto y cuantificar, en la medida de lo posible, cuáles son los parámetros que afectan más en la calibración de cada modelo. Las principales observaciones extraídas son:

- El modelo es muy sensible a los valores de permeabilidad y porosidad de los materiales.
- El modelo se ve influenciado por la concentración de hidrocarburos en el suelo.

#### VII.4.3.3. Resultados de la modelización

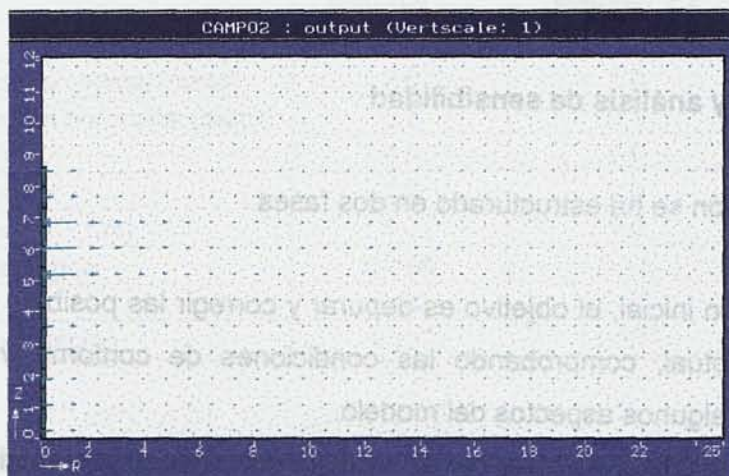
##### VII. 4.3.3.1. Resultados respecto al flujo de aire

Se observa que el flujo de aire es mayor en las zonas más próximas a los filtros ranurados del pozo, disminuyendo la afección con la distancia a dicho punto. También se observa como en el material nº 3 (arenas y gravas) más permeables que el material nº 1 y 2 (arcillas limosas y arcillas arenosas) los vectores de velocidad de flujo se incrementan, es decir el material nº 3 se comporta como más transmisor al flujo de aire y, por tanto, es una zona de mayor permeabilidad al aire.

La velocidad de flujo del aire es superior en las cercanías del pozo haciéndose prácticamente nula a partir de los 16 m aproximadamente desde la distancia del pozo (radio de influencia):

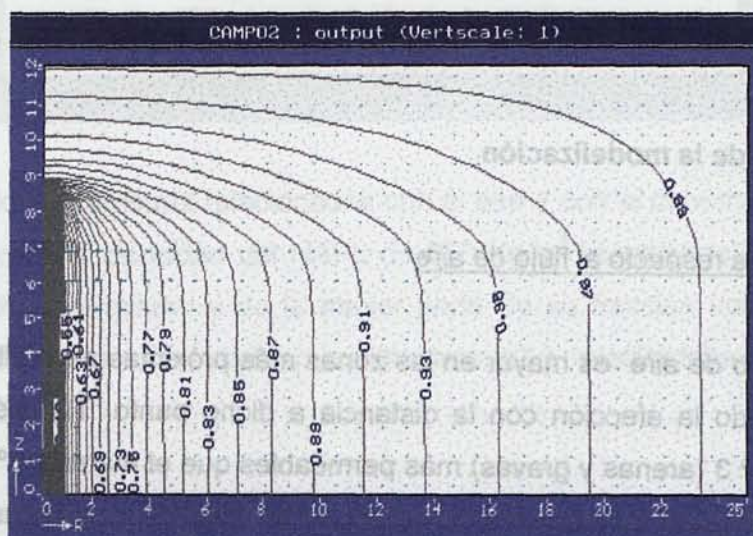


Fig. VII.82: Vectores de velocidad de flujo del aire



Con respecto a la presión de vacío<sup>3</sup>, se observa una mayor presión de vacío en los alrededores del pozo de extracción, disminuyendo el efecto de ésta con el aumento de la distancia radial. No se observan diferencias considerables respecto a la presión de vacío y la velocidad de flujo a lo largo del tratamiento propuesto, manteniéndose según el modelo expuesto sin variación.

Fig. VII.83: Isobaras de presión de vacío



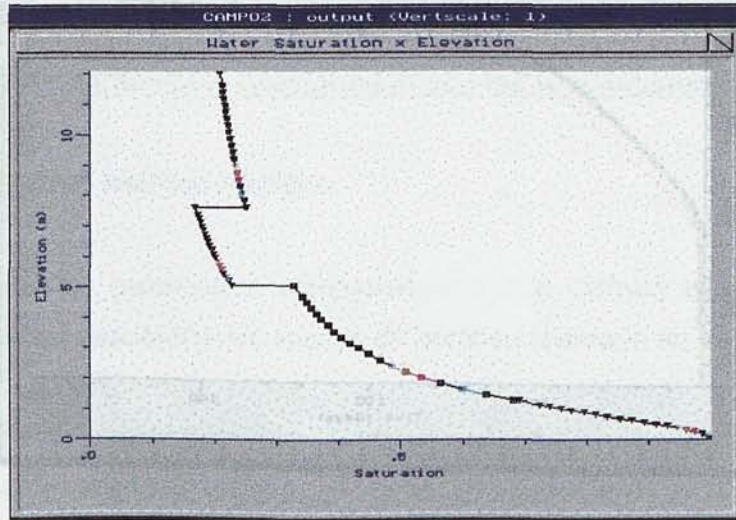
También se observa la distribución de la saturación en agua con respecto a la profundidad y el tipo de material en que esté presente, existiendo mayor cantidad de agua en las cercanías

<sup>3</sup> El programa considera la presión en valores absolutos (en atm.) siendo la presión de 1 atm, igual al vacío nulo (0 atm. de presión en realidad), siendo necesario restar 1 atms a la presión indicada por las isobaras de presión para conocer la presión de vacío real existente (ejem:  $P = 0,95$  atm, sería igual a  $-0,05$  atm).



del nivel freático, y disminuyendo hacia superficie, volviéndose a incrementarse en la cota más superficial como consecuencia de la infiltración:

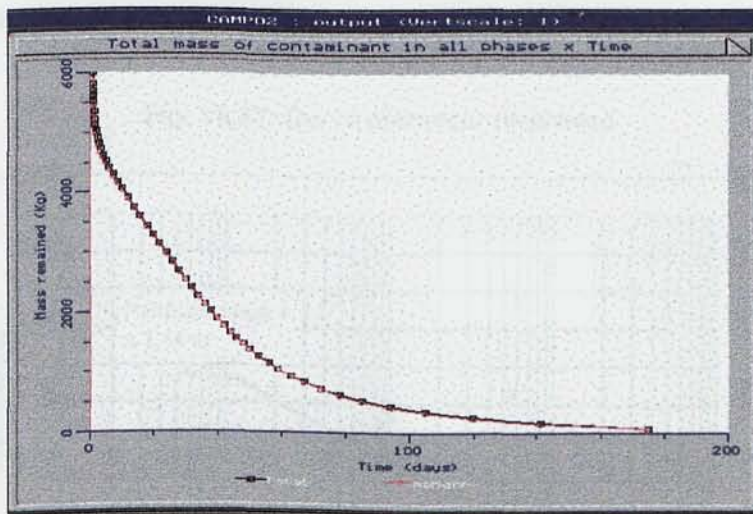
**Fig. VII.84 : Evolución de la saturación en agua en profundidad**



VII.1.3.3.2. Resultados de la eliminación del NAPL

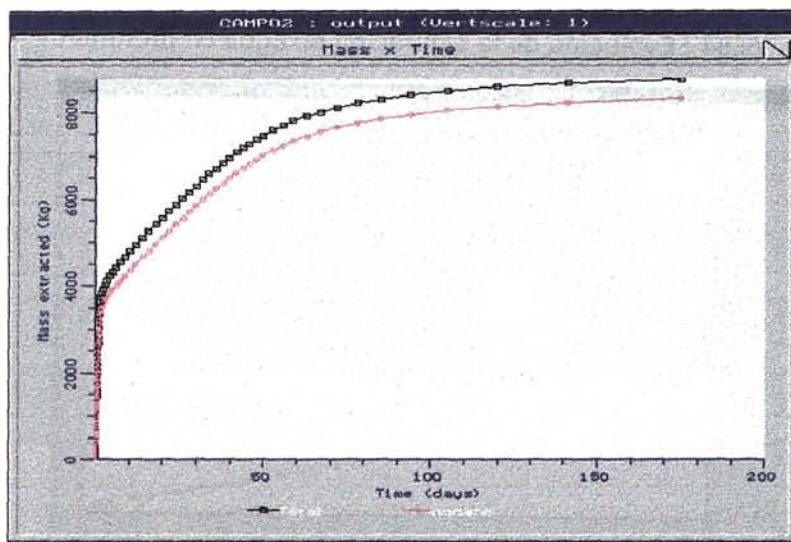
La masa total de hidrocarburos existentes en el suelo es de 5.990 kg tal y como se observa en el gráfico:

**Fig. VII.85: Masa total existente en el medio respecto al tiempo de tratamiento**



El tiempo necesario para eliminar toda la masa de NAPL presente (en fase gas, disuelta y absorbida) es de 175 días, siendo la masa total eliminada por extracción de vapores en el modelo de 5.990 kg. La evolución de la eliminación se indica en la Fig. VII.86:

Fig. VII. 86: Masa total eliminada en el tiempo de tratamiento



#### VII.4.3.4. Conclusiones del modelo

El tiempo de limpieza necesario obtenido mediante el programa para volatilizar toda la contaminación en el campo de pruebas nº 2 es de 175 días tiempo menor al obtenido por métodos numéricos en el Apdo. VII. 4.2.1, donde se consideraban 269 días.



### VII.5. REVISIÓN DE LOS DATOS OBTENIDOS

Este apartado sigue la misma metodología que la empleada en el Campo de pruebas nº 1, indicada en el Apdo. VII.2.

#### VII.5.1. Cálculo de parámetros relacionados con las propiedades del suelo

##### VII.5.1.1. Parámetros hidrogeológicos

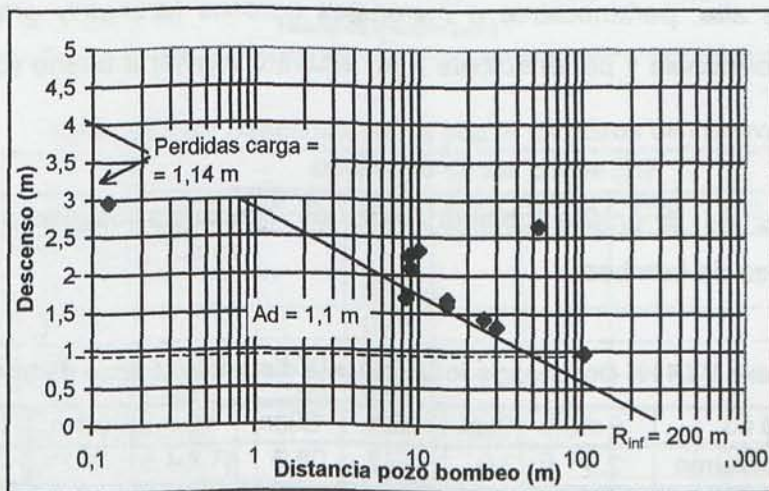
Se han obtenido los parámetros hidrogeológicos que definen el acuífero, mediante la interpretación de los resultados del ensayo de bombeo realizado en el pozo I-3.

El ensayo se ha interpretado en régimen permanente, utilizando el método de Theis, y en régimen variable, mediante el método de Jacob. El ensayo duró 24 horas (1.440 min.), con un caudal de 270 m<sup>3</sup>/día (18,8 l/min). El máximo descenso en el pozo de bombeo fue de 2,96 m.

##### 1) Resultados con el método de Theis:

Hemos considerado todas las aproximaciones del método de Theis; Se considera que el acuífero formado por la capa de arenas y gravas es de carácter libre. Con las medidas registradas en los pozos de control realizamos la curva distancia-descenso:

Fig. VII.87: Curva distancia-descenso



El radio de influencia observado es de 200 m.

**Tabla VII.118: Máximos descensos y distancia entre posos de control y el de bombeo**

Pozo control	I-2	E-2L	E-3L	C-4L	P-11L	C-3L	D-5	D-3	P-1L	P-8L
Distancia al I-3	10,0	8,8	9,0	5,4	8,4	14,8	25,0	15,0	30,0	104,0
Descenso máximo	2,33	2,27	2,1	2,65	1,71	1,61	1,43	1,68	1,32	0,97

Las pérdidas de carga existentes es de 1,4 m y la  $\Delta d$  de 1,1 m para cada ciclo logarítmico de 0,17 m, por lo que la transmisividad fue de :

$$\text{Transmisividad (T)} = 0,366 \frac{Q}{\Delta d}$$

Luego,

$$T = 89,8 \text{ m}^2/\text{día}$$

$$\text{Gradiente hidráulico (i)} = \frac{dh}{dr} = 2,96 - 1,43/25,0 = 0,0612$$

El gradiente hidráulico (i) se situó en 0,06, y considerando un espesor saturado de 4 m, la permeabilidad será de :

$$k = \frac{T}{b} = 86,5 / 4 = 22,45 \text{ m/día}$$

La transmisividad de 89,8 m<sup>2</sup>/día se considera como media –alta, y una permeabilidad de 22,45 m/día es alta, perteneciente a materiales porosos (arenas y gravas), y que se la califica como permeable y perteneciente a un acuífero regular a bueno (Custodio y Llamas, 1983).

Según la recta de la gráfica obtendríamos los siguientes descensos para diferentes distancias al pozo de bombeo:

**Tabla VII.119: Descensos respecto a la distancia al pozo de bombeo**

Distancia al I-3	5 m	10 m	15 m	20 m	30 m	50 m	100 m	250 m
Descenso máximo	2,3	2,0	1,75	1,5	1,4	1,2	0,9	0,5



2) Resultados con el método de Jacob:

El método de Jacob es una particularización del Método de Theis para regímenes variables. Consideraremos la transmisividad en función de la ecuación:

$$T = 0,183 \frac{Q}{\Delta d}$$

Y el coeficiente de almacenamiento (S) como:

$$S = \frac{2,25 T t_0}{r^2}$$

Se han representado en la curva tiempo de bombeo-descensos los valores registrados en el pozo de bombeo y en los de control, para obtener la recta de Jacob.

Fig. VII.88: Recta de Jacob

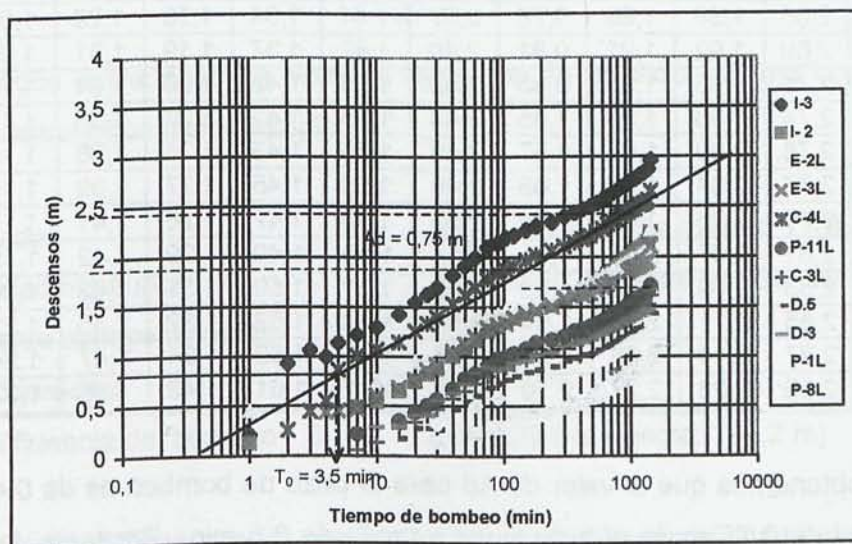


Tabla VII.120: Descenso en los pozos en pozos de control

Tiempo	Descenso en los pozos (m)										
	I-3	I-2	E-2L	E-3L	C-4L	P-11L	C-3L	D.5	D-3	P-1L	P-8L
1	0,21	0,13	0,46								
2	0,93				0,26						
3	1,07				0,45						
4	1,00			0,44	0,56						
5	1,14			0,46	0,87						
7	1,22	0,49		0,47	1,01	0,22	0,06				
10	1,30	0,55	0,76	0,60	1,07		0,14		0,29		
15	1,43	0,66	0,86	0,69	1,15	0,35	0,28	0,17	0,30		
20	1,55	0,76	0,95	0,77	1,26	0,44	0,34	0,28	0,41		

Descenso en los pozos (m)											
Tiempo	I-3	I-2	E-2L	E-3L	C-4L	P-11L	C-3L	D-5	D-3	P-1L	P-8L
25	1,63	0,83	1,02	0,86	1,34	0,51	0,41	0,28	0,41		
30	1,70	0,89	1,08	0,92	1,40	0,57	0,47	0,26	0,56	0,32	0,14
40	1,83	1,01	1,19	1,05	1,54	0,68	0,58	0,47	0,64		
50	1,92	1,09	1,28	1,13	1,63	0,78	0,66	0,55	0,73		
60	2,00	1,17	1,38	1,20	1,70	0,83	0,73	0,61	0,84	0,51	0,23
75	2,10	1,26	1,43	1,29	1,79	0,91	0,81	0,69	0,90		
90	2,14	1,31	1,43	1,32	1,84	0,98	0,87	0,73	0,87	0,59	0,29
105	2,19	1,35	1,47	1,34	1,88	1,00	0,91	0,77	0,88		
120	2,22	1,39	1,49	1,39	1,92	1,03	0,93	0,80	0,94	0,64	0,34
150	2,27	1,44	1,54	1,43	1,97	1,08	0,98	0,84	0,96	0,68	0,38
180	2,31	1,49	1,58	1,47	2,02	1,14	1,03	0,87	1,01	0,72	0,41
240	2,35	1,52	1,61	1,51	2,06	1,17	1,06	0,90	1,04	0,75	0,44
300	2,40	1,58	1,66	1,59	2,11	1,20	1,11	0,95	1,09	0,80	0,48
360	2,44	1,63	1,70	1,62	2,15	1,25	1,15	0,98	1,12	0,84	0,52
420	2,47	1,67	1,73	1,62	2,18	1,28	1,18	1,01	1,15	0,87	0,55
480	2,50	1,71	1,75	1,64	2,21	1,30	1,20	1,03	1,17	0,90	0,58
540	2,53	1,74	1,78	1,67	2,25	1,33	1,23	1,06	1,20	0,93	0,61
600	2,57	1,78	1,81	1,70	2,28	1,36	1,26	1,09	1,23	0,97	0,64
660	2,60	1,82	1,83	1,73	2,32	1,39	1,29	1,11	1,25	0,99	0,67
720	2,63	1,85	1,85	1,75	2,35	1,42	1,32	1,14	1,27	1,02	0,70
780	2,65	1,89	1,88	0,78	2,37	1,44	1,34	1,16	1,29	1,05	0,73
840	2,69	1,92	1,91	0,81	2,40	1,47	1,37	1,19	1,31	1,07	0,76
900	2,71	1,95	1,93	0,83	2,43	1,49	1,42	1,20	1,34	1,10	0,77
960	2,74	1,98	1,95	1,85	2,44	1,53	1,42	1,23	1,36	1,12	0,81
1020	2,76	2,00	1,97	1,87	2,46	1,55	1,43	1,25	1,38	1,15	0,83
1080	2,77	2,04	1,98	1,89	2,48	1,58	1,45	1,27	1,39	1,15	0,86
1140	2,79	2,06	1,99	1,90	2,52	1,58	1,47	1,28	1,41	1,17	0,87
1200	2,81	2,07	2,01	1,91	2,51	1,59	1,49	1,29	1,42	1,19	0,88
1260	2,83	2,09	2,03	1,93	2,52	1,61	1,50	1,31	1,43	1,20	0,90
1320	2,85	2,11	2,04	1,94	2,54	1,63	1,52	1,32	1,45	1,22	0,92
1380	2,87	2,14	2,05	1,96	2,56	1,65	1,52	1,34	1,47	1,24	0,94
1440	2,96	2,23	2,27	2,10	2,65	1,71	1,61	1,43	1,68	1,32	0,97

En el gráfico obtenemos que el valor de  $\Delta d$  para el pozo de bombeo es de 0,44 m, y en el pozo de control de 0,75 m, lo que da lugar a un  $T_0$  de 3,5 min.. Por tanto, los valores de transmisividad y de coeficiente de almacenamiento son los siguientes:

$$T = 65,88 \text{ m}^2/\text{día}$$

$$S = 0,004$$

Este valor de coeficiente de almacenamiento (0,004) define el comportamiento del acuífero como ligeramente confinado (Custodio y Llamas, 1983)



El radio de influencia ( $R_{inf}$ ) viene definido por la expresión:

$$R_{inf} = 1,5 \sqrt{\frac{T t}{S}}$$

$$R_{inf} = 192,5 \text{ m}$$

Este radio es un poco menor que el obtenido por el método de Theis.

Por este método la transmisividad obtenida es menor, y por tanto el rango de permeabilidad también, siendo:

$$K = 63,44 \text{ m}^2/\text{día} / 4 \text{ m} = 16,47 \text{ m/día}$$

Estos valores se consideran de permeabilidad media-alta, del mismo modo que por el método de Theis.

Los resultados del ensayo de bombeo realizado en el pozo I-3, dio como resultado los siguientes parámetros hidrogeológicos:

Transmisividad	=	89,8 – 65,8 m <sup>2</sup> /día (media: 77,8 m <sup>2</sup> /día)
Conductividad hidráulica	=	22,45 – 16,47 m/día (media: 19,46 m <sup>2</sup> /día)
Coefficiente de almacenamiento	=	0,004
Gradiente hidráulico	=	0,06
Radio de influencia del bombeo	=	200-192,5 m (media: 196,2 m)

Estos resultados indican que los materiales tienen una transmisividad hidráulica alta, y que por tanto se pueden obtener caudales de bombeo altos, suficientes como para poder abatir el nivel freático por debajo de la cota superior de las gravas, para poder mejorar la producción de la extracción de producto libre.

El coeficiente de almacenamiento indica que nos encontramos ante un acuífero libre de tipo poroso intergranular.

### VII.5.1.2. Descripción del suelo

La contaminación inicialmente se encuentra localizada en prácticamente toda la zona no saturada del suelo, en materiales con carácter arcilloso, de granulometría variable, en algunos casos existiendo una gran proporción de limos.

Superficialmente se encuentra una capa de arcillas arenosas de color marrón rojizo con alternancia de arenas y gravas de unos 3 m de espesor, debajo se encuentra una capa de arenas y gravas en matriz limosa de unos 7 m de potencia, y subyacente a la misma una capa de arcillas arenosas de 5 m de espesor, formada por alternancia de arenas en matriz limoarcillosa, arcillas y arcillas limosas de espesor variable.

Por debajo de la capa de materiales arcillosos se encuentra una capa de transición de limos y/o arenas de grano fino, antes de la capa de cantos y gravas cuarcíticos.

En general se ha registrado hasta 8 tipos diferentes de materiales, a los cuales se les ha definido con un numeración ascendente en función de la disminución del tamaño de grano, el porcentaje de arcillas y por tanto la menor permeabilidad (tabla VII.121):

**Tabla VII.121: Descripción del suelo y grado de permeabilidad**

Tipo material	Descripción	Permeabilidad
1	Cantos y gravas cuarcíticos	Alta
2	Arenas y gravas	Alta
3	Arenas limosas	Alta
4	Arenas y gravas en matriz limosa	Media-alta
5	Limos arcillosos	Media
6	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa	Media-baja
7	Arenas y gravas en matriz arcillosa	Baja
8	Arcillas	Muy baja

Según las curvas granulométricas realizadas en determinadas muestras de suelo, se ha obtenido el porcentaje de arenas, limos y arcillas existente:

Tabla VII.122: Clasificación del suelo

Sondeo	Cota muestra	% arena	% limos	% arcillas	Descripción
S-1	591,5	56	14	18	Arena limoarcillosa
X 4	596,7	70	14	14	Arena arcillosa
X 6	594,7	64	16	18	Arena arcillosa
A 11	593,1	51	27	18	Arena arcillosa

### VII.5.1.3. Propiedades físico-químicas del suelo

Se analizaron algunas muestras de suelo en la zona no saturada, donde se determinaron los siguientes parámetros: pH del suelo, materia orgánica, carbonatos, sulfatos, así como se calculó el peso específico de las partículas, la densidad seca y la permeabilidad (Tabla VII.123):

Tabla VII.123: Propiedades físico-químicas del suelo

Sondeo	Cota muestra	TPH suelos	pH suelo	CO <sub>3</sub> Ca	Sulfatos	Materia orgánica	Densidad seca	Peso esp. partículas	Permeabilidad
	m.s.n.m	mg/kg	adim	%	%	%	g/cm <sup>3</sup>	g/cm <sup>3</sup>	cm/s
S-1	591,5	455	8,04	–	–	0,30	1,70	2,654	–
A 11	593,1	1.665	7,84	5	< 0,01	0,08	1,77	2,669	3,05.10 <sup>-7</sup>
X-4	593,5	1.952	–	4	< 0,01	0,26	1,81	2,657	8,5.10 <sup>-8</sup>
X-4	594,0	1.952	7,58	–	–	0,26	–	–	–
X-6	594,7	4.018	7,35	–	–	0,30	–	–	–
X-4	596,7	< 50	–	5	< 0,01	0,26	1,84	2,67	3,6.10 <sup>-7</sup>

Los resultados indican que son suelos de carácter neutro, con pH entre 7 y 8. El porcentaje de materia orgánica es variable, pero en líneas generales es medio-alto. Existe muy poca cantidad de sulfatos y carbonatos, y los suelos presentan una densidad seca perteneciente a materiales arcillosos.

### VII.5.1.4. Porosidad y humedad del suelo

Con los datos obtenidos de peso específico de las partículas y la densidad seca de los materiales (tabla VII.123) se ha calculado el coeficiente de porosidad de dichos materiales.

$$\text{Porosidad total} = m_T = 1 - \frac{\gamma_d}{\gamma_s}$$

$\gamma_d$  = densidad seca del suelo ( $\text{gr}/\text{cm}^3$ )

$\gamma_s$  = peso específico medio ( $2,65 \text{ g}/\text{cm}^3$ )

$$\text{Porosidad saturada} = m_o = \omega \frac{\gamma_d}{\gamma_s}$$

$\omega$  = humedad del suelo (%)

$$\text{Porosidad aire} = m_a = m_T - m_o =$$

$$m_a = 1 - \frac{\gamma_d}{\gamma_s} - \omega \frac{\gamma_d}{\gamma_s}$$

Se ha calculado tanto la porosidad saturada como la porosidad al aire, en condiciones iniciales, a los 35 días de tratamiento y a los 140 días, para observar si existe variación a lo largo del tiempo. Así mismo, se midió la humedad en determinadas muestras de suelo (parafinadas) en el laboratorio, para ver la evolución de dicho parámetro en la zona no saturada con el tiempo de tratamiento. Los resultados se presentan a continuación

Tabla VII.124: Porosidad y humedad con el tiempo tratamiento

TIEMPO DE TRATAMIENTO	SONDEO	COTA	HUMEDAD	$m_{total}$	$m_{eficaz}$	$m_{aire}$	DESCRIPCIÓN
días		m	%	%	%	%	
INICIAL	S-1	591,5	19,6	35,8	12,6	23,2	Arena limoarcillosa
35 días	X-4	593,5	11,2	31,7	7,6	24,1	Arena arcillosa
140 día	A-11	593,1	9,85	31,7	6,7	25,0	Arena arcillosa

#### VII.5.1.5. Permeabilidad intrínseca y permeabilidad al aire

Los valores de permeabilidad de aire y de permeabilidad intrínseca se han calculado utilizando métodos indirectos, no siendo posible su comprobación con los métodos de campo.

Se ha calculado los parámetros de Brooks&Corey de presión de entrada de aire ( $h_{ce}$ ), saturación de agua ( $S_w$ ) o humedad ( $\omega$ ) y el índice de distribución de poros ( $\lambda$ ) definidos en la investigación bibliográfica (Apdo. IV.1. y IV.4), según los valores de porosidad y el porcentaje de arenas y arcillas existente utilizando el programa de cálculo SOPROP.

La permeabilidad al aire es el producto entre la permeabilidad intrínseca ( $k_i$ ) por la permeabilidad al aire relativa ( $K_{ra}$ ), estando esta última directamente relacionada con el grado de humedad del suelo.

$$\text{Permeabilidad intrínseca} = K_i = \frac{k\mu}{dg} = \text{cm}^2$$

$K$  = permeabilidad (cm/s)

$\mu$  = viscosidad dinámica del agua (1cp = 100 gr/cm.s)

$d$  = densidad agua (1 gr/cm<sup>3</sup>)

$g$  = cte. de aceleración (9,8 m/s<sup>2</sup> = 980 cm/s<sup>2</sup>)

$$\text{Permeabilidad al aire relativa} = K_{ra} = (1 - \omega)^2 \left( 1 - \omega^{\frac{2-\lambda}{\lambda}} \right) = (\text{adim})$$

$\omega$  = humedad del suelo (%/100)

$\lambda$  = índice de distribución de poros (adim)

$$\text{Permeabilidad al aire} = K_a = K_i * K_{ra}$$

$$K_a = \frac{k\mu}{dg} * (1 - \omega)^2 \left( 1 - \omega^{\frac{2-\lambda}{\lambda}} \right) = \text{cm}^2$$

Los parámetros utilizados para el cálculo de la permeabilidad al aire se recogen en la tabla VII.125:

Tabla VII.125: Parámetros de Brooks&Corey y permeabilidad intrínseca

PARÁMETRO	TIEMPO DE TRATAMIENTO			
	INICIAL	45 DÍAS	140 DÍAS	
Humedad (%)	19,6	11,2	13,02	14,6
Descripción suelo	Arena limoarcillosa	Arena arcillosa	Arena limoarcillosa	Arena limoarcillosa
% arenas	56	67	51	58
% limos	14	15	27	19
% arcillas	18	16	18	17
Porosidad total	35,8	31,7	33,2	
Porosidad eficaz	12,6	7,6	8,7	9,6
Porosidad aire	23,2	24,1	24,5	23,9
<b>Par. Brooks&amp;Corey:</b>				
Presión entrada de aire ( $h_{ce}$ ) en m	0,2363	0,2623	0,2472	0,2486
Índice distribución de poros ( $\lambda$ )	0,2457	0,2031	0,3812	0,2767
Permeabilidad al aire (cm <sup>2</sup> )	1,6341E-08	1,9964E-08	2,0566E-08	1,8957E-08

La permeabilidad hidráulica media ( $k$ ), tabla VII.123, da como resultado  $2,48 \cdot 10^{-7}$  cm/s y la permeabilidad intrínseca media,  $2,53 \cdot 10^{-8}$  cm<sup>2</sup>, que se obtiene mediante la expresión:

$$K_i = \frac{k\mu}{dg}$$

Para calcular la permeabilidad al aire se han utilizado los valores de permeabilidad intrínseca y permeabilidad al aire relativa (tabla VII.126), valores obtenidos de diferentes muestras de suelo. Los resultados de permeabilidad al aire ( $k_a$ ) se muestran en la siguiente tabla:

Tabla VII.126: Permeabilidad al aire ( $k_a$ )

TIEMPO TRATAMIENTO	$\lambda$ adim	$S_{wr}$ adim	$K$ cm/s	$2-\lambda/\lambda$ adim	$K_i$ cm <sup>2</sup>	$K_{ra}$ adim	$K_a$ cm <sup>2</sup>	Tipo suelo
Inicial	0,257796	0,1964	2,48E-07	6,75807227	2,53E-08	0,64576216	1,63E-08	Arena limoarcillosa
45 días	0,257796	0,1118	2,48E-07	6,75807227	2,53E-08	0,78889894	2,00E-08	Arena arcillosa
140 días	0,257796	0,0985	2,48E-07	6,75807227	2,53E-08	0,81270212	2,06E-08	Arena arcillosa
MEDIA	0,2486	0,1356	2,48E-07	7,0597630	2,53E-08	0,7491235	1,89E-08	-

Se observa que los valores de permeabilidad al aire aumentan con el tiempo de tratamiento, al igual que los de porosidad al aire, sin embargo, la cantidad de agua presente en el suelo, tiende a disminuir. El valor de permeabilidad al aire media es de  $1,89 \cdot 10^{-8}$  cm<sup>2</sup>.

## II.5.2. Cálculo de los parámetros relacionados con la presencia de la contaminación

### VII.5.2.1. Velocidad de la carga contaminante y coeficiente de retardo

Es necesario conocer la velocidad real o eficaz tanto del agua subterránea y de la carga contaminante en fase disuelta tanto en condiciones naturales como en las modificadas por efecto del bombeo.

La *velocidad del flujo subterráneo* depende de la conductividad hidráulica del acuífero y del gradiente hidráulico, siendo superior en régimen de bombeo que en condiciones naturales (de no bombeo).

La velocidad de la carga contaminante será menor que la del agua subterránea debido a que hay que considerar el coeficiente de retardo (R) existente en el medio:

$$\text{Velocidad flujo agua subterránea} = K \times i$$

K = conductividad hidráulica (m/día)

i = gradiente hidráulico (adim)

La velocidad eficaz del agua subterránea se define como:

$$\text{Velocidad eficaz agua subterránea} = \frac{\text{velocidad flujo agua subterránea}}{m_e}$$

Para calcular la velocidad de flujo de la carga contaminante o lo que es lo mismo la velocidad de migración de los compuestos disueltos en el agua subterránea (considerando el nonano como compuesto representativo del queroseno) es necesario aplicar el factor de retardo (R) que presenta el contaminante respecto al agua debido a las propiedades físico-químicas del mismo y de las propiedades texturales del suelo:

$$\text{Velocidad carga contaminante} = \frac{\text{Velocidad flujo agua subterránea}}{R}$$

R = coeficiente de retardo (adim)

El concepto de coeficiente de retardo se define como:

$$\text{Coeficiente de retardo (R)} = 1 + \left( \frac{\gamma_d}{m_e} \right) \times k_d$$

$\gamma_d$  = densidad seca (g/cm<sup>3</sup>)

$m_e$  = porosidad eficaz (100/%)

$k_d$  = coeficiente de distribución (kg/m<sup>3</sup>) [ $K_d = 0,6 f_{oc} \times k_{ow}$ ] y donde se tiene que:  $f_{oc} = \frac{f_{mo}}{172,4}$

y  $f_{mo}$  = fracción de materia orgánica (%).

En la siguiente tabla se encuentran registrados los parámetros utilizados para el cálculo de la velocidad eficaz tanto del agua como de la carga contaminante<sup>1</sup>:

**Tabla VII.127: Parámetros utilizados para cálculo de velocidad eficaz, coeficiente de retardo y velocidad de la carga contaminante**

Condiciones estáticas:			Condiciones dinámicas		
Conductividad hidráulica (k)	m/día	19,46	Conductividad hidráulica (k)	m/día	19,46
Gradiente hidráulico (i)	–	0,005	Gradiente hidráulico (i)	–	0,06
Porosidad eficaz (m <sub>e</sub> )	%	9,6	Porosidad eficaz (m <sub>e</sub> )	%	9,6
Densidad seca (γ <sub>d</sub> )	g/cm <sup>3</sup>	1,82	Densidad seca (γ <sub>d</sub> )	g/cm <sup>3</sup>	1,82
Fracción materia orgánica (f <sub>mo</sub> )	%	0,243	Fracción materia orgánica (f <sub>mo</sub> )	%	0,243
Coeficiente carbono orgánico (f <sub>oc</sub> )	adim	1,41.10 <sup>-5</sup>	Coeficiente carbono orgánico (f <sub>oc</sub> )	adim	1,41.10 <sup>-5</sup>
Coeficiente octanol-agua (log k <sub>ow</sub> )	adim	4,76	Coeficiente octanol-agua (k <sub>ow</sub> )	adim	4,76
Coeficiente de distribución (k <sub>d</sub> )	g/cm <sup>3</sup>	0,511	Coeficiente de distribución (k <sub>d</sub> )	g/cm <sup>3</sup>	0,511
<b>Coeficiente de retardo (R)</b>	<b>adim</b>	<b>10,68</b>	<b>Coeficiente de retardo (R)</b>	<b>adim</b>	<b>10,68</b>

Los resultados se indican a continuación:

**Tabla VII.128: Velocidad eficaz y de flujo del agua subterránea y de la carga contaminante**

Condiciones estáticas:			Condiciones dinámicas:		
Veloc. flujo agua subterránea	m/día	0,0973	Veloc. flujo agua subterránea	m/día	1,167
Veloc. eficaz del agua subterránea	m/día	1,013	Veloc. eficaz del agua subterránea	m/día	12,15
Veloc. carga contaminante	m/día	0,095	Veloc. carga contaminante	m/día	1,137

Si consideramos un radio de influencia para cada pozo de extracción puede situarse entre 3, 5, 7,5 y 10 metros, entonces el *tiempo de llegada* de toda la carga contaminante al pozo de extracción será de:

$$\text{Tiempo llegada}_{\text{carga contaminante}} = \frac{\text{Radio influencia (m)}}{\text{Velocidad}_{\text{carga contaminante}} \text{ (m/día)}}$$

<sup>1</sup> Carga contaminante: consideramos las propiedades del nonano



Tabla VII.129: Tiempo de llegada de la carga contaminante

Condiciones estáticas:		Condiciones dinámicas:	
Radio influencia de 3 m:	31,6 días	Radio influencia de 3 m:	2,4 días
Radio influencia de 5 m:	52,7 días	Radio influencia de 5 m:	4,4 días
Radio influencia de 7,5 m:	79,1 días	Radio influencia de 7,5 m:	6,6 días
Radio influencia de 10 m:	105,4 días	Radio influencia de 10 m:	8,8 días

Es decir, con el bombeo la velocidad de arrastre o de llegada al pozo tanto del agua subterránea como de la carga contaminante en fase disuelta es superior a la existente en condiciones naturales, sin bombeo, y por tanto el tiempo de llegada de la carga contaminante al pozo de bombeo se acorta de forma notable en condiciones de bombeo durante el tratamiento de extracción de fase disuelta.

#### VII.5.2.2. Coeficiente de distribución e isoterma de sorción.

El coeficiente de distribución,  $K_d$ , indica como se encuentra presente el hidrocarburo en el medio.

$$K_d = \frac{\text{Concentración suelos}}{\text{Concentración aguas}} = \frac{\text{mg/kg}}{\mu\text{g/l}} = \frac{\text{mg/kg}}{10^{-3} \text{ mg}/10^{-3} \text{ m}^3} = \text{kg/m}^3$$

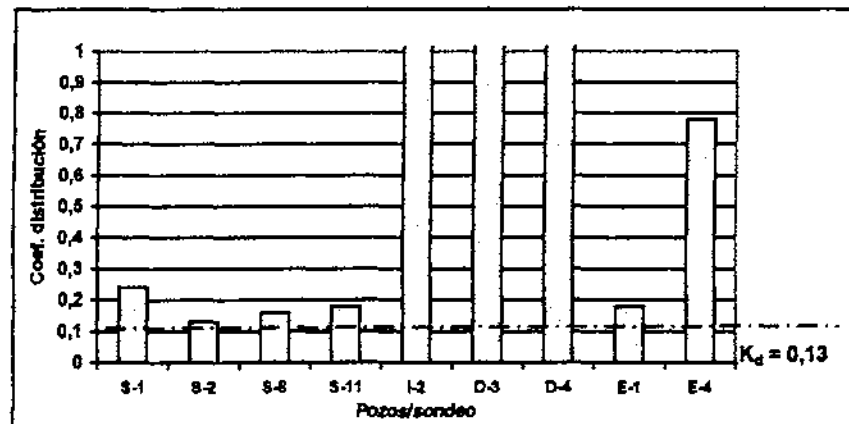
Estudiando el cociente que existe entre la concentración de TPH (mg/kg) en suelos, a la altura del nivel freático, y el correspondiente TPH en el agua del pozo ( $\mu\text{g/l}$ ), se observa que existe una enorme variación en los valores obtenidos, siendo el valor de  $K_d$  menor de 0,13. En la tabla siguiente se presentan los valores de  $K_d$  obtenidos:

Tabla VII.130: Coeficiente de distribución

Sondeo	Cota muestra	TPH suelos	TPH aguas subterráneas	COEF. DISTRIBUCIÓN ( $K_d$ )
	m	mg/kg	$\mu\text{g/l}$	
S-1	594,9	925	3.880	0,24
S-2	593,4	1.088	8.660	0,13
S-8	594,9	1.741	11.010	0,16
S-11	599,8	2.304	13.140	0,18
I-2	594,5	172	100	1,72
D-3	597,9	1.045	100	10,45
D-4	595,8	1.407	100	14,07
E-1	590,9	231	1.290	0,18
E-4	595,0	78	100	0,78

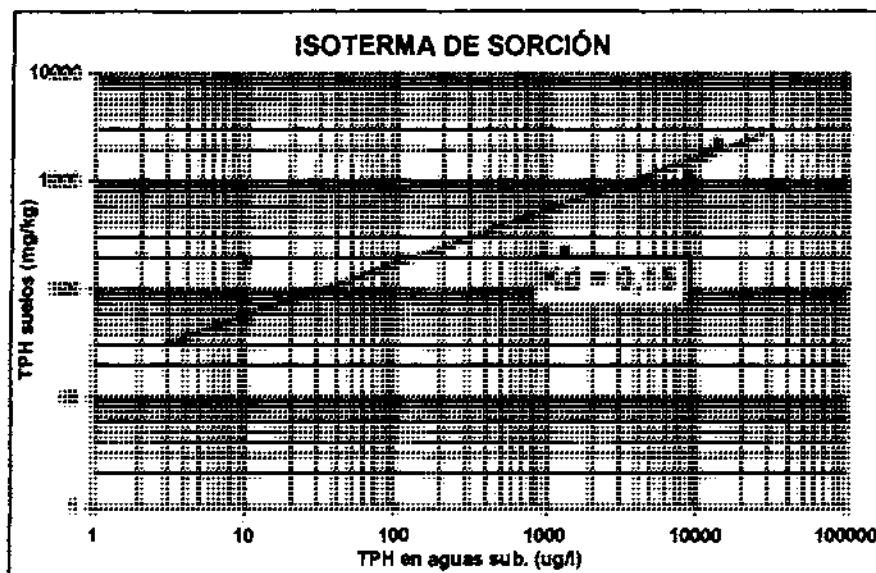
Si representamos los valores de  $K_d$  anteriores observamos que el valor menor obtenido es el correspondiente a 0,13.

Fig. VII.89: Coeficiente de distribución ( $K_d$ ) – aparición de producto libre



La isoterma de sorción es la curva que representa la concentración existente en TPH en aguas subterráneas respecto a la concentración de TPH en suelos, cuya pendiente se corresponde con el valor medio de  $K_d$ . En este caso, se observa que la isoterma de sorción sigue una tendencia lineal, por lo que se corresponde con modelo de sorción lineal.

Fig. VII.90: Isoterma de sorción lineal



En la isoterma de sorción lineal se observa una distribución de puntos que se ajustan a una línea recta. La pendiente de la isoterma de sorción se corresponde con el coeficiente de distribución ( $k_d$ ) de valor 0,15. Esta isoterma está indicando que los procesos de sorción que

se han producido son relativamente rápidos, o bien se encuentran en los primeros episodios de sorción, por lo que los procesos de desorción no se han producido todavía y no se ha llegado al umbral de saturación.

### **VII.5.3. Cálculo de los parámetros relacionados con el funcionamiento del sistema de tratamiento**

#### **VII. 5.3.1. Centro de gravedad de la presión de vacío**

Al ejercer el vacío en el suelo a través de los pozos de extracción se va a originar un movimiento del aire en el suelo que va desde el punto límite donde existe influencia de vacío hasta el pozo de extracción; este movimiento de partículas de aire seguirán una dirección de flujo en función del gradiente de presión en cada punto, tal y como se indicó en la figura VII.14.

Se ha calculado la presión media de vacío obtenida tanto en los pozos de extracción (donde se aplica el vacío en cabeza de pozo) como la observada en los pozos de control y en los pozos de inyección (cuando no se encontraba conectada la inyección).

Los resultados se encuentran recogidos en las tablas siguientes:

**Tabla VII.131: Presión de vacío individual media de los pozos y del conjunto del ramal I**

<b>RAMAL I</b>	<b>I1</b>	<b>I2</b>	<b>I3</b>	<b>I4</b>	<b>I5</b>	<b>MEDIA</b>
<b>Presión de vacío (mbar)</b>	-24	-25,1	-39,8	-32,2	-30,4	-30,3

**Tabla VII.132: Presión de vacío media de los pozos y del conjunto del ramal D**

<b>RAMAL D</b>	<b>D-1</b>	<b>D-2</b>	<b>D-3</b>	<b>D-4</b>	<b>D-5</b>	<b>MEDIA</b>
<b>Presión de vacío (mbar)</b>	-32,5	-48,9	-56	-50,8	-45,9	-46,82

**Tabla VII.133: Presión de vacío media de los pozos de control cortos**

<b>POZOS DE CONTROL</b>	<b>C1</b>	<b>C2</b>	<b>C3</b>	<b>C4</b>	<b>MEDIA</b>
<b>Presión de vacío (mbar)</b>	-3,2	-2,4	-3,5	-5,2	-3,5

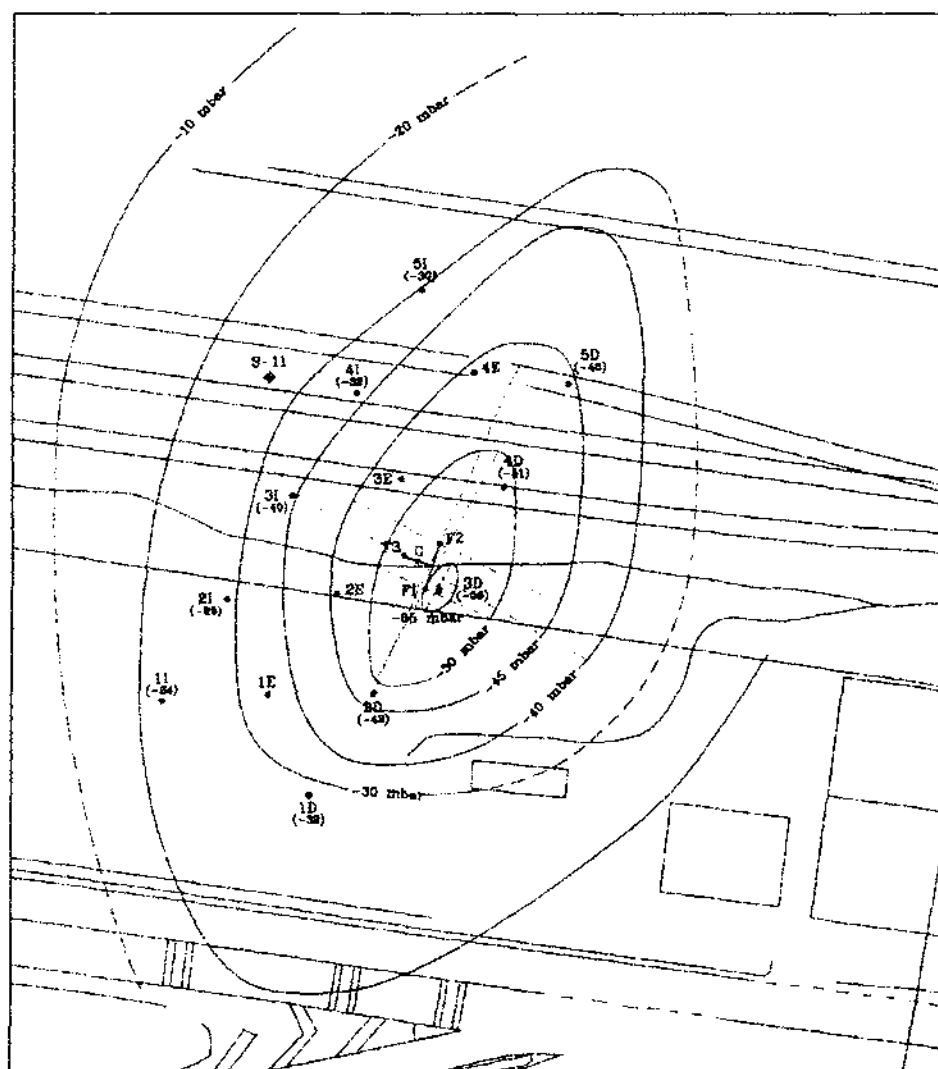
**Tabla VII.134: Presión de vacío media de los pozos de inyección cortos**

<b>POZOS INYECCIÓN</b>	<b>E1</b>	<b>E2</b>	<b>E3</b>	<b>E4</b>	<b>MEDIA</b>
<b>Presión de vacío (mbar)</b>	-2,3	-2,7	-1,9	-1,6	-2,1

En los pozos de extracción se observa una ligera variación entre la presión de vacío media, habiéndose producido de forma global una presión de vacío superior en el ramal D respecto al ramal I. En los pozos de control las presiones de vacío son menores que las registradas en los pozos de extracción, ya que en estos pozos no se ejerce directamente el vacío en los pozos, sino que la medida es indicativa de la presión existente en cabeza de pozo respecto a la existente en el suelo por el vacío producido en los pozos de extracción.

Se ha realizado un plano de isobaras de presión de vacío generado en el campo de pruebas nº 2, tomando como referencia la presión media de vacío generada en cabeza en los pozos de extracción de ambos ramales, tal y como se indica en el plano 46 del Anejo V y en la figura siguiente:

**Fig. VII.91: Área de influencia de vacío y centro de gravedad de presión de vacío**



Cada isobara representa un área o superficie de presión de vacío, teniendo cada área de vacío un centro de gravedad determinado. Cada centro de gravedad está definido por una fuerza determinada ( $F_n$ ), que se corresponde al producto del área o superficie que delimita cada isobara ( $S_n$ ) por la presión de vacío correspondiente ( $P_n$ ), es decir:

$$F_n = P_n \times S_n$$

Conocida la  $F$  para varias superficies de presión de vacío (por ejemplo:  $F_1$  se corresponde a la superficie y la presión de vacío de la isobara -50 mbar,  $F_2$  se corresponde a la superficie y la presión de vacío de la isobara isobara -45 mbar, y  $F_3$ , idem para la isobara -40 mbar, (ver Plano 47 del anejo V), se determina el centro de gravedad de vacío para cada superficie. Para ello, primeramente se determina el centro de gravedad existente entre  $F_2$  y  $F_3$  y el consecutivo con respecto a  $F_1$ , obtenemos el **centro de gravedad de vacío** para el campo de pruebas nº 2, denominado como G.

El centro de gravedad de vacío se encuentra localizado en el ramal D, muy cerca del pozo D-3, coincidiendo con el ramal que presentó una mayor presión de vacío.

Desde el centro de gravedad de vacío (G) y cada uno de los pozos de extracción de vapores existe una determinada distancia, denominada distancia radial al centro de gravedad, y que se detalla en las siguientes tablas:

**Tabla VII.135: Distancia radial al centro de gravedad de vacío (G) desde los pozos de extracción (Ramal I)**

	I1	I2	I3	I4	I5
Distancia al centro de gravedad de vacío (m)	23,9	15,7	11,3	14,5	22,1

**Tabla VII.136: Distancia radial al centro de gravedad de vacío (G) desde los pozos de extracción (Ramal D)**

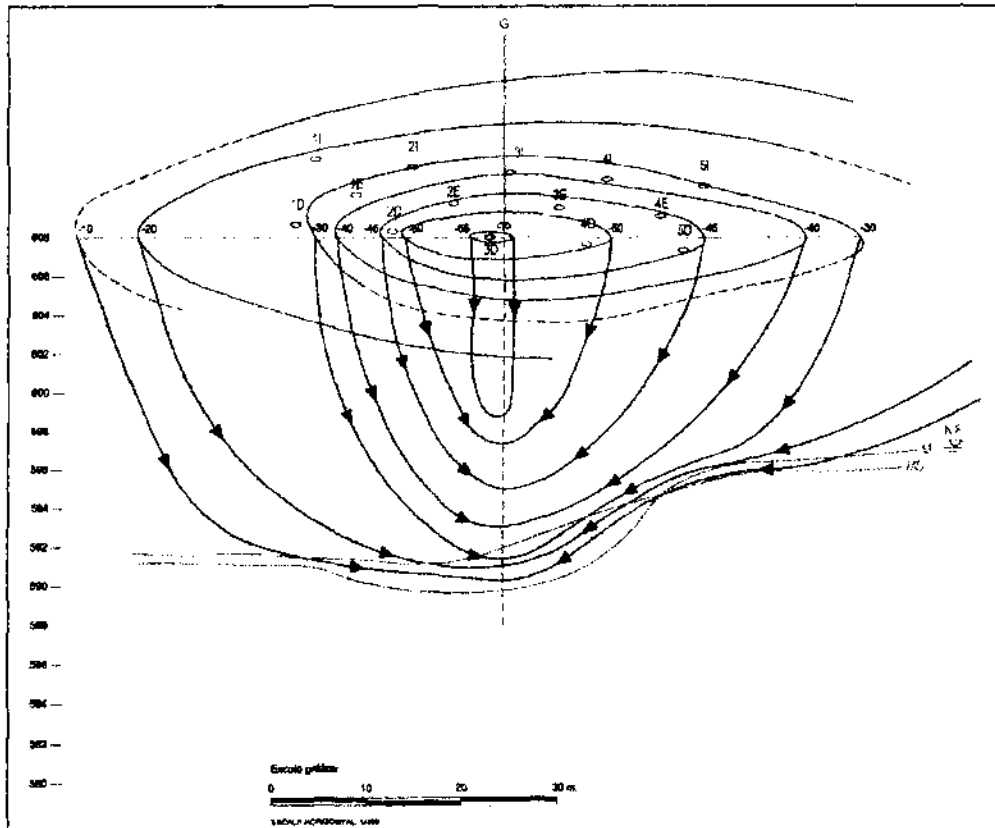
	D1	D2	D3	D4	D5
Distancia al centro de gravedad de vacío (m)	25,8	11,3	3,1	9,5	15,6

**Tabla VII.137: Distancia radial al centro de gravedad de vacío (G) desde los pozos de control e inyección**

	C1	C2	C3	C4	E1	E2	E3	E4
Distancia al centro de gravedad de vacío (m)	11,5	4,8	19,3	14,9	16,2	7,1	6,7	16,2

En el plano 47 se muestra la distribución de las isobaras de vacío en profundidad, basándonos en el plano de isobaras (plano 46) y la situación de los pozos de extracción y la posición de los filtros ranurados, distribución que también se muestra en la figura siguiente:

**Fig. VI.92: Perfil transversal del área de influencia de vacío**



Igualmente se han calculado el valor de caudal de extracción de aire medio para cada pozo a lo largo del tiempo de tratamiento, además del caudal medio para cada ramal y en conjunto para el campo de pruebas nº 2, obteniendo los siguientes resultados:

**Tabla VII.138: Caudal Individual medio de los pozos y del conjunto del ramal I**

<b>RAMAL I</b>	<b>I1</b>	<b>I2</b>	<b>I3</b>	<b>I4</b>	<b>I5</b>	<b>TOTAL</b>
<b>Caudal medio (m³/h)</b>	34,9	38,1	41,3	38,9	18,7	171,9

**Tabla VII.139: Caudal individual medio de los pozos y del conjunto del ramal D**

<b>RAMAL D</b>	<b>D-1</b>	<b>D-2</b>	<b>D-3</b>	<b>D-4</b>	<b>D-5</b>	<b>TOTAL</b>
<b>Caudal medio (m³/h)</b>	24,6	29,5	58,2	58,0	20,4	190,7

Existe una ligera variación entre el caudal obtenido entre unos pozos y otros en ambos ramales y en conjunto para cada ramal, siendo en general mayor el caudal medio de extracción de aire para los pozos del ramal D respecto a los del I.

En el plano 48 se muestra el plano de isocaudales, en donde se observa como el mayor caudal de aire extraído se encuentra situado en los alrededores del centro de gravedad de vacío (G).

En el plano 49 se muestra la distribución de las líneas de isocaudales de extracción de aire o líneas de flujo de aire con profundidad, donde se muestra como las líneas isocaudales son perpendiculares a las líneas de presión.

### VII. 5.3.2. Velocidad de flujo del aire

#### VII. 5.3.2.1. Velocidad de flujo en función del caudal de extracción de aire

La velocidad de flujo del aire se determina como el cociente entre el caudal de extracción de aire y la sección de paso del mismo, es decir:

$$\text{Velocidad de flujo de aire (q)} = \frac{\text{Caudal extracción}}{\text{Sección}} = \frac{m^3/h}{m^2} = m/h$$

La sección de paso será el área que define el radio de influencia de vacío y la altura de las líneas de flujo, es decir:

$$\text{Sección de paso (S)} = 2\pi rh = m^2$$

Donde.

R = Radio de influencia respecto de  $P_{\text{vacío}}$ .

Esta velocidad de flujo es una aproximación a la velocidad real de flujo de aire, ya que no considera las propiedades del suelo ni la homogeneidad del medio, ni la viscosidad del fluido. Sin embargo, nos da una idea de la variación de velocidad general del aire en el suelo en función de la evolución del caudal de extracción con el tiempo de tratamiento.

Por este motivo, se ha calculado la velocidad de flujo de aire teniendo en cuenta la media de los caudales de extracción de cada uno los pozos de cada ramal. Al actuar todos los pozos de extracción a la vez, hemos considerado la distancia existente entre el pozo de extracción y el centro de gravedad de vacío (G) para el campo de pruebas nº 2.

Los pozos están ordenados según sea la menor distancia real al depresor, siendo para el ramal I: I3 < I4 < I2 < I5 < I1, y para el ramal D: D3 < D4 < D2 < D5 < D1. En el plano 46 del Anejo V se encuentra la situación del centro de gravedad de vacío y los pozos de extracción para el campo de pruebas nº 2.

Los resultados de velocidad de flujo de aire se encuentran en la tabla siguiente:

Tabla VII.140: Velocidad de flujo de aire

Parámetro	RAMAL I					RAMAL D				
	I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5
Espesor de ZNS (m)	14,7	16,3	16,7	16,4	16,9	14,9	15,2	16,2	15,2	17,0
Sección (m <sup>2</sup> )	2,9	3,2	3,3	3,2	3,3	2,9	3,0	3,2	3,0	3,3
Caudal de extracción medio (m <sup>3</sup> /h)	34,9	38,1	41,3	38,9	18,7	24,6	29,5	58,2	58	20,4
Distancia centro de gravedad (m)	3,70	9,87	13,20	17,20	23,40	25,80	11,30	3,10	9,50	15,60
Velocidad de flujo medio (m/h)	12,1	11,9	12,6	12,1	5,6	8,4	9,9	18,3	19,4	6,1
Velocidad de flujo medio (m/s)	0,007	0,007	0,007	0,007	0,003	0,005	0,005	0,010	0,011	0,003
Velocidad de flujo medio (cm/s)	0,67	0,66	0,70	0,67	0,31	0,47	0,55	1,02	1,08	0,34

La velocidad de flujo varía desde 1,08 cm/s hasta 0,31 cm/s, siendo mayor cuanto mayor es el caudal de extracción de aire en el pozo y, así mismo, cuanto menor es la distancia al centro de gravedad de vacío (G).

Hay que destacar que en los pozos donde existe menor espesor de ZNS y un caudal de extracción similar, la velocidad de flujo es mayor que un pozo con un espesor de ZNS mayor, es decir, a un mismo caudal cuanto menor es la sección de paso del aire, mayor es la velocidad de flujo (tal es el caso de los pozos I-2 con respecto al I-4, y el D-1 con respecto al D-5 que tienen menor espesor de ZNS tal y como se muestra en los cortes transversales del margen derecho e izquierdo, planos 19 y 20 de Anejo III).



El *número de Peclet* es el coeficiente que define el tipo de transferencia de los vapores orgánicos que se produce en el medio, ya sea mediante procesos de difusión o de advención (SVE Manual, 1995). Y se describe como el cociente entre la velocidad de flujo ( $q$ ) por los huecos existentes entre los granos del suelo ( $\phi$ ) dividido entre el coeficiente de difusión del contaminante en el aire ( $D$ ), es decir:

$$N^{\circ} \text{ Peclet} = \frac{q \phi}{D}$$

En este caso, el ratio de huecos entre partículas considerando las arcillas arenosas varía de 1,8 a 0,25 (Frendund, 1993), es decir una media de 0,625, y el coeficiente de difusión del nonano en el suelo es de 0,0218 cm<sup>2</sup>/s (Wilson, 1995), por lo que el número de Peclet dependerá de la velocidad de flujo de cada pozo. Los resultados se encuentran en la tabla siguiente:

Tabla VII.141: Número de Peclet

	I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	Media	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5	Media
Velocidad de flujo medio (cm/s)	0,67	0,66	0,70	0,67	0,31	0,60	0,47	0,55	1,02	1,08	0,34	0,69
N° Peclet	19,3	19,0	20,1	19,2	9,0	17,3	13,4	15,7	29,1	31,0	9,7	19,8

La media obtenida indica un número de Peclet que oscila entre 31,4 en el pozo D-4 a 9,0 en el pozo I-5, y en todo caso, los valores se encuentran entre 5 y 35, por lo que la transferencia de vapores orgánicos al pozo de extracción se rigen por movimientos de advección en flujo de tipo laminar (Apdo. IV. 6.2.2.2. Flujo de aire en el suelo).

#### VII. 5.3.2.2. Velocidad de flujo de Darcy

En medios porosos el flujo de vapor generalmente se describe mediante la Ley de Darcy (Apdo. IV.6.2.2), que se define con la ecuación (SVE Manual, 1995):

$$q_D = \frac{K_i d g}{\mu \nabla P} = \text{cm/s}$$

Donde:

- $K_i$  = Permeabilidad intrínseca (cm<sup>2</sup>)
- $d$  = Densidad del fluido (gr/cm<sup>3</sup>)
- $g$  = Aceleración de la gravedad (cm/s<sup>2</sup>)
- $\mu$  = Viscosidad dinámica del fluido (gr/cm.s)

$\nabla P$  = Gradiente de presión (adim)

La ley de Darcy para el flujo de vapor también se define por la ecuación (Wilson, 1995) :

$$q_D = \frac{k_a}{\mu} \times \nabla P = \text{cm/s}$$

Donde:

$K_a$  = Permeabilidad al aire (cm<sup>2</sup>)

$\mu$  = Viscosidad dinámica del fluido (1.83.10<sup>-9</sup> atm/s)

$K_D$  = Permeabilidad neumática o bien  $K_D = \frac{k_a}{\mu}$  (cm<sup>2</sup>/atm/s)

$\nabla P$  = Gradiente de presión (atm/cm)

Por ende, considerando la permeabilidad neumática:

$$q_D = K_D \times \nabla P \text{ (cm/s)}$$

Esta velocidad si reconoce los parámetros intrínsecos del medio y del fluido, por lo que la velocidad de Darcy se considera que identifica el movimiento del aire en el suelo de forma más real que la velocidad anterior. Va a ser directamente proporcional al gradiente de presión, es decir a la presión de vacío ejercida en el pozo, a diferencia de la velocidad de flujo anterior que lo era respecto al caudal de extracción de aire.

Se ha determinado la velocidad de Darcy, considerando la presión de vacío medio para cada pozo, el valor de permeabilidad intrínseca del suelo (1,89.10<sup>-6</sup> cm<sup>2</sup>), y el valor de viscosidad del aire (1,83.10<sup>-9</sup> atm/s). Los resultados se recogen en la tabla siguiente:

Tabla VII.142: Velocidad de flujo de Darcy

Parámetro	RAMAL I					RAMAL D				
	I1	I2	I3	I4	I5	D1	D2	D3	D4	D5
Distancia centro de gravedad (m)	23,9	15,7	11,3	14,5	22,1	25,8	11,3	3,1	9,5	15,6
Presión de Vacío medio (mbar)	-24,0	-25,1	-39,8	-32,2	-30,4	-30,3	-32,5	-48,9	-56,0	-50,8
Gradiente de Presión (mbar/m)	0,026	0,038	0,040	0,037	0,025	0,021	0,047	0,118	0,031	0,022
Gradiente de Presión (atm/cm)	2,5E-05	3,8E-05	3,9E-05	3,6E-05	2,4E-05	2,1E-05	4,6E-05	1,2E-04	3,1E-05	2,2E-05
Velocidad de flujo de Darcy (cm/s)	2,6E-04	3,8E-04	4,1E-04	3,7E-04	2,5E-04	2,2E-04	4,8E-04	1,2E-03	3,2E-04	2,3E-04

Los valores de velocidad de flujo de Darcy varían desde  $1,2 \cdot 10^{-3}$  cm/s a  $4,8 \cdot 10^{-4}$  cm/s. Estos valores son tres ordenes de magnitud menores que la velocidad de flujo calculada en el apartado anterior.

Del mismo modo que la velocidad anterior respecto al caudal de aire, la velocidad de Darcy es mayor cuanto mayor presión de vacío presenta el pozo y menor es la distancia al centro de gravedad de presión de vacío.

#### VII. 5.3.2.3. Coefficiente entre velocidades de flujo de aire

Existe una relación de aproximada de tres ordenes de magnitud entre la velocidad de flujo y la de Darcy, por lo que el cociente entre ambas delimita la razón entre ambas.

$$\text{Coef. velocidad} = \frac{\text{Velocidad de flujo}}{\text{Velocidad de Darcy}}$$

En la tabla siguiente se indica el coeficiente o razón de velocidad para cada pozo:

**Tabla VII.143: Cociente de velocidad de flujo-velocidad de Darcy**

<b>RAMAL I</b>	<b>I1</b>	<b>I2</b>	<b>I3</b>	<b>I4</b>	<b>I5</b>	<b>MEDIA</b>
Velocidad flujo medio (cm/s)	0,67	0,66	0,70	0,67	0,31	0,60
Velocidad de Darcy (cm/s)	2,6E-04	3,9E-04	4,1E-04	3,7E-04	2,5E-04	3,4E-04
<b>Coefficiente de velocidad</b>	<b>2.560,9</b>	<b>1.685,4</b>	<b>1.696,1</b>	<b>1.790,1</b>	<b>1.231,5</b>	<b>1.792,8</b>
<b>RAMAL D</b>	<b>D1</b>	<b>D2</b>	<b>D3</b>	<b>D4</b>	<b>D5</b>	<b>MEDIA</b>
Velocidad flujo medio (cm/s)	0,47	0,55	1,02	1,08	0,34	0,69
Velocidad de Darcy (cm/s)	2,2E-04	4,8E-04	1,2E-03	3,2E-04	2,3E-04	4,9E-04
<b>Coefficiente de velocidad</b>	<b>2.141,0</b>	<b>1.149,0</b>	<b>843,7</b>	<b>3.406,2</b>	<b>1.496,6</b>	<b>1.807,3</b>

La velocidad de flujo media es ligeramente superior en el ramal D, con 0,69 cm/s para el D y de 0,60 cm/s para el ramal I; al igual que la velocidad de Darcy media, donde para el ramal D fue de  $4,9 \cdot 10^{-4}$  cm/s, mayor que la del ramal I con  $3,4 \cdot 10^{-4}$  cm/s. Es decir en ambos ramales el comportamiento de ambas velocidades es parelelo.

El cociente entre ambas velocidades nos da un coeficiente menor para el ramal I, de 1.793, y de 1.807 para el ramal D; lo que en líneas generales indica que el movimiento de flujo de aire en el ramal D tuvo una velocidad ligeramente superior respecto a la del ramal I.

El caudal de extracción medio en el ramal D fue superior al obtenido en el ramal I, lo que supone que la velocidad de flujo sea como consecuencia superior, contrariamente, la presión de vacío en dicho ramal fue menor, lo que supone que el gradiente de presión fue mayor en el ramal I y por tanto, también la velocidad de Darcy.

### **VII. 5.3.3. Tiempo de tránsito del flujo de aire**

El tiempo de tránsito de aire valora la tasa de flujo necesaria y la distancia entre los pozos de extracción para que exista una adecuada tasa de intercambio de aire en el suelo.

En general, el tiempo de tránsito es el tiempo que necesita una partícula de aire en recorrer la distancia que le separa desde el punto donde se encuentra hasta el pozo de extracción, en función de la longitud recorrida y la velocidad de flujo, es decir:

$$\text{Tiempo de tránsito } (t_T) = \frac{\text{Distancia recorrida}}{\text{Velocidad de flujo}}$$

Por tanto, el tiempo de tránsito dependerá de la velocidad de flujo tomada, bien sea la velocidad de flujo de aire o la de velocidad de Darcy.

Este método de cálculo del tiempo de tránsito no tiene en cuenta directamente las propiedades del suelo ni las variaciones de caudal de extracción existentes, por lo que se ha buscado un tercer método de cálculo, que si engloba dichos parámetros.

Los tres métodos de cálculo se exponen a continuación.

#### **VII. 5.3.3.1. Tiempo de tránsito en función de las propiedades del suelo**

El tiempo de tránsito está directamente relacionada con la velocidad de filtración de aire en el suelo y la distancia entre los puntos de influencia de la extracción, así como también esta relacionada con la Ley de Darcy, mediante las siguientes expresiones:

$$t = \int \frac{1}{q_D} ds$$

donde

$q_D$  = Velocidad del aire de Darcy (cm/s)

y si tenemos que

$$q_s = \frac{k_a}{n_a \mu \nabla P}$$

Donde

$q_s$  = Velocidad de filtración (cm/s)

$k_a$  = Permeabilidad al aire (cm<sup>2</sup>)

$n_a$  = Porosidad al aire (%)

$\mu$  = Viscosidad dinámica del fluido (atm/s)

$\nabla P$  = Gradiente de presión (atm/cm)

Suponiendo que el gradiente de presión en flujos radiales unidimensional es:

$$\frac{dP}{dr} = \frac{Q_E \mu}{2 \pi b k_a r}$$

Donde:

$r$  = Radio de influencia (cm)

$b$  = Espesor de la zona no saturada (ZNS) (cm)

$Q_E$  = Caudal de extracción de aire en el pozo (cm<sup>3</sup>/s)

Integrando, por tanto, se obtiene el siguiente término:

$$\text{Tiempo de tránsito } (t_T) = \frac{\pi r^2 b n_a}{Q_E} = s$$

Por tanto, dado que este tiempo de tránsito es función de las propiedades del suelo (porosidad al aire) se define como:

$$Tt [f(n_a)] = \frac{\pi r^2 b n_a}{Q_E}$$

Esta ecuación relaciona la porosidad al aire, el espesor de suelo expuesto a la extracción de vapores o a la presión de vacío (ZNS), y el caudal de extracción producido en cada pozo.

La porosidad al aire media del suelo es de 23,8 %, y el espesor de ZNS varía desde 10,7 a 12,8 m, y radio de influencia por pozo se ha considerado que es 12,59 m. Los resultados para cada ramal se encuentran recogidos en la siguiente tabla:

Tabla VII.144: Tiempo de tránsito en función de la porosidad al aire y el caudal de extracción

Parámetro	RAMAL I					RAMAL D				
	I1	I2	I3	I4	I5	D1	D2	D3	D4	D5
Distancia centro gravedad vacío (m)	24,6	29,5	58,2	58,0	20,4	25,8	11,3	3,1	9,5	15,6
Espesor ZNS (m)	12,8	11,8	12,0	11,3	11,5	12,8	12,2	11,9	11,6	10,7
Caudal de extracción medio (m <sup>3</sup> /h)	33,0	77,0	54,1	34,4	32,2	24,2	63,1	60,6	44,4	13,9
Tiempo de tránsito medio (horas)	351,0	199,4	1123,5	1652,5	222,3	526,5	36,9	2,8	35,3	280,1
Tiempo de tránsito medio (días)	14,6	8,3	46,8	68,9	9,3	21,9	1,5	0,1	1,5	11,7

El tiempo de tránsito oscila entre 1.123,5 horas (46,8 días) y 2,8 horas (0,1 días), con una media para el ramal I de 709,4 horas (29,5 días) y de 176,3 horas (7,3 días) para el ramal D; es decir, el tiempo de tránsito fue mayor en el ramal I, por lo que una partícula de aire tardaría menos tiempo en llegar al pozo de extracción en el ramal D que en el ramal I.

Se observa como el tiempo de tránsito está relacionado con el espesor de ZNS y con el caudal de extracción, de forma que cuanto mayor es el espesor de paso del aire (ZNS) y menor es el caudal de extracción, mayor es el tiempo de tránsito en el pozo, y viceversa.

#### VII. 5.3.3.2. Tiempos de tránsito en función de la velocidad de flujo

El tiempo de tránsito en función de la velocidad de flujo, que es directamente proporcional al caudal de extracción, se define mediante la expresión:

$$\text{Tiempo de tránsito } (t_T) = \frac{\text{Distancia recorrida}}{\text{Velocidad de flujo}} = \text{cm/cm/s} = \text{s}$$

Por tanto,

$$Tt [f(q)] = \frac{\text{Distancia radial}}{q}$$

La distancia máxima a recorrer considerada coincide con la distancia radial desde el pozo al centro de gravedad de vacío. Los resultados se indican a continuación:

Tabla VII.145: Tiempos de tránsito en función de la velocidad de flujo

Parámetro	RAMAL I					RAMAL D				
	I1	I2	I3	I4	I5	D1	D2	D3	D4	D5
Distancia centro gravedad vacío (m)	24,6	29,5	58,2	58,0	20,4	25,8	11,3	3,1	9,5	15,6
Caudal de extracción medio (m <sup>3</sup> /h)	34,9	34,9	34,9	34,9	34,9	24,6	24,6	24,6	24,6	24,6
Velocidad de flujo medio (m/h)	0,67	0,66	0,70	0,67	0,31	0,47	0,55	1,02	1,08	0,34
Tiempo de tránsito medio (hora)	1,02	1,24	2,31	2,40	1,81	1,53	0,57	0,08	0,24	1,28
Tiempo de tránsito medio (días)	0,042	0,052	0,096	0,100	0,075	0,064	0,024	0,004	0,010	0,053

El tiempo de tránsito medio oscila entre 0,08 horas (0,004 días) y 2,4 horas (0,1 días), con una media para el ramal I de 1,8 días (0,075 días) y 0,7 horas (0,029 días), por tanto, el tiempo de tránsito es mayor en ramal I.

Se observa que el tiempo de tránsito es menor cuanto mayor es la velocidad de flujo y esta a su vez cuanto mayor es el caudal de extracción, por tanto ambos parámetros están también interrelacionados, disminuyendo el tiempo que necesita una partícula de aire en recorrer la distancia hasta el pozo si se incrementa el caudal de extracción. Así mismo, también se observa como también el tiempo de tránsito disminuye con la distancia hasta el centro de gravedad de vacío.

#### VII. 5.3.2.3. Tiempos de tránsito en función de la velocidad de Darcy

De igual modo, el tiempo de tránsito también es función de la velocidad de Darcy, que es directamente proporcional al gradiente de presión, y que se define mediante la expresión:

$$\text{Tiempo de tránsito } (t_T) = \frac{\text{Distancia recorrida}}{\text{Velocidad de Darcy}} = \text{cm/cm/s} = \text{s}$$

Por tanto,

$$T_t [f(q_D)] = \frac{\text{Distancia radial}}{q_D}$$

La distancia máxima a recorrer considerada coincide la distancia entre el pozo y el centro de gravedad de vacío. Los resultados se indican a continuación:

Tabla VII.146: Tiempos de tránsito respecto a la velocidad de Darcy

Parámetro	RAMAL I					RAMAL D				
	I1	I2	I3	I4	I5	D1	D2	D3	D4	D5
Distancia centro gravedad vacío (m)	24,6	29,5	58,2	58,0	20,4	25,8	11,3	3,1	9,5	15,6
Presión de vacío media (mbar)	-24,0	-25,1	-39,8	-32,2	-30,4	-32,5	-48,9	-56,0	-50,8	-45,9
Velocidad de flujo Darcy (cm/s)	2,6E-04	3,9E-04	4,1E-04	3,7E-04	2,5E-04	2,2E-04	4,8E-04	1,2E-03	3,2E-04	2,3E-04
Tiempo de tránsito medio (hora)	2605	2088	3919	4297	2229	3285	657	71	833	1910
Tiempo de tránsito medio (día)	108,5	87,0	163,3	179,1	92,9	136,9	27,4	3,0	34,7	79,6

Los valores de tiempo de tránsito oscilan entre 71 horas (3 días) y 4.297 horas (179,1 días), con una media para el ramal I de 3.027,6 (126,1 horas) y de 1.351,1 horas (56,3 días) para el ramal D. Por tanto, el ramal D presenta un tiempo medio de tránsito menor al ramal I.

Se observa que el tiempo de tránsito aumenta cuando aumenta la velocidad de Darcy, y ésta a su vez cuando disminuye con la presión de vacío, por lo que el tiempo de tránsito está relacionado de la misma forma con la presión de vacío, siendo el tiempo de tránsito menor cuanto menor es la presión.

Análogamente a los tiempos de tránsito anteriores, también se encuentra relacionado con la distancia radial, siendo menor cuanto más cerca se encuentre el pozo del centro de gravedad de vacío.

#### VII. 5.3.3.4. Coficiente entre tiempos de tránsito

Existe una relación de aproximada de un orden de magnitud entre cada uno de los tiempos de tránsito calculados, siendo el cociente entre ambas la razón existente entre las mismas.



$$\text{Coef (1) tiempos de transito} = \frac{t_T(\text{propiedades del suelo})}{t_T(\text{velocidad de flujo})}$$

$$\text{Coef.(2) tiempos de transito} = \frac{t_T(\text{velocidad de flujo})}{t_T(\text{velocidad de Darcy})}$$

$$\text{Coef (3) tiempos de transito} = \frac{t_T(\text{velocidad de Darcy})}{t_T(\text{propiedades del suelo})}$$

En la tabla siguiente se indica el coeficiente o razón entre los tiempos de tránsito calculados para cada pozo:

Tabla VII.147: Coeficientes entre tiempos de tránsito

Tiempo transito (horas)	13	14	12	15	11	D3	D4	D2	D5	D1	MEDIA
$t_T$ (propiedad suelo)	14,6	8,3	46,8	68,9	9,3	21,9	1,5	0,1	1,5	11,7	18,5
$t_T$ (velocidad flujo)	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,1	0,1
$t_T$ (velocidad Darcy)	108,5	87,0	163,3	179,1	92,9	136,9	27,4	3,0	34,7	79,6	91,2
Coef. (1)	345,1	161,0	486,3	688,4	122,8	343,2	64,6	33,3	144,3	219,5	261
Coef. (2)	3,9E-04	5,9E-04	5,9E-04	5,6E-04	8,1E-04	4,7E-04	8,7E-04	1,2E-03	2,9E-04	6,7E-04	6,4E-04
Coef. (3)	7,42	10,47	3,49	2,60	10,03	6,24	17,79	25,33	23,61	6,82	11

El cociente entre los tiempos de tránsito nos indican una relación de dos orden de magnitud entre el coeficiente calculado entre  $t_T$  (porosidad aire) y  $t_T$  (velocidad flujo) siendo la relación de 261; de cuatro órdenes de magnitud entre  $t_T$  (velocidad flujo) y  $t_T$  (velocidad Darcy) siendo la razón de  $6,4 \cdot 10^{-4}$  respectivamente, y de un orden de magnitud entre la tercera,  $t_T$  (velocidad de Darcy), y la primera  $t_T$  (propiedades del suelo) con una razón de 11.

Existe por tanto, una gran discrepancia entre los tiempos de tránsito calculados.

### VII.5.3.4. Radios de influencia

#### VII.5.3.4.1. Radio de influencia respecto al bombeo de agua

Para calcular el área de captación y el radio de influencia del bombeo se ha recurrido al método de Wyssling consistente en el área de llamada de la captación y tiempo de tránsito deseado (ITGE, 1991).

Primeramente, ambos parámetros se han calculado para el ensayo de bombeo realizado en el pozo I-3, y posteriormente, para los tres periodos de bombeo generales ejercidos durante el tiempo de tratamiento de forma individual para cada pozo de bombeo.

**Tabla VII.148: Datos utilizados en el cálculo del área de captación del ensayo de bombeo (I-3)**

Parámetro	Unidad	
Porosidad eficaz ( $n_e$ )	%	9,6
Espesor saturado (b)	m	4,0
Caudal de bombeo (Q)	m <sup>3</sup> /día	270
Conductividad hidráulica (k)	m/día	19,46
Gradiente hidráulico (i)	adim	0,06
Transmisividad (m <sup>2</sup> /día)	m <sup>2</sup> /día	77,8
Velocidad eficaz (V <sub>e</sub> )	m/día	12,4
Tiempo tránsito (t)	días	1,0

### Zona de llamada:

La zona de llamada es la parte del área de alimentación en la cual puede apreciarse un descenso piezométrico consecuencia del bombeo y las líneas de corriente se dirigen a la captación.

$$\text{Anchura del frente de llamada (B)} = \frac{Q}{k b i} = m$$

$$\text{Radio de llamada (X}_0) = \frac{q}{2\pi k b i} = m$$

$$\text{Ancho del frente de llamada (B')} = \frac{B}{2} = \frac{Q}{2 k b i} = m$$

### Isocrona

La isocrona es la distancia que se corresponde con la dirección de flujo y en el tiempo de tránsito determinado.

La isocrona viene definida por las siguientes coordenadas:

$$S_0 = \frac{+l + \sqrt{l(l + 8x_0)}}{2}$$

$$S_u = \frac{-l + \sqrt{l(l + 8x_0)}}{2}$$

Donde  $l = V_0 \times t$

El radio de influencia parte de la ecuación volumétrica y se define como:

$$\text{Radio de influencia } (R_{inf}) = \sqrt{\frac{Q t}{m_e b \pi}} = m$$

Por tanto, el área de captación se define por los parámetros recogidos en la tabla siguiente:

**Tabla VII.149: Area de captación y radio de influencia en ensayo de bombeo (I-3)**

Parámetro	Unidad	
B	m	56,8
B'	m	28,9
X <sub>0</sub>	m	9,2
L	m	12,2
S <sub>0</sub>	m	28,3
S <sub>u</sub>	m	10,7
Radio Influencia	m	15,0

En el plano 50 del Anejo V se encuentra situado el área de captación y las isocronas correspondientes al ensayo de bombeo en el pozo I-3

Así mismo, se ha calculado el área de captación para cada pozo según los periodos de bombeo ejercidos durante el tratamiento con el fin de conocer cual es el área global de captación para el campo de pruebas.

Para ello se han considerado los caudales de bombeo medio para cada pozo y los tiempos de duración de los mismos (tres periodos de bombeo). El primer periodo de bombeo tuvo lugar del 7 al 23 de julio de 1998 (16 días), el segundo periodo de bombeo fue del 1 de agosto de 1998 al 13 de octubre de 1998 (73 días) y el tercero, del 14 de octubre de 1998 al 12 de enero de 1999 (90 días).

En los dos primeros periodos se bombeó en todos los pozos de extracción/bombeo, pero a partir del tercer periodo se fue alternando el periodo en unos pozos u otros según fuese necesario.

Los resultados se exponen a continuación:

**Tabla VII.150: Primer periodo de bombeo (16 días)**

		I1	I2	I3	I4	I5	D1	D2	D3	D4	D5
Caudal bombeo	m <sup>3</sup> /d	2,98	3,66	3,65	1,52	0,65	4,52	8,01	9,17	14,25	2,75
Grad. Hidráulico	adim	0,01	0,2	0,01	0,04	0,25	0,05	0,06	0,1	0,03	0,24
Espesor saturado	m	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096
Poros. Eficaz	%/100	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5
Cond. hidráulica	m/d	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46
Veloc. Eficaz	m/d	2,0	40,5	2,0	8,1	50,7	10,1	12,2	20,3	6,1	48,7
B	m	4,4	0,3	5,4	0,6	0,0	1,3	9,9	1,4	6,9	0,2
B'	m	2,2	0,1	2,7	0,3	0,0	0,7	5,0	0,7	3,4	0,1
Xo	m	0,7	0,0	0,9	0,1	0,0	0,2	0,3	0,2	1,1	0,3
L	m	133,8	2675,0	133,8	535,2	3344,7	668,9	802,7	1337,9	401,4	3210,9
So	m	1,7	0,1	1,7	0,2	0,0	0,4	0,6	0,4	2,2	0,1
Su	m	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,2	0,3	0,4	0,6	0,1
Radio influencia	m	6,7	7,4	7,4	4,8	3,1	8,3	11,0	11,8	14,7	6,5

**Tabla VII.151: Segundo periodo de bombeo (73 días)**

		I1	I2	I3	I4	I5	D1	D2	D3	D4	D5
Caudal bombeo	m/d	1,7	0,4	0,9	2,1	0,4	4,8	2,3	31,1	17,3	1,1
Grad. Hidráulico	adim	0,06	0,25	0,2	0,4	0,5	0,06	0,25	0,1	0,3	0,5
Espesor saturado	m	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5
Poros. Eficaz	%/100	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096
Cond. hidráulica	m/d	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46
Veloc. Eficaz	m/d	12,2	50,7	40,5	81,1	101,5	12,2	50,7	60,8	40,5	40,5
B	m	0,4	0,0	0,1	0,1	0,0	1,2	6,8	1,5	1,3	0,1
B'	m	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	3,4	0,8	0,6	0,0
Xo	m	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,2	0,2	0,0
L	m	267,6	1114,9	891,9	1783,9	2229,8	267,6	1114,9	1337,9	891,9	891,9
So	m	219,2	1114,9	891,9	1783,9	2229,8	267,6	1114,9	1337,9	891,9	891,9
Su	m	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0	0,5	0,4	0,0
Radio influencia	m	10,8	5,3	7,9	12,1	5,3	18,2	12,6	46,4	34,6	8,7

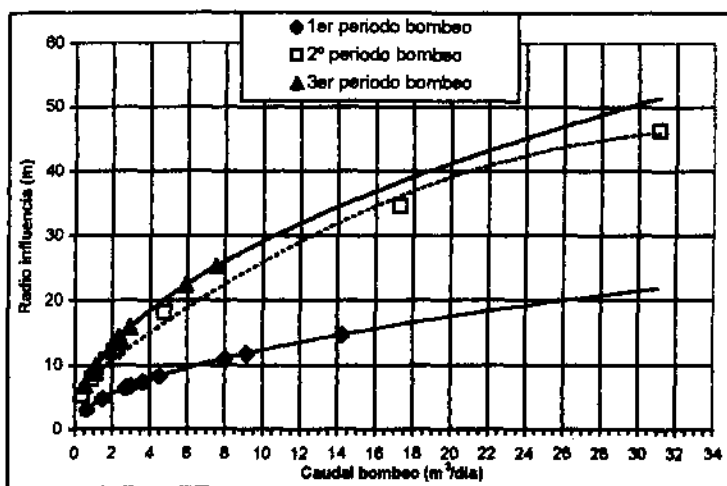
**Tabla VII.152: Tercer periodo de bombeo (90 días)**

		I1	I2	I3	I4	I5	D1	D2	D3	D4	D5
Caudal bombeo	m/d	2,96	1	0,56	2,3	1,15	2,11	2,16	5,9	7,53	2,41
Grad. Hidráulico	adim	0,06	0,25	0,01	0,5	0,5	0,06	0,25	0,1	0,3	0,5
Espesor saturado	m	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5	3,5
Poros. Eficaz	%/100	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096
Cond. hidráulica	m/d	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46
Veloc. Eficaz	m/d	12,2	50,7	81,1	101,4	101,4	12,2	50,7	20,3	60,8	101,4
B	m	0,7	0,1	0,0	0,1	0,0	0,5	4,5	0,9	0,4	0,1
B'	m	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	2,3	0,4	0,2	0,0
Xo	m	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	0,1	0,2	0,0
L	m	218,9	1114,9	891,9	1783,2	1824,2	218,9	912,2	364,9	1094,6	1824,4
So	m	218,9	1114,9	891,9	1783,2	1824,2	218,9	912,2	364,9	1094,6	1824,4
Su	m	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0	0,3	0,1	0,0
c	m	15,9	9,2	8,9	14,0	9,9	13,4	13,6	22,4	25,3	14,3

En la Fig. VII.93 siguiente se representan las curvas caudal de bombeo – radio de influencia obtenido para cada periodo de bombeo. En el gráfico se observa como en el 1<sup>er</sup> y 2<sup>o</sup> periodo de bombeo tanto los caudales de bombeo utilizados como el radio de influencia obtenidos son superiores a los periodos de bombeo posteriores lográndose radios de influencia superiores a 10 m con caudales de 0,9 m<sup>3</sup>/día.

También se observa que después del abatimiento del nivel freático y mantenimiento del mismo (3<sup>er</sup> periodo bombeo), los caudales de bombeo requeridos son menores, obteniéndose que a caudales de superiores a 6,0 m<sup>3</sup>/día el radio de influencia es superior a 10 m, es decir mayor que la distancia entre pozos de bombeo; sin embargo, a caudales de bombeo de agua muy bajos, menores de 1,0 m<sup>3</sup>/día, el radio de influencia es menor de 3 m.

Fig. VII.93: Curva caudal de bombeo-radio de influencia



En el Anejo V (planos 51, 52 y 53) se encuentran los planos correspondientes al área de influencia del bombeo de cada pozo y periodo de bombeo. La envolvente de todas las áreas será el área de influencia del campo de pruebas.

El área de influencia del bombeo, indica que ésta es suficiente grande como para cubrir toda el área de extensión de los campos de pruebas. Sin embargo, dado que en algunos pozos el caudal de bombeo fue muy bajo e discontinuo en el tiempo, es posible que se crearan en determinados momentos zonas de sombra entre pozos de bombeo.

#### VII.5.3.4.2. Modelización hidrogeológica del bombeo

A partir de los estudios de funcionamiento hidrogeológico del acuífero, la estratigrafía y geología del campo de pruebas nº 2, los resultados de ensayos de laboratorio efectuados en suelos, así como pruebas de bombeo y los datos de piezometría existentes, se ha planteado un modelo de comportamiento del flujo subterráneo de la zona de estudio.

Se ha utilizado el programa de simulación Visual MODFLOW versión 2.6, que resuelve la ecuación del flujo subterráneo en las tres dimensiones del espacio por diferencias finitas, utilizando el método de las características (MOC) y la técnica de aproximación por bloques centrados. Las ecuaciones utilizadas en el modelo se han resuelto mediante el método WHS Solver.

Se ha estudiado mediante el módulo de simulación MODPATH, la migración de partículas en los alrededores del campo de pruebas durante los periodos de bombeo, para conocer las trayectorias posibles que pueden seguir las partículas de agua, el área de influencia del bombeo y su relación con la extracción de la contaminación en el tiempo

Las condiciones o supuestos ideales con los que se ha trabajado son:

- El acuífero es homogéneo e isótropo, de espesor variable.
- La Ley de Darcy se cumple en todo momento

El régimen de explotación considerado como más adecuado para esta modelización es de tipo transitorio, considerando un total de 330 días, divididos en 12 periodos de explotación (desde marzo de 1998 hasta febrero de 1999).

##### VII.5.3.4.2.1. Parámetros utilizados

La zona de estudio se ha dividido hidrogeológicamente en cuatro acuíferos o capas de comportamiento hidrogeológico y características geológicas distintas. La distribución de capas de techo a muro se detalla a continuación:

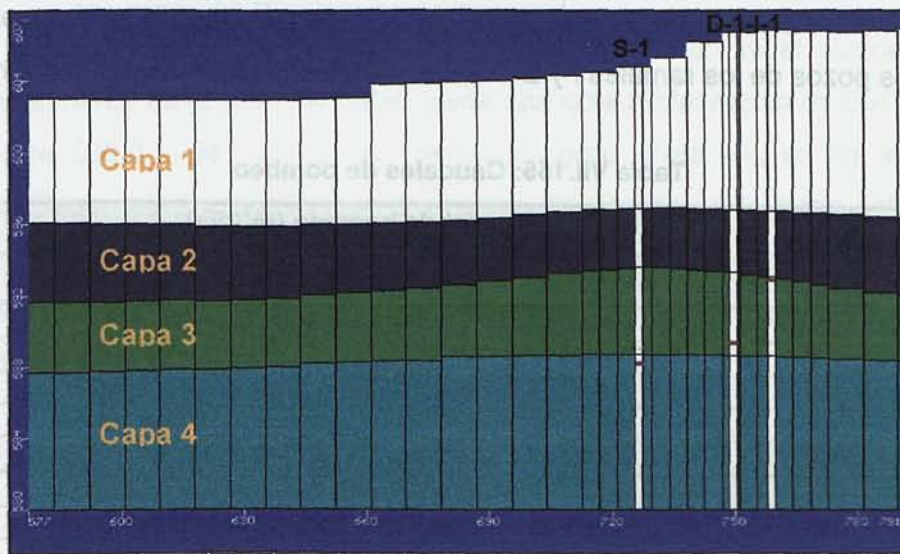


- Capa 1: Arenas y arenas limoarcillosas (Cuaternario)
- Capa 2: Arcillas arenosas y limoarcillosas (Cuaternario)
- Capa 3: Cantos y gravas (Cuaternario)
- Capa 4: Arcillas (Fm. Peñuela, Mioceno)

Cada capa tiene un comportamiento hidrogeológico diferente, distinguiéndose tres tipos distintos de acuíferos:

- Capa 1: acuífero libre (*tipo 1*)
- Capa 2: acuífero semiconfinado (*tipo 3, con transmisividad vble.*)
- Capa 3: acuífero semiconfinado (*tipo 3, con transmisividad vble.*)
- Capa 4: acuífero confinado (*tipo 0*)

Fig. VII.94: Perfil estratigráfico



Se han considerado las siguientes características texturales e hidráulicas de las formaciones acuíferas, tal y como se indican en la tabla siguiente:

Tabla VII.153: Parámetros hidráulicos y texturales

CAPA	CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA (m/s)		COEFICIENTE DE ALMACENAMIENTO		POROSIDAD (%)	
	$K_{horizontal}$	$K_{vertical}$	$S_y$	$S_s$	Total	Eficaz
1	$1 \cdot 10^{-5}$	$1 \cdot 10^{-7}$	0,25	0,25	35,0	25,0
2	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-1}$	$1 \cdot 10^{-1}$	25,0	20,0
3	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-6}$	$1 \cdot 10^{-1}$	$1 \cdot 10^{-1}$	45,0	30,0
4	$1 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-11}$	$1 \cdot 10^{-4}$	$1 \cdot 10^{-4}$	30,0	10,0

Se han tomado como puntos de observación los piezómetros de investigación instalados en los alrededores del campo de pruebas (P-1, P-2, P-4, P-8, P-9 y P-11), los pozos de extracción/bombeo de los ramales I y D y los pozos de control del propio campo de pruebas, considerando la piezometría existente desde marzo de 1998 hasta febrero de 1999.

Se han considerado los valores de precipitación del agua de lluvia existentes en la zona donde se ubica el campo de pruebas y los fenómenos de evapotranspiración existentes (en el primer metro de suelo) que se producen a lo largo del año:

**Tabla VII.154. Datos de precipitación y evapotranspiración**

	Precipitación (mm/año)	Evapotranspiración (mm/año)
Primavera	280	50
Verano	30	300
Otoño	200	100
Invierno	220	0

Así mismo se han considerado las condiciones de diseño y los caudales de explotación de bombeo de los pozos de los ramales I y D en los tres periodos de bombeo existentes

**Tabla VII.155: Caudales de bombeo**

Pozo	Caudal de bombeo (m <sup>3</sup> /día)		
	1° periodo	2° periodo	3° periodo
I-1	2,98	1,7	2,96
I-2	3,66	0,4	1
I-3	3,65	0,9	0,56
I-4	1,52	2,1	2,3
I-5	0,65	0,4	1,15
D-1	4,52	4,8	2,11
D-2	8,01	2,3	2,16
D-3	9,17	31,1	5,9
D-4	14,25	17,3	7,53
D-5	2,75	1,1	2,41

Las condiciones de borde del modelo están definidas por la presencia del acuífero terciario al norte del campo de pruebas.

#### VII.5.3.4.2.2. Calibración y análisis de sensibilidad

El proceso de calibración se estructuró en dos fases, en la calibración inicial, el objetivo es depurar y corregir las posibles deficiencias del modelo conceptual, comprobando las condiciones de contorno, y evaluando de manera crítica algunos aspectos del modelo, para



ello se ha intentado encontrar los aportes laterales del acuífero terciario. En la segunda fase de calibración o calibración final, se obtiene el modelo conceptual y numérico conforme a la información disponible.

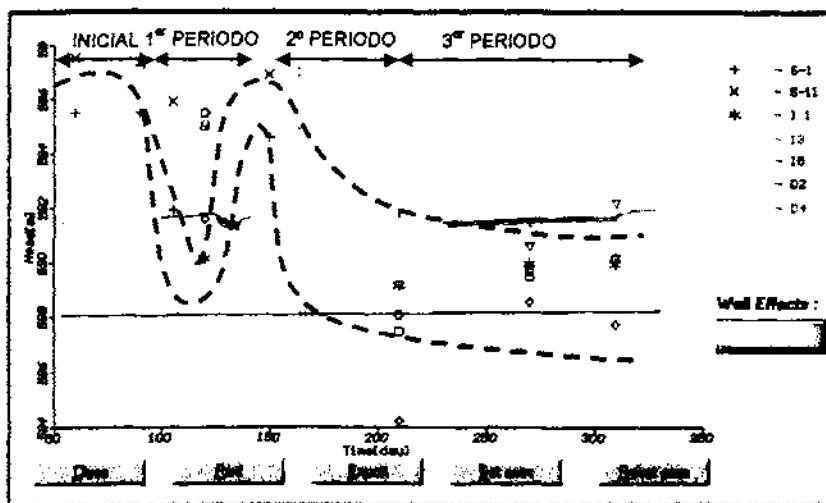
Con respecto al análisis de sensibilidad, su objetivo es poner de manifiesto y cuantificar, en la medida de lo posible, cuales son los parámetros que afectan más en la calibración del modelo. Las principales observaciones extraídas son:

- El modelo es muy sensible a los aportes laterales del terciario
- El modelo es muy sensible a las variaciones de conductividad hidráulica de cada capa.
- El modelo es muy sensible a los caudales de bombeo de los pozos

VII.5.3.4.2.3. Resultados obtenidos

Primeramente se ha comprobado si se produjo el abatimiento del nivel piezométrico por debajo del nivel superior de gravas, es decir desde una cota inicial media de 594 m.s.n.m. a un intervalo entre 590,0 y 591,5 m.s.n.m. según el punto. Para ello se ha estudiado la evolución de la piezometría en los pozos del campo de pruebas a lo largo del tiempo de tratamiento, concluyéndose que, efectivamente, el nivel piezométrico general del campo de pruebas se situó y mantuvo entre las cotas 591 y 590 m.s.n.m. es decir, por debajo de la cota superior de gravas:

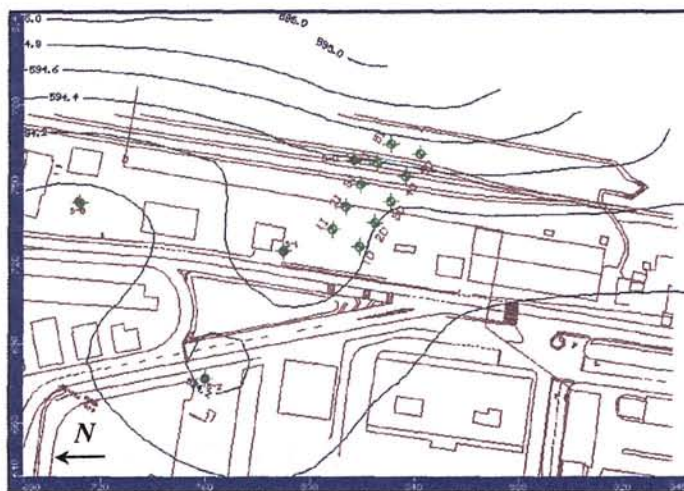
Fig. VII.95: Evolución del nivel piezométrico a lo largo del tiempo de tratamiento



### Condiciones iniciales

Primeramente, el modelo se ajustado obteniendo las condiciones de piezometría existentes antes del la puesta en marcha del sistema de tratamiento, es decir en junio de 1998, tal y como se muestra en la Fig. VII.96 siguiente:

**Fig. VII.96 : Condiciones iniciales de piezometría**



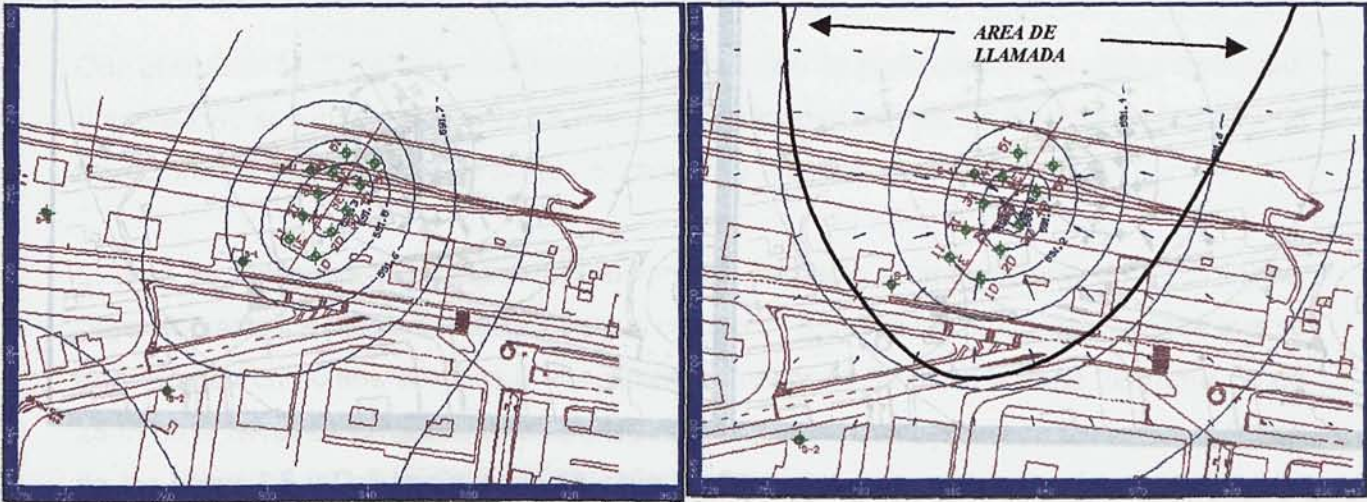
La dirección de flujo inicialmente es SE- NW, existiendo una inflexión en la zona situada en los alrededores del piezómetro P-1C lo que hace que la dirección de flujo este dirigida hacia los piezómetros P-9 y P-2 y hacia el este de los mismos.

### Primer periodo de bombeo

El primer periodo de bombeo, que coincide con el abatimiento del nivel freático, comenzó el 7 de julio y permaneció en funcionamiento hasta el 23 de septiembre. En este primer periodo de bombeo se observa como cambia la piezometría en la zona, apreciándose la influencia del bombeo en el campo de pruebas y en los alrededores, con una dirección de flujo modificada en sentido a los pozos de bombeo:



**Fig. VII.97: Piezometría y área de llamada de bombeo en el primer periodo de bombeo (septiembre 1998)**



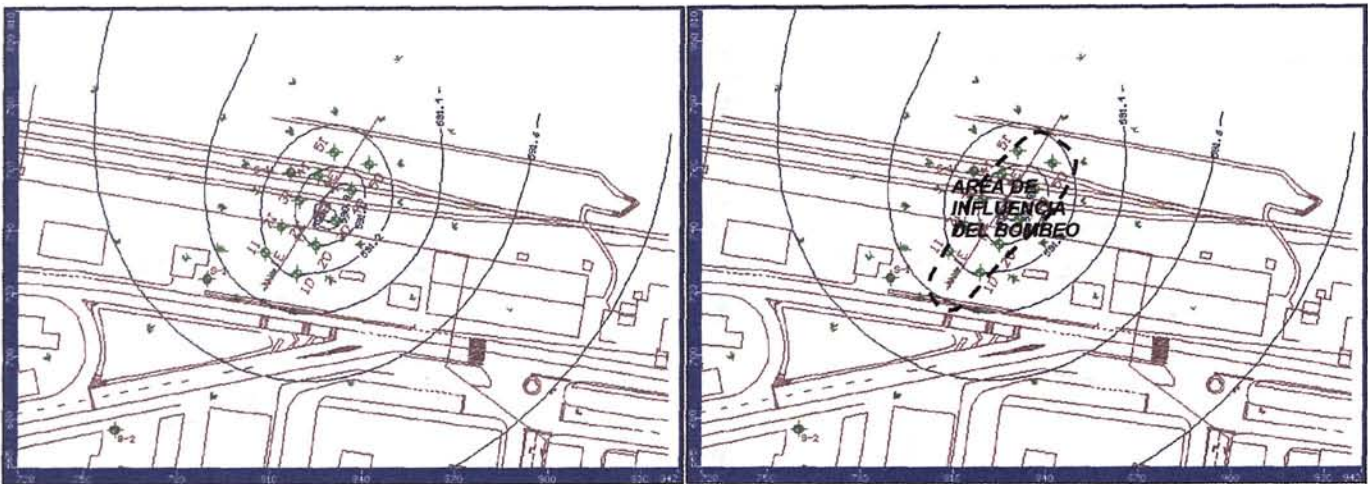
En este periodo de bombeo, los pozos registraron niveles freáticos situados por la cota de 585 m.s.n.m. en ambos ramales, sin embargo los piezómetros de investigación y de control situados alrededor no presentaron un descenso tan notable de la piezometría, con medidas situadas aproximadamente en la cota 591 m.s.n.m., por tanto, los pozos de bombeo sufrieron una gran pérdida de carga, situándose en realidad la cota del abatimiento del nivel freático entre la cota 590,0 y 591,0.

Con el modulo MODPATH se ha simulado la migración de partículas (en este caso de agua) del proceso de abatimiento del nivel freático desde varias distancias hasta el campo de pruebas, observándose que en los 10 días de bombeo, la trayectoria de todas las partículas se dirigen al campo de pruebas.

Solamente las partículas de agua que se encontraban en puntos situados a una distancia menor de 5 m en la zona del ramal I y del ramal D, y en los extremos del campo de pruebas (delante de los pozos I-1 y D-1 y I-5 y D-5) a 10 m pudieron llegar hasta los pozos de extracción o al campo de pruebas, tal y como se muestra en el área de influencia de la Fig. VII.98:



**Fig. VII.98: Migración de partículas de agua y área de influencia del bombeo**



La carga contaminante, sufren un retardo en el transporte y migración respecto al movimiento de las partículas de agua, por lo que es necesario considerar el factor de retardo asociado (en este caso, respecto a la fase disuelta  $R= 10,68$ , tabla VII. 127), por lo cual, la migración de la carga contaminante hasta los pozos de extracción será más lenta, reduciéndose el área de influencia de atracción de la contaminación.

Segundo periodo de bombeo

En el segundo periodo de bombeo, producido desde primeros de agosto de 1998 hasta mediados de octubre de 1998, sigue observándose el mismo fenómeno, existiendo mayor velocidad de flujo de agua en los alrededores del margen derecho de los pozos de bombeo del campo de pruebas respecto a los del margen izquierdo:

**Fig. VII.99: Piezometría y área de llamada de bombeo en el segundo periodo de bombeo (octubre 1998)**





Los pozos situados en el margen derecho presentaron un descenso del nivel freático más acusado que los situados en el margen I.

Con el módulo MODPATH se ha simulado la migración de partículas desde varias distancias durante este segundo periodo de bombeo, observándose que en los 60 días de bombeo, la trayectoria de las partículas se dirigen al campo de pruebas

El área de influencia de bombeo ha aumentado respecto al anterior periodo de bombeo, llegando hasta los pozos de extracción o al campo de pruebas las partículas de agua que se encontraban en puntos situados a una distancia menor de 22 m en la zona del ramal I y de 25 m en el ramal D, en el extremo de los pozos I-1 y D-1 aumenta hasta 30 m y en el frente de los pozos I-5 y D-5 la distancia se sitúa en 23 m, tal y como se muestra en el área de influencia de la Fig. VII.100:

**Fig. VII.100: Migración de partículas de agua y área de influencia del bombeo**

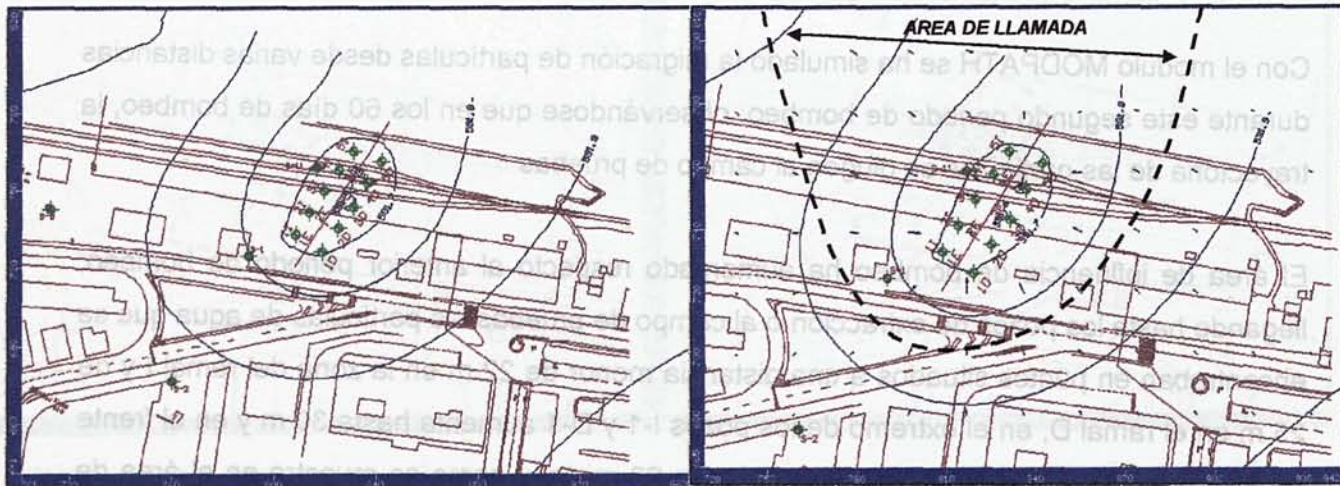


### Tercer periodo de bombeo

En el tercer periodo de bombeo se mantiene la tendencia de la piezometría, con área de llamada similar al segundo, aunque este periodo se caracteriza por un bombeo de pozos de forma alternativa y no continua de todos a la vez:



**Fig. VII.101: Piezometría y área de llamada de bombeo en el tercer periodo de bombeo (enero 1999)**



El área de influencia del bombeo en este último periodo aumenta, incrementándose sobre todo en los alrededores del ramal D; la atracción de partículas de agua en los puntos situados a una distancia menor de 22 m en la zona del ramal I y de 40 m en el ramal D, mientras que en el frente de los pozos D-1 e I-1 se sitúa en 25 m y en el frente de los pozos I-5 y D-5 es de 23 m, tal y como se muestra en el área de influencia de la figura siguiente:

**Fig. VII.102: Migración de partículas de agua y área de influencia del bombeo**





VII.4.3.3. Radio de influencia respecto al bombeo de fase disuelta

Conocida la velocidad de la carga contaminante en los alrededores de cada pozo extracción en condiciones de bombeo, y el tiempo de duración de dicho bombeo, se calcula el radio de influencia del bombeo de la contaminación en fase disuelta en las aguas subterráneas.

Para ello, primeramente se calcula la velocidad de la carga contaminante, conociendo el gradiente hidráulico, la conductividad hidráulica y el factor de retardo a aplicar (en este caso, R = 10,68, tal y como se indicó en la tabla VII.127).

Aplicaremos las siguientes expresiones:

$$Velocidad_{carga\ contaminante} = \frac{Velocidad\ flujo_{agua\ subterránea}}{R} = \frac{k \times i}{R} = m/día$$

$$Radio\ influencia = Velocidad_{carga\ contaminante} (m/día) \times Tiempo\ de\ bombeo (días) = m$$

Los resultados del radio de influencia para cada pozo se indican a continuación:

Tabla VII.156: Radio influencia de la extracción fase disuelta en 1<sup>er</sup> periodo bombeo (66 días)

		I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5
Grad. Hidráulico	adim	0,01	0,2	0,02	0,04	0,25	0,05	0,06	0,1	0,03	0,24
Porosidad Eficaz	%/100	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096
Cond. Hidráulica	m/d	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46
Veloc. Agua sub.	m/d	0,19	3,89	0,39	0,78	4,87	0,97	1,17	1,95	0,58	4,67
Veloc. Carga cont.	m/d	0,02	0,36	0,04	0,07	0,45	0,09	0,11	0,18	0,05	0,44
Radio Influencia	m	<b>0,1</b>	<b>2,2</b>	<b>0,2</b>	<b>0,4</b>	<b>2,7</b>	<b>0,5</b>	<b>0,7</b>	<b>1,1</b>	<b>0,3</b>	<b>2,6</b>

Tabla VII.157: Radio influencia de la extracción fase disuelta en 2<sup>o</sup> periodo bombeo (22 días)

		I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5
Grad. Hidráulico	adim	0,06	0,25	0,2	0,3	0,3	0,06	0,25	0,3	0,2	0,2
Porosidad Eficaz	%/100	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096
Cond. Hidráulica	m/d	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46
Veloc. Agua sub.	m/d	1,17	4,87	3,89	5,84	5,84	1,17	4,87	5,84	3,89	3,89
Veloc. Carga cont.	m/d	0,11	0,45	0,36	0,55	0,55	0,11	0,45	0,55	0,36	0,36
Radio Influencia	m	<b>8,0</b>	<b>33,2</b>	<b>26,6</b>	<b>39,8</b>	<b>39,8</b>	<b>8,0</b>	<b>33,2</b>	<b>39,8</b>	<b>26,6</b>	<b>26,6</b>

Tabla VII.158: Radio influencia de la extracción fase disuelta en 3<sup>er</sup> periodo bombeo (18 días)

		I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5
Grad. Hidráulico	adim	0,06	0,25	0,4	0,3	0,3	0,06	0,25	0,1	0,3	0,5
Porosidad Eficaz	%/100	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096	0,096
Cond. Hidráulica	m/d	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46	19,46
Veloc. Agua sub.	m/d	1,17	4,87	7,78	5,84	5,84	1,17	4,87	1,95	5,84	9,73
Veloc. Carga cont.	m/d	0,11	0,45	0,73	0,55	0,55	0,11	0,45	0,18	0,55	0,91
Radio Influencia	m	2,0	8,2	13,1	9,8	9,8	2,0	8,2	3,3	9,8	16,4

En los planos 51, 52 y 53 situados en el Anejo V se encuentra el área de influencia o de captación de la fase disuelta en aguas. Por lo general, el radio de influencia de atracción de la carga contaminante es menor que la de captación del agua subterránea.

Ahora bien, como para calcular este parámetro es necesario considerar el gradiente hidráulico existente en cada pozo de bombeo, y este es consecuencia no sólo del bombeo que se está produciendo en el pozo sino del bombeo global existente en todo el campo de pruebas, por lo que en algunos puntos el radio de captación de la carga contaminante es superior al de bombeo. Solamente en el primer periodo de bombeo (que coincide con el abatimiento del nivel freático, el área de influencia de atracción de la fase disuelta es insuficiente).

#### VII.4.3.4. Radio de influencia respecto a la extracción de vapores del suelo

Se llevaron a cabo dos ensayos de vacío, el primero de ellos de forma individual en el pozo I-3 para calcular el radio de influencia de vacío individual, y el segundo en conjunto sobre todos los pozos de extracción, para conocer el radio de influencia de vacío para el conjunto del campo de pruebas.

##### VII.4.3.4.1. Radio de vacío individual

El 16 de julio de 1998 se llevó a cabo un ensayo de vacío en el pozo I-3 para determinar el radio de influencia de la extracción de vapores, mediante la producción de vacío en dicho exclusivamente y la medición de los vacíos generados en los pozos restantes. La presión ejercida en el pozo I-3 fue de -130 mbar.



El resultado de los vacíos y la distancia existente entre los pozos de media y el I-3 se indican a continuación:

Tabla VII.159: Resultados del ensayo de vacío en I-3

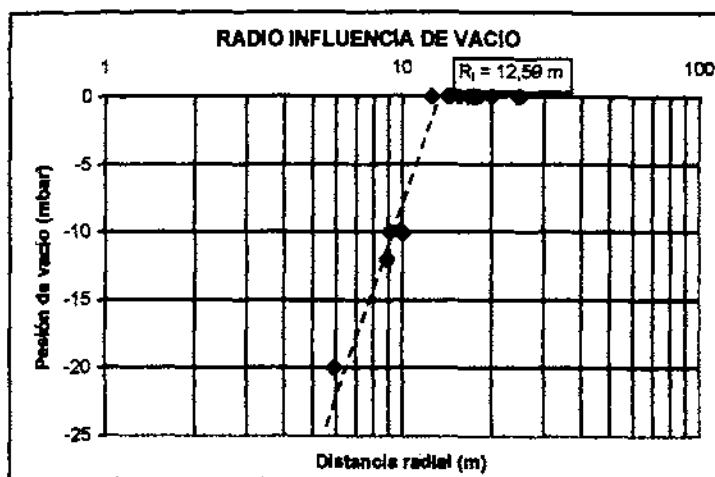
Pozo	I 1	I 2	I 4	I 5	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5	C 1c	C 2c	C 3c	C 4c	E 1c	E 2c	E 3c	E 4c
Distancia radial (m)	20,12	10,12	9,87	20,00	24,90	17,60	14,32	17,53	24,69	14,56	12,59	15,50	5,92	16,79	8,88	9,13	18,02
P vacío (mbar)	0	-10	-10	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-20	0	-12	-10	0

Representando la presión de vacío resultante en cada pozo respecto a la distancia radial existente hasta el I-3, se obtiene una recta que intercepta con el eje x de coordenadas (distancia radial) en el punto que se corresponde con el radio de influencia de vacío. Es decir, a partir de la longitud marcada por el radio de influencia la presión de vacío será nula en el suelo, y como consecuencia no existirá extracción de aire en el mismo.

El radio de influencia obtenido es de 12,59 m, es decir cada pozo de extracción de vapores de forma individual tendrá un radio de acción de 12,59 m, y por tanto, dentro del perímetro que marca dicho radio se producirá la extracción en el vapores del suelo.

En el gráfico siguiente se muestra lo anteriormente expuesto:

Fig. VII.103: Radio de influencia de vacío individual (m)



VII.4.3.2.2. Radio de influencia de vacío de los pozos en conjunto

El segundo ensayo de vacío se llevo a cabo el 9 de julio de 1998, y consistió en el seguimiento de la presión de vacío ejercido en los 10 pozos de extracción en todos los pozos, pozos de control cortos, de inyección cortos y de extracción, durante 6 horas, con el fin de conocer el radio de influencia para todo el campo de pruebas.

Los resultados se observados se indican a continuación:

Tabla VII.160: Resultados de la segunda prueba de vacío

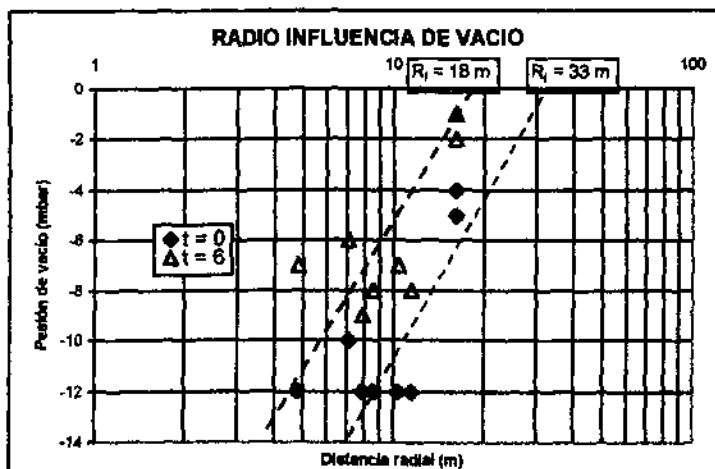
		I 3	I 4	I 2	I 5	I 1	D 3	D 4	D 2	D 5	D 1
Distancia radial (m)		11,3	14,5	15,7	22,1	23,9	3,1	9,5	11,3	15,6	25,8
P vacío (mbar)	T=0	-48	-47	-45	-45	-44	-80	-80	-80	-80	-80
	T=3	-41	-41	-40	-40	-38	-72	-70	-71	-65	-62
	T=4	-38	-38	-38	-35	-32	-70	-68	-68	-64	-60
	T=5	-35	-34	-32	-30	-20	-70	-68	-68	-62	-60
	T=6	-32	-30	-30	-28	-25	-68	-65	-65	-60	-58

		C 2c	C 1c	C 4c	C 3c	E 3c	E 4c	E 2c	E 1c
Distancia radial (m)		4,8	11,5	14,9	19,3	6,7	7,1	16,2	16,2
P vacío (mbar)	T=0	-12	-12	-12	-12	-12	-10	-7	-4
	T=3	-10	-9	-10	-9	-12	-12	-7	-4
	T=4	-10	-9	-10	-9	-12	-11	-7	-4
	T=5	-8	-7	-9	-7	-8	-8	-5	-1
	T=6	-8	-7	-9	-7	-8	-6	-1	-2

Realizamos el gráfico que representa la presión de vacío de los pozos de control respecto a la distancia radial existente en este caso al punto donde se encuentra el centro de gravedad de vacío, y obtenemos una recta que al cortar con el eje de abscisas nos indica el radio de influencia existente para todo el campo de pruebas.

La evolución de la presión de vacío con el tiempo se observa que va en detrimento, por lo que se ha considerado las rectas originadas a tiempo inicial (t = 0) y al final del ensayo (t = 6), de este modo obtenemos que el radio de influencia para t = 0 se corresponde con 33 m, y para t = 6 ha disminuido a 18 m.

Fig. VII.104: Radios de influencia de vacío para el conjunto de pozos



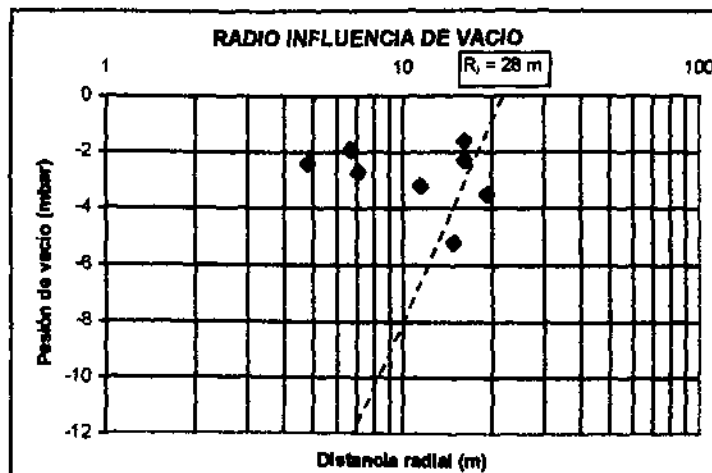
VII.4.3.2.3. Radio de influencia de vacío para el campo de pruebas nº 2

Siguiendo la misma metodología anterior, el radio de influencia medio obtenido en el campo de pruebas se obtendrá considerando la media de la presión de vacío obtenida a lo largo del tiempo de tratamiento. Es decir.

Tabla VII.161: Presión de vacío medias

	C-1c	C-2c	C-3c	C-4c	E-1c	E-2c	E-3c	E-4c
Distancia radial (m)	11,5	4,8	19,3	14,9	16,2	7,1	6,7	16,2
P vacío medio (mbar)	-3,2	-2,4	-3,5	-5,2	-2,3	-2,7	-1,9	-1,6

Fig. VII.105: Radio de influencia para el campo de pruebas nº 2



El radio de influencia de vacío obtenido para el campo de pruebas es de 28 m.

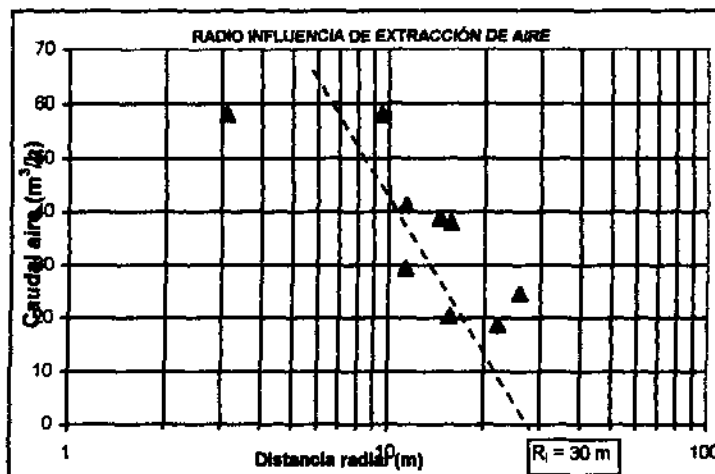
Ahora bien, la presión de vacío y el cual de aire están relacionados, por lo que en principio el radio de influencia de la extracción de aire (puntos donde existiría caudal de aire) debe ser similar al radio de influencia de vacío; para comprobarlo, se ha calculado el radio de influencia de la extracción mediante los valores de caudal de extracción medio obtenidos para cada uno de los pozos de extracción.

Los resultados se indican a continuación:

Tabla VII.162: Caudales de extracción medios

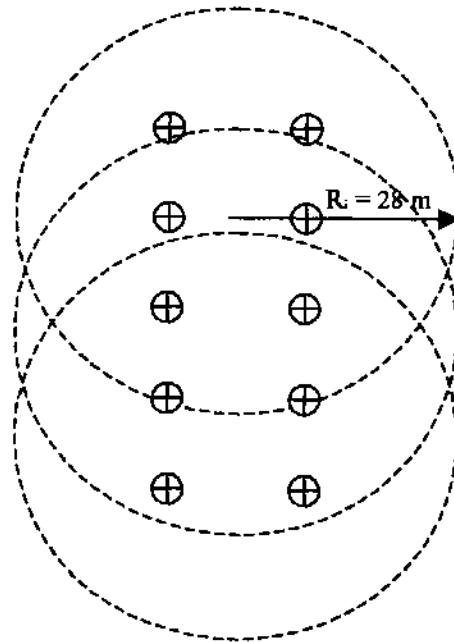
Pozo	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	D-1	D-2	D-3	D-4	D-5
Distancia radial (m)	23,9	15,7	11,3	14,5	22,1	25,8	11,3	3,1	9,5	15,6
Caudal extracción medio (m <sup>3</sup> /día)	34,9	38,1	41,3	38,9	18,7	24,6	29,5	58,2	58,0	20,4

Fig. VII.106: Radio de influencia para la extracción de aire



El radio de influencia obtenido para la extracción de vapores es el mismo que para la presión de vacío, es decir 30 m. Por tanto, la influencia del sistema de vapores en el campo de pruebas concluye en un radio de 30 m contados a partir del centro del campo de pruebas.

**Fig. VII. 107: Área de influencia de la extracción de aire y de la presión de vacío para el campo de pruebas**



#### VII.4.3.5. Radio de influencia respecto a la utilización de oxígeno

Debido a la utilización del oxígeno en el medio por los microorganismos, se va a producir una graduación de la concentración de oxígeno, disponibilidad del mismo, a medida que es utilizado en los procesos de biodegradación. Por este motivo, el oxígeno tendrá un límite de utilización, que se define como el radio de utilización de oxígeno.

El radio de utilización de oxígeno se delimita teniendo en cuenta la tasa de utilización de oxígeno en el medio y el caudal de aire inyectado, y se define mediante la siguiente expresión (EPA, 1995):

$$\text{Radio utilización oxígeno } (R_{uox}) = \sqrt{\frac{Q_{iny} (20,9\% - 5\%)}{\pi A K_{RO2} n_A}} = m$$

Donde:

- $Q_{iny}$  = Caudal de aire inyectado por pozo ( $m^3/h$ )
- $A$  = Área de influencia de la inyección ( $m^2$ )
- $K_{RO2}$  = Tasa de utilización de oxígeno ( $\%/h$ )
- $n_a$  = Porosidad al aire (%)

El caudal de aire inyectado fue registrado a lo largo del tiempo de tratamiento, observándose un aumento del caudal de aire inyectado en el tiempo. El caudal medido pertenece a los 4 pozos de inyección en su conjunto. Existieron tres periodos de inyección, con los siguientes caudales de aire:

Primer periodo: 125,1 m<sup>3</sup>/h en total y 31,27 m<sup>3</sup>/h por pozo de inyección

Segundo periodo: 142,85 m<sup>3</sup>/h y 35,71 m<sup>3</sup>/h por pozo de inyección

Tercer periodo: 144,20 m<sup>3</sup>/h y 36,05 m<sup>3</sup>/h por pozo de inyección

Debido al solape que existe entre las áreas de influencia de la inyección de aire, se establece que el caudal de aire de paso será superior en determinados puntos del área de influencia de los pozos de inyección, sobre todo en los pozos de inyección interiores (E-2 y E-3). Considerando que cuando se produce la superposición de áreas el caudal de paso será igual a la del pozo (x) más la mitad del caudal del pozo adyacente (x/2), y que cuando se produce la superposición de tres áreas, en un franja estrecha, el caudal puede llegar a ser el anterior más 1/6 del caudal medio del pozo (x/6), entonces el caudal real de paso por el subsuelo sería:

$$Q_{E-1} = x + x/2$$

$$Q_{E-2} = x + x/2 + x/2 + x/6$$

$$Q_{E-3} = x + x/2 + x/2 + x/6$$

$$Q_{E-4} = x + x/2$$

Y por tanto, para cada periodo el caudal de aire de paso por pozo en realidad existente fue de:

Tabla VII.163: Caudales de paso de aire por pozo

	Caudal inyección (m <sup>3</sup> /h)			
	E-1	E-2	E-3	E-4
Primer periodo	46,91	67,75	67,75	46,91
Segundo periodo	53,56	77,37	77,37	53,56
Tercer periodo	54,07	78,11	78,11	54,07
Media	51,51	74,40	74,40	51,51

Se ha calculado el radio de utilización de oxígeno considerando los caudales de inyección de aire anteriores, y teniendo en cuenta el radio de influencia mínimo posible de inyección (obtenido en el ensayo realizado en el campo de pruebas nº 1) y la variación de la porosidad

al aire con el tiempo de tratamiento. La tasa de utilización del oxígeno para ambos ramales se encuentran recogidas en la tabla VII.187, del apartado VII.6.1.2.1.1

Los resultados se exponen a continuación:

**Tabla VII.164: Radio de utilización de oxígeno para pozos inyección E-2, y E-3 ( $Q_{iny} = 74,40$  m<sup>3</sup>/h)**

FECHA	Días de tratamiento	Radio influencia inyección	Oxígeno existente	Oxígeno consumido al día ( $K_{RO_2}$ )	Porosidad eficaz	RADIO UTILIZACIÓN DE OXÍGENO ( $R_{UOX}$ )
	días	m	%	%/h	%	m
4/08/98	30	12,7	20,2	0,032	23,2	9,9
15/08/98	41	12,7	20,6	0,015	23,2	14,5
3/09/98	60	12,7	20,2	0,035	24,1	9,4
7/09/98	64	12,7	20,7	0,013	24,1	15,2
17/09/98	74	12,7	20,2	0,034	24,1	9,5
22/09/98	79	12,7	20,5	0,019	24,1	12,7
29/09/98	86	12,7	20,4	0,026	24,1	10,8
5/10/98	92	12,7	19,9	0,045	24,1	8,3
18/10/98	105	12,7	18,6	0,102	24,1	5,5
1/11/98	119	12,7	18,1	0,122	24,1	5,0
11/11/98	129	12,7	18,2	0,116	24,5	5,1
17/11/98	135	12,7	18,2	0,117	24,5	5,1
7/12/98	155	12,7	10,0	0,458	24,5	2,6
14/12/98	162	12,7	16,2	0,199	24,5	3,9
28/12/98	176	12,7	10,6	0,432	24,6	2,6
					<b>Media</b>	<b>7,9</b>

**Tabla VII.165: Radio de utilización de oxígeno para pozos inyección E-1, y E-4 ( $Q_{iny} = 51,51$  m<sup>3</sup>/h)**

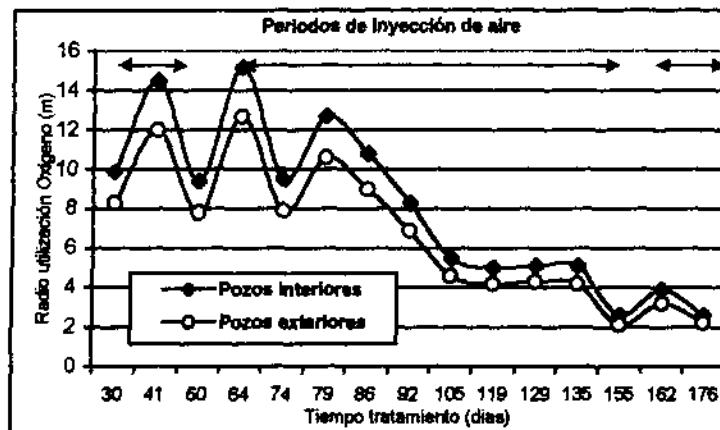
FECHA	Días de tratamiento	Radio influencia inyección	Oxígeno existente	Oxígeno consumido al día ( $K_{RO_2}$ )	Porosidad eficaz	RADIO UTILIZACIÓN DE OXÍGENO ( $R_{UOX}$ )
	días	m	%	%/h	%	m
4/08/98	30	12,7	20,2	0,032	23,2	8,3
15/08/98	41	12,7	20,6	0,015	23,2	12,0
3/09/98	60	12,7	20,2	0,035	24,1	7,8
7/09/98	64	12,7	20,7	0,013	24,1	12,7
17/09/98	74	12,7	20,2	0,034	24,1	7,9
22/09/98	79	12,7	20,5	0,019	24,1	10,6
29/09/98	86	12,7	20,4	0,026	24,1	9,0
5/10/98	92	12,7	19,9	0,045	24,1	6,9
18/10/98	105	12,7	18,6	0,102	24,1	4,6
1/11/98	119	12,7	18,1	0,122	24,1	4,2
11/11/98	129	12,7	18,2	0,116	24,5	4,3
17/11/98	135	12,7	18,2	0,117	24,5	4,2

FECHA	Días de tratamiento	Radio influencia inyección	Oxígeno existente	Oxígeno consumido al día ( $K_{RO_2}$ )	Porosidad eficaz	RADIO UTILIZACIÓN DE OXÍGENO ( $R_{UOX}$ )
	días	m	%	%/h	%	m
7/12/98	155	12,7	10,0	0,458	24,5	2,1
14/12/98	162	12,7	16,2	0,199	24,5	3,2
28/12/98	176	12,7	10,6	0,432	24,6	2,2
					Media	6,6

El radio de utilización de oxígeno es mayor cuanto mayor es la disponibilidad de oxígeno en el medio; ahora bien el radio disminuye cuanto mayor es la utilización de oxígeno en el medio, y por tanto, a mayor caudal de paso mayor será el radio de utilización por que la disponibilidad paralelamente también será mayor; este hecho se constata al disminuir el radio de utilización con la máxima productividad de la biodegradación que se produce al final del tratamiento.

Por este motivo, el radio de utilización de oxígeno es mayor en los pozos interiores (E-2 y E-3) que en los pozos de inyección laterales (E-1 y E-4), situándose la media en 7,9 m en los pozos interiores y en 6,6 m en los laterales.

Fig. VII.108: Radios de influencia de utilización de oxígeno con el tiempo



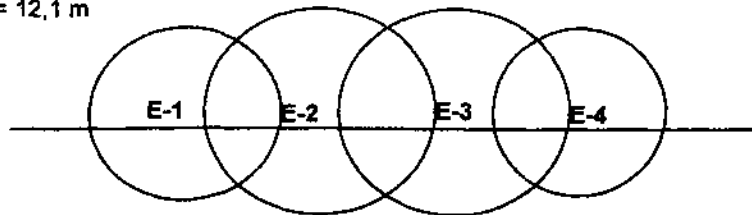
Cuando estaban comenzado a producirse los procesos de biodegradación el radio de influencia de utilización de oxígeno es muy elevado, 15,3 m y 12,8 m, debido a que el oxígeno en esos momentos es consumido en menor proporción y por tanto, se encuentra más biodisponible. A medida que comienzan los procesos de biodegradación, el radio de utilización de oxígeno disminuye, y por tanto, el área de utilización de oxígeno, y como consecuencia el oxígeno sólo se encuentra disponible en la cercanía del pozo de inyección



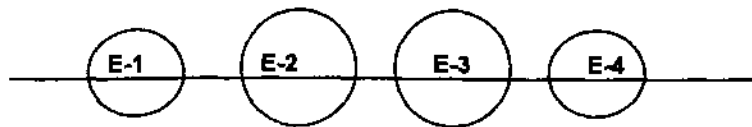
(2,6 m y 2,2 m), quedando por tanto zonas de sombra bastante amplias en las que la utilización de oxígeno es muy difícil, y por tanto, los procesos de biodegradación serán menores en esos puntos, pero muy elevados en las cercanías del pozo de inyección.

Fig. VII.109: Áreas de influencia de utilización de oxígeno

R pozos interiores = 14,6 m  
R pozos laterales = 12,1 m



R pozos interiores = 2,6 m  
R pozos laterales = 2,2 m



La biodegradación en estos momentos no se debe realizar en los hidrocarburos presentes en fase absorbida, dada su baja concentración en ese momento -ya como se constató por los sondeos de comprobación- si no que los microorganismos van a utilizar el hidrocarburo en fase gaseosa que es movilizado por los pozos de extracción; debido a la amplitud del radio y la fuerza de la extracción de vacío existirán zonas de mezcla de aire limpio inyectado más aire cargado con nutrientes perteneciente a la movilización de los vapores orgánicos por el sistema de extracción de vapores.

Así mismo se observa una correspondencia entre los periodos de inyección de aire y un mayor radio de utilización de oxígeno, observándose como disminuye éste al no estar conectada la inyección.

### VII.5.4. Balanza de masas

#### VII.5.4.1. Distribución de la contaminación en el subsuelo

En el campo de pruebas nº 2 la contaminación se encuentra presente en el subsuelo en solamente tres tipos de fases, como fase absorbida en el suelo, en fase disuelta en el agua subterránea, y en fase gaseosa entre los granos del suelo.

$$\text{Masa}_{\text{HC presentes}} = \text{Masa}_{\text{F. absorbida}} + \text{Masa}_{\text{F. disuelta agua sub.}} + \text{Masa}_{\text{F. gaseosa en suelos}}$$

#### Determinación fase absorbida en el suelo:

$$\text{Masa}_{\text{F. ABSORBIDA}} = [\text{Masa}_{\text{suelo contaminado}} (\text{kg}) \times \text{TPH}_{\text{suelos}} (\text{mg/kg})] / 1.10^6 = \text{kg}$$

$$\text{Masa}_{\text{suelo contaminado}} = \text{Volumen}_{\text{suelo contaminado}} (\text{m}^3) \times \text{densidad}_{\text{seca}} (\text{g/cm}^3) \times 1.10^3 = \text{kg}$$

$$\text{Volumen}_{\text{suelo contaminado}} = \text{Área}_{\text{suelo contaminado}} (\text{m}^2) \times \text{espesor}_{\text{suelo contaminado}} = \text{m}^3$$

#### Determinación de la fase disuelta en aguas subterráneas:

$$\text{Masa}_{\text{F. DISUELTA}} = [\text{Área}_{\text{suelo contaminado}} (\text{m}^2) \times \text{espesor}_{\text{acuífero}} (\text{m}) \times \text{porosidad}_{\text{saturada}} (\%/100) \times \text{TPH}_{\text{aguas}} (\mu\text{g/l})] / 1.10^6 = \text{kg}$$

#### Determinación de la fase gaseosa en suelos:

$$\text{Masa}_{\text{F. GASEOSA}} = [\text{Área}_{\text{suelo contaminado}} (\text{m}^2) \times \text{espesor}_{\text{suelo contaminado}} (\text{m}) \times \text{porosidad}_{\text{aire}} (\%/100) \times \text{TPH}_{\text{gas}} (\text{mg/m}^3)] / 1.10^6 = \text{kg}$$

Para el cálculo de la distribución de la masa de hidrocarburo en el suelo se han utilizado los siguientes parámetros, basados en los datos recogidos en los trabajos de investigación (área y espesor de suelo contaminado, concentración de TPH, etc) y en las tablas VII.123 y VII.124 los valores de porosidad y densidad seca.

Tabla VII.167: Parámetros utilizados para el cálculo de la volumetría de la contaminación

Parámetro	Unidad	TIEMPO TRATAMIENTO (días)				
		0	45	75	140	200
Área suelo contaminado medio	m <sup>2</sup>	325,17	275	200	150	100
Área de acuífero contaminado	m <sup>2</sup>	1470	1200	700	500	500
Espesor suelo contaminado	m	11,0	9,0	6,0	3,0	2,0
Espesor acuífero contaminado	m	2,0	1,0	1,0	1,0	0,5
Densidad seca	g/cm <sup>3</sup>	1,82	1,82	1,82	1,82	1,82
Porosidad total	%	35,8	31,7	32,4	33,2	33,2
Porosidad saturada	%	8,9	8,9	8,9	8,9	8,9
Porosidad aire	%	23,2	24,1	24,3	24,5	24,5
TPH suelo	mg/kg	847,2	637,7	483,6	327,2	50
TPH aguas	µg/l	8485	2441	132	71	50
TPH gas	mg/m <sup>3</sup>	2935	3147	5840	3609	1238
Volumen suelo contaminado	m <sup>3</sup>	3576,9	2475,0	1200,0	450,0	200,0
Masa suelo contaminado	Kg	6.509.903	4.504.500	2.184.000	819.000	364.000

#### VII.5.4.1.1. Masa hidrocarburos iniciales

La contaminación inicial (masa de hidrocarburos de partida) estuvo repartida en tres fases. La masa de hidrocarburos iniciales ascendió a un total de 5.525,9 kg, distribuidos de la siguiente forma: 5.515,2 kg en fase absorbida (99,8%), 8,5 kg en fase gaseosa (0,2%), y 82,2 kg en fase disuelta (0,04%).

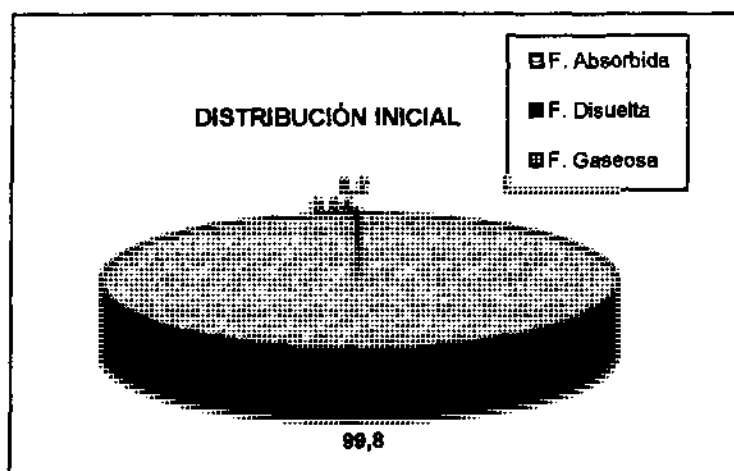
Inicialmente el hidrocarburo se encontraba, por tanto, prácticamente en su totalidad en fase absorbida en suelos (99,8 %), y minoritariamente en fase disuelta en aguas subterráneas (0,04%) y en fase gaseosa en el suelo (0,2%).

Tabla VII.168. Distribución inicial de la contaminación

TIPO DE FASE	Masa Hidrocarburos	
	Kg	%
F. Absorbida	5.515,2	99,8
F. Disuelta	2,2	0,04
F. Gaseosa	8,5	0,2
<b>MASA TOTAL HC EXISTENTE</b>	<b>5.525,9</b>	<b>100</b>

En el siguiente se muestra la distribución del hidrocarburo en el medio:

Fig. VII.110: Distribución de los hidrocarburos iniciales (%)



VII.5.4.1.2. Distribución de la contaminación en el tiempo

Para establecer la distribución de la contaminación, es decir la concentración de TPH en aguas, gas y suelo, con respecto al tiempo de tratamiento, hemos tomado como referencia de tiempo el momento de realización de los sondeos de comprobación (35 días, 75 días y 140 días).

Para tener una concentración de TPH global del suelo se ha considerado la media aritmética de las concentraciones de TPH analizadas en los sondeos de comprobación para cada tiempo (t); La concentración de TPH en gas se corresponde a la suma de la concentración de aire extraído en el suelo, conjunto I más el conjunto D, tomada en el tiempo (t); del mismo modo, el TPH en aguas se corresponderá a la media de TPH registrado en las aguas subterráneas bombeadas antes de la entrada al a la torra stripper en el tiempo (t).

En el siguiente cuadro se indica la distribución de la contaminación en el tiempo:

Tabla VII.169: Distribución del hidrocarburo en las diferentes fases (kg y %)

TIPO DE FASE	Unidad	TIEMPO TRATAMIENTO (días)				
		0	35	75	140	191
Absorbida	Kg	5.515,2	2.872,5	1.056,2	268,0	18,2
Disuelta	Kg	2,22	0,26	0,01	0,003	0,001
Gaseosa	Kg	8,5	14,2	22,5	14,8	5,1
<b>MASA TOTAL HC EXISTENTE</b>	<b>Kg</b>	<b>5.525,9</b>	<b>2.887,0</b>	<b>1.078,7</b>	<b>282,8</b>	<b>23,3</b>

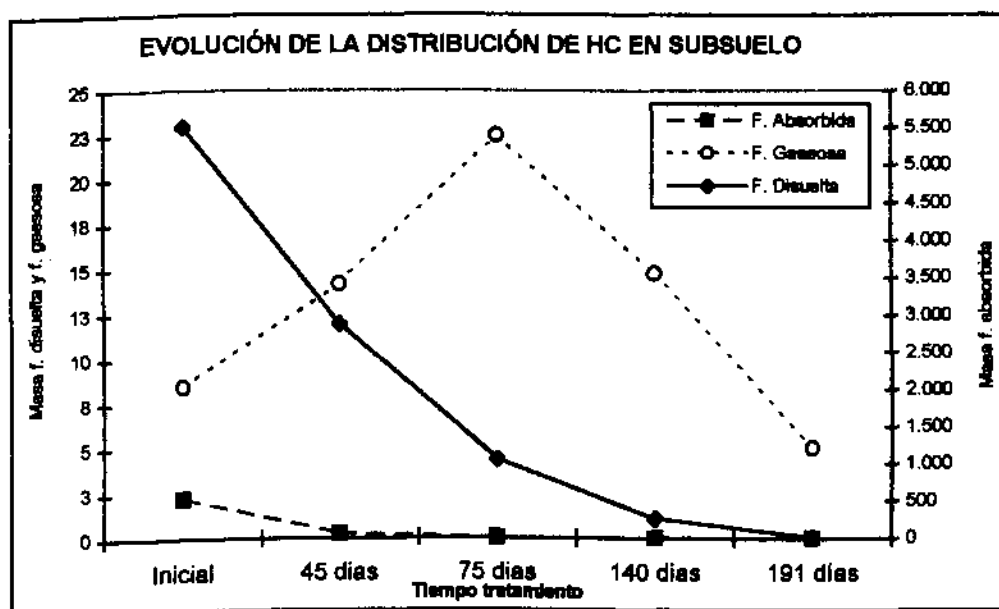
TIPO DE FASE	Unidad	TIEMPO TRATAMIENTO (días)				
		0	35	75	140	191
Absorbida	%	99,8	99,5	97,9	94,8	78,2
Disuelta	%	0,04	0,01	0,00	0,00	0,00
Gaseosa	%	0,2	0,5	2,1	5,2	21,8
<b>MASA TOTAL HC EXISTENTE</b>	<b>%</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>	<b>100,0</b>

A los 35 días de comenzar el sistema de tratamiento (bombeo y tratamiento del agua subterránea, y extracción de vapores con inyección de aire), la fase absorbida en el suelo a pesar de que se ve reducida a la mitad sigue teniendo la mayor presencia en el medio con una 99,5 %. Se va a producir un ligero incremento de la fase gaseosa pasando del 0,2 % inicial al 0,5 % a los 35 días, por el contrario, la fase disuelta disminuye ligeramente, pasando del inicial en 0,04% a un 0,01%.

Estudiando la evolución posterior de las fases en el tiempo, se observa como la fase absorbida disminuye de forma notable hasta el final del tratamiento, hasta desaparecer prácticamente en el medio, al igual que la fase disuelta, que es prácticamente inexistente a partir de los 75 días de tratamiento. La fase gaseosa, por el contrario, se incrementa en el medio a los 75 días de tratamiento, debido a los procesos de volatilización del hidrocarburo en fase absorbida en el suelo que van a producir la disminución de la fase absorbida a favor de la fase gaseosa. Al final del tratamiento todas las fases han disminuido prácticamente.

En el siguiente gráfico se puede contemplar las observaciones anteriores:

Fig. VII.111: Distribución de los hidrocarburos en el subsuelo con el tiempo de tratamiento (kg)



En resumen, a medida que el sistema de tratamiento está en marcha se observa como la totalidad de la masa de hidrocarburos que se encontraba presente en el suelo en forma de fase absorbida en el suelo disminuye pasando a fase gaseosa, hasta llegado un momento, al final del tratamiento, que no queda prácticamente fase absorbida en el suelo pero si fase gaseosa. Así mismo, se observa que aunque la fase disuelta apenas tiene identidad dentro del conjunto, ésta disminuye hasta hacerse nula, pero se incrementa ligeramente al final en proporción a las anteriores.

El incremento de la fase gaseosa con respecto a la fase absorbida se produce por los procesos de volatilización que tienen lugar en el medio, como consecuencia de la extracción de vapores y la aireación del medio mediante la inyección de aire. Además, la inyección de aire va a ser el activador de un proceso adicional, la biodegradación de los hidrocarburos.

#### **VII.5.4.2. Volumetría de los hidrocarburos eliminados**

La eliminación de los hidrocarburos se va a producir mediante la acción conjunta de tres procesos:

1. Volatilización y extracción de la fase gaseosa generada.
2. Extracción por bombeo de la fase disuelta en las aguas.
3. Biodegradación de los hidrocarburos por el metabolismo bacteriano.

Para conocer la evolución de cada uno de estos procesos, se diseñó una campaña de control y muestreo, de forma que se ha calculado la cantidad de hidrocarburo que se eliminó por cada uno de estos métodos.

Los procesos de volatilización se controlaron mediante el muestreo de gases en la salida de los depresores de los conjuntos de los ramales tanto I como D y mediante el registro del caudal de extracción.

Los procesos de extracción de la fase disuelta se controlaron mediante el muestreo de las aguas antes de la entrada a la torre stripper procedentes de las bombas eléctricas, y del caudal de bombeo generado por pozo.

Los fenómenos de biodegradación producidos se investigaron tomando muestras de CO<sub>2</sub> a la salida de dos pozos de extracción I-1 y D-1. También fueron tomadas muestras de metano a la salida de los depresores.

#### VII.5.4.2.1. Cálculo de la masa de hidrocarburo eliminada por volatilización.

El cálculo de la masa de los hidrocarburos volatilizados, es decir los extraídos en fase vapor mediante el sistema de extracción del aire mediante vacío en el suelo, se lleva a cabo considerando el caudal de extracción de los pozos de extracción y la concentración de TPH existente de los gases extraídos.

$$\text{Masa}_{\text{HC volatilizados}} = [Q_{\text{extracción}} (\text{m}^3/\text{h}) \times \text{TPH}_{\text{gas}} (\text{mg}/\text{m}^3) \times 24 \text{ h} \times \text{n}^{\circ} \text{ días}] / 1.10^6 = \text{Kg}$$

Los resultados se indican a continuación:

Tabla VII.170: Masa de hidrocarburos volatilizados (kg)

DIA DE TRATAMIENTO	Caudal extracción (m <sup>3</sup> /h)		TPH (mg/m <sup>3</sup> )		MASA HC VOLATILIZADOS (Kg)			
	I	D	I	D	I	D	SUMA I+D	TOTAL EXTRAIDO
7	163,0	189,8	2.473,0	462,0	67,7	14,7	82,5	82,5
19	159,8	181,1	2.114,1	387,7	97,3	20,2	117,5	200,0
26	158,0	178,3	4.801,0	569,0	127,4	17,0	144,5	344,5
33	157,4	170,0	3.563,3	461,8	94,2	13,2	107,4	451,9
40	163,7	170,9	4.483,8	439,2	123,3	12,6	135,9	587,8
46	165,1	173,0	2.580,3	554,3	61,3	13,8	75,2	662,9
54	162,5	173,1	2.920,5	675,5	91,1	22,5	113,6	776,5
59	177,6	170,8	2.498,0	721,3	53,2	14,8	68,0	844,5
66	153,4	167,8	2.609,0	1.302,3	67,2	36,7	103,9	948,5
73	154,4	190,6	1.857,5	799,5	48,2	25,6	73,8	1.022,3
80	155,3	175,9	3.423,5	1.673,5	89,3	49,5	138,8	1.161,0
87	143,7	190,0	4.100,0	1.568,0	99,0	50,1	149,0	1.310,1
94	159,2	187,5	3.720,8	1.355,8	99,5	42,7	142,2	1.452,3
101	165,3	194,3	3.341,5	1.143,5	92,8	37,3	130,1	1.582,4
108	218,0	182,5	2.962,3	931,3	108,5	28,6	137,0	1.719,5
115	198,3	125,8	2.772,6	825,2	92,4	17,4	109,8	1.829,3
122	207,5	206,5	2.603,5	907,0	90,8	31,5	122,2	1.951,5
129	208,3	214,3	2.149,3	840,0	75,2	30,2	105,5	2.057,0
136	216,5	226,5	1.695,0	773,0	61,7	29,4	91,1	2.148,0
143	200,0	237,5	1.754,5	1.284,0	59,0	51,2	110,2	2.258,2
150	170,0	227,5	1.795,0	1.795,0	51,3	68,6	119,9	2.378,1
157	185,0	215,0	1.504,0	1.078,0	46,7	38,9	85,7	2.463,7

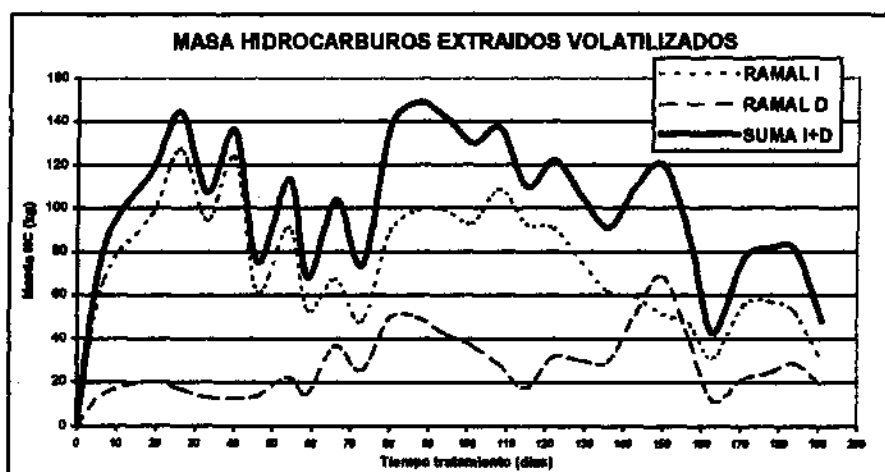
DIA DE TRATAMIENTO	Caudal extracción (m <sup>3</sup> /h)		TPH (mg/m <sup>3</sup> )		MASA HC VOLATILIZADOS (Kg)			
	I	D	I	D	I	D	SUMA I+D	TOTAL EXTRAIDO
163	181,7	221,7	1.194,0	361,0	31,2	11,5	42,8	2.506,5
171	181,7	221,7	1.584,5	507,8	55,3	21,6	76,9	2.583,4
178	208,0	225,0	1.626,3	654,5	56,8	24,7	81,6	2.665,0
184	218,0	210,0	1.667,0	948,0	52,3	28,7	81,0	2.746,0
191	210,0	275,0	833,0	405,0	29,4	18,7	48,1	2.794,1
<b>TOTAL</b>	<b>4.678,4</b>	<b>5.112,3</b>	<b>66.154</b>	<b>22.961</b>	<b>2.022,2</b>	<b>771,8</b>	<b>2.794,1</b>	<b>2.794,1</b>

El total de hidrocarburos volatilizados ascendió 2.794,8 kg, de los cuales 2.022,2 Kg corresponden al ramal D y 771,8 kg al ramal I. El ramal I por tanto tuvo una productividad mayor que el ramal D, superándole en 1.197,4 kg de hidrocarburos volatilizados. La media diaria de hidrocarburos volatilizados fue de 14,6 Kg/día, de los cuales 10,6 kg/día pertenecen al ramal I y 4,0 al ramal D.

La concentración de TPH registrada fue mayor en el ramal I, prácticamente el triple, sin embargo el caudal de extracción de vapores fue mayor en el ramal D, aunque con una diferencia entre ambos ramales muy pequeña.

En los siguientes gráficos se observa la evolución de la productividad de los hidrocarburos extraídos por volatilización:

Fig. VII.112: Hidrocarburos extraídos por volatilización total y en ambos ramales (kg)

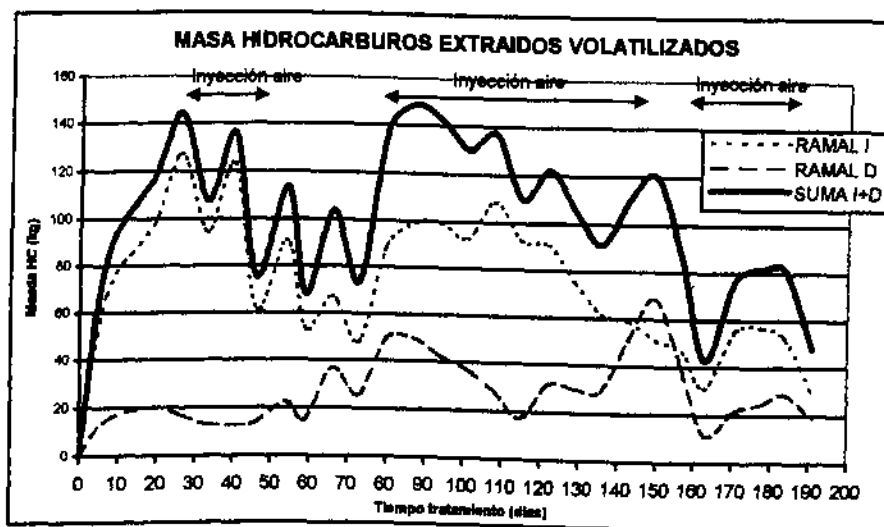




La masa de hidrocarburos volatilizados sigue una tendencia variable a lo largo del tratamiento; al principio del mismo, la productividad comienza a aumentar de forma rápida hasta alcanzar el máximo a los 26 días (144,5 kilos), momento en que comienza a descender de manera intermitente hasta los 80 días de tratamiento, momento en que se produce la máxima eliminación con 149,5 kg a los 87 días, para nuevamente descender, ahora de manera más suave, hasta los 163 días, punto donde se registra la menos masa eliminada con 42,8 kg. Nuevamente la volatilización se incrementa, de manera más moderada, para al final del tratamiento disminuir y finalizar con 48,1 kg.

Estos incrementos en la extracción de vapores orgánicos del suelo son debidos, obviamente, por un incremento de la volatilización de los hidrocarburos en fase absorbida, que van a pasar a la forma gaseosa. Esta volatilización, coincide en espacio y tiempo con los periodos de inyección de aire.

Fig. VII.113: Acontecimientos relacionados con la evolución de la productividad de la volatilización



Por tanto, al principio del tratamiento, existe una pequeña cantidad de fase volátil o gaseosa en el suelo y por tanto la productividad de la extracción de vapores es muy leve, pero a medida que esta fase va aumentando su presencia en el medio, por efecto de la volatilización de la fase absorbida, ésta se incrementa. Sin embargo, la productividad no es decreciente a partir del máximo, como cabría esperar, si no que tiene repuntes, que coinciden con los periodos en los que se inyectaba aire en el suelo. Ya al final del tratamiento, la productividad disminuye hasta hacerse casi nula, momento en el que ya no existe apenas fase gaseosa en el suelo, y en consecuencia, fase absorbida.

#### VII.5.4.2.2. Cálculo de la masa de hidrocarburo eliminada por bombeo de la fase disuelta.

El cálculo de la masa de hidrocarburos disueltos en agua eliminada por bombeo, correspondientes a los hidrocarburos en fase disuelta existentes en el agua subterránea, se lleva a cabo teniendo en cuenta el volumen de agua bombeada y la concentración de TPH a la entrada de la torre stripper de tratamiento antes de su vertido a la red de saneamiento:

$$\text{Masa}_{\text{HC disueltos}} = [Q_{\text{bombeo total}} (\text{m}^3/\text{día}) \times \text{n}^\circ \text{ días} \times \text{TPH}_{\text{entrada separador}} (\mu\text{g/l})] / 1.10^6 = \text{kg}$$

Dentro de la torre stripper se encuentra un empaquetado aleatorio de materiales por donde se le hace pasar el agua por gravedad, con un caudal regulado de forma que el agua permanezca dentro de la torre un tiempo de tránsito suficiente como para que los procesos de volatilización y biodegradación tengan lugar. Estos procesos se van a llevar a cabo en condiciones aerobias, gracias a la aireación de la torre por la entrada de aire desde la parte inferior de la torre, que produce una aireación del agua y por tanto, la volatilización del hidrocarburo, y gracias a los microorganismos que se encuentran adheridos a la superficie de los materiales que conforman el empaquetamiento, que biodegradan el hidrocarburo.

Los resultados se indican a continuación:

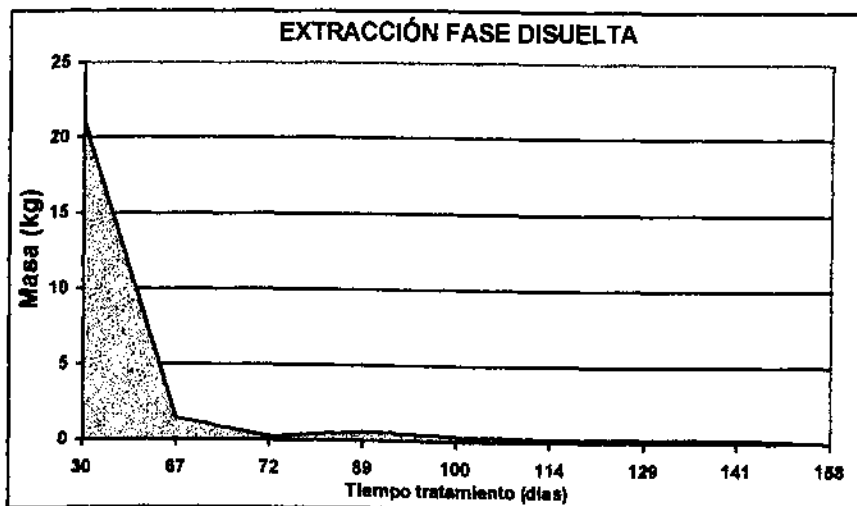
**Tabla VII.171: Hidrocarburos eliminados en fase disuelta (kg)**

Tiempo de tratamiento	Tiempo de bombeo	TPH en aguas a la salida del separador de hidrocarburos	Caudal de bombeo	Volumen agua bombeada	MASA DISUELTA ELIMINADA	MASA ACUMULADA
días	días	$\mu\text{g/l}$	$\text{m}^3/\text{día}$	$\text{m}^3$	Kg	kg
30	30	2441	28,8	864	21,1	21,1
67	37	127	28,8	1065,6	1,4	22,4
72	5	132	28,8	144	0,2	22,6
89	17	129	28,8	489,6	0,6	23,3
100	11	100	28,8	316,8	0,3	23,6
114	14	50	28,8	403,2	0,2	23,8
129	15	50	28,8	432	0,2	24,0
141	12	50	28,8	345,6	0,2	24,2
158	17	10	28,8	489,6	0,0	24,2
<b>TOTAL</b>					<b>24,2</b>	<b>24,2</b>

El total de hidrocarburos eliminados disueltos ascendió a 24,2 kg. Se ha considerado para el cálculo el caudal medio de extracción, 28,1  $\text{m}^3/\text{día}$ , registrado por todos los pozos de bombeo del campo de pruebas.

En el gráfico siguiente se observa la evolución de la productividad de la extracción de los hidrocarburos disueltos en el agua subterránea:

Fig. VII.114: Extracción de hidrocarburos en fase disuelta mediante bombeo



La extracción de los hidrocarburos disueltos sigue una evolución descendente desde el comienzo del sistema de tratamiento, hasta hacerse prácticamente nula a partir de los 70 días de tratamiento.

El máximo de extracción de fase disuelta se obtuvo al principio del bombeo, extrayéndose la casi totalidad de la fase disuelta existente en el agua, manteniéndose posteriormente una productividad muy leve, casi insistente, lo que indica que no existía fase disuelta en las aguas subterráneas.

#### VII.5.4.2.3. Cálculo de la masa de hidrocarburo eliminada por biodegradación

El cálculo de los hidrocarburos eliminados por efecto de la biodegradación se realiza teniendo en cuenta la variación del dióxido de carbono y del oxígeno en el subsuelo.

Se ha considerado la variación de la concentración del dióxido de carbono (medida en los pozos I-1 y D-1, Apdo. VI.1.8.3) a lo largo del tiempo de tratamiento y los caudales de aire extraído e inyectado (Apdo. VI.1.8.5.)

La concentración en el subsuelo superó la concentración del aire atmosférico (inyectada), 250-300 ppm, a partir de los 30 días de tratamiento en el ramal I y de los 60 en el ramal D, punto a partir del cual se considera que comienzan a producirse los procesos de biodegradación.

Conociendo la concentración de CO<sub>2</sub> y el caudal de aire, se calcula la masa de CO<sub>2</sub> producida en un tiempo determinado. La medida de CO<sub>2</sub> se realizó mediante tubos colorimétricos por lo que es necesario aplicar el factor de corrección: 1 ppm equivale a 1,8 mg de CO<sub>2</sub>/m<sup>3</sup>. Así mismo, según la bibliografía consultada también es necesario aplicar otro factor de corrección del 33% a la medida de CO<sub>2</sub> tomada, ya que, por diversos factores, el CO<sub>2</sub> suele reaccionar con los materiales del suelo disminuyendo el valor real.

$$\text{Masa}_{\text{CO}_2\text{ producido}} = [\text{Concentración}_{\text{CO}_2\text{ producido}} (\text{g/m}^3) \times Q_{\text{extracción}} (\text{m}^3/\text{h}) \times \text{n}^\circ \text{ días} \times 24 (\text{h}) \times 1,33] / 1.10^6 = \text{kg}$$

$$\text{Concentración}_{\text{CO}_2\text{ producido}} = \text{CO}_2 \text{ medido} (\text{ppm}) \times 1,8 \text{ mg/m}^3 \times 10^{-2} = \text{g/m}^3$$

La masa de CO<sub>2</sub> producida en los pozos I-1 y D-1 se recogen en las tablas siguientes:

Tabla VII.172. : Masa de CO<sub>2</sub> producido en los pozos I-1 y D-1 (kg)

Pozo I-1:

FECHA	Tiempo de tratamiento	CO <sub>2</sub> medido	CO <sub>2</sub> medido	CO <sub>2</sub> corregido	Volumen aire extraído	Masa CO <sub>2</sub> producido	Masa CO <sub>2</sub> producido
	días	ppm	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	mg	kg
20/07/98	15	120	216	287,3	15012,0	4312647,4	4,3
4/08/98	30	280	504	670,3	22752,0	15251120,6	15,3
15/08/98	41	320	576	766,1	10692,0	8190927,4	8,2
3/09/98	60	480	864	1149,1	22891,2	26304735,7	26,3
7/09/98	64	420	756	1005,5	4128,0	4150621,4	4,2
17/09/98	74	540	972	1292,8	7272,0	9400950,7	9,4
22/09/98	79	440	792	1053,4	3000,0	3160080,0	3,2
29/09/98	86	480	864	1149,1	4922,4	5656428,3	5,7
5/10/98	92	1260	2268	3016,4	4147,2	12509780,0	12,5
18/10/98	105	1350	2430	3231,9	3900,0	12604410,0	12,6
1/11/98	119	1500	2700	3591,0	11256,0	40420296,0	40,4
11/11/98	129	1850	3330	4428,9	6672,0	29549620,8	29,5
17/11/98	135	2800	5040	6703,2	4492,8	30116137,0	30,1
7/12/98	155	3300	5940	7900,2	11328,0	89493465,6	89,5
14/12/98	162	4000	7200	9576,0	5040,0	48263040,0	48,3
28/12/98	176	4200	7560	10054,8	9811,2	98649653,8	98,6
12/01/99	190	4200	7560	10054,8	10651,2	107095685,8	107,1
						<b>TOTAL</b>	<b>540,8</b>

## Pozo D-1:

FECHA	Tiempo de tratamiento	CO <sub>2</sub> medido	CO <sub>2</sub> medido	CO <sub>2</sub> corregido	Volumen aire extraído	Masa CO <sub>2</sub> producido	Masa CO <sub>2</sub> producido
	días	ppm	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	mg	kg
20/07/98	15	120	216	287,3	5148,0	1478917,4	1,5
4/08/98	30	120	216	287,3	10512,0	3019887,4	3,0
15/08/98	41	150	270	359,1	2745,6	985945,0	1,0
3/09/98	60	180	324	430,9	7022,4	3026092,6	3,0
07/09/98	64	280	504	670,3	4080,0	2734905,6	2,7
17/09/98	74	300	540	718,2	14592,0	10479974,4	10,5
22/09/98	79	420	756	1005,5	1560,0	1568548,8	1,6
29/09/98	86	420	756	1005,5	2805,6	2820974,7	2,8
5/10/98	92	660	1188	1580,0	2347,2	3708669,9	3,7
18/10/98	105	720	1296	1723,7	7425,6	12799358,2	12,8
1/11/98	119	810	1458	1939,1	8769,6	17005482,1	17,0
11/11/98	129	1200	2160	2872,8	9312,0	26751513,6	26,8
17/11/98	135	2300	4140	5506,2	6019,2	33142919,0	33,1
7/12/98	155	2800	5040	6703,2	20928,0	140284569,6	140,3
14/12/98	162	3500	6300	8379,0	6720,0	56306880,0	56,3
28/12/98	176	4000	7200	9576,0	12028,8	115187788,8	115,2
12/01/99	190	4200	7560	10054,8	12331,2	123987749,8	124,0
<b>TOTAL</b>							<b>546,8</b>

La producción de dióxido de carbono es similar en ambos pozos, siendo en el pozo I-1 de 540,8 y de 546,8 kg en el pozo D-1. Consideraremos que el dióxido de carbono producido en cada pozo de extracción del campo de pruebas es el mismo, por lo que la masa de CO<sub>2</sub> producido en cada ramal se obtiene tomando la concentración de CO<sub>2</sub> registrado en los dos pozos anteriores, y el caudal de extracción generado por los 5 pozos de extracción de cada ramal:

Tabla VII.173: Masa de CO<sub>2</sub> producido en el ramal I y en el ramal D (kg)

## Ramal I

FECHA	Tiempo de tratamiento	CO <sub>2</sub> medido	CO <sub>2</sub> medido	CO <sub>2</sub> corregido	Volumen aire extraído	Masa CO <sub>2</sub> producido	Masa CO <sub>2</sub> producido
	días	ppm	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	mg	kg
20/07/98	15	120	216	287,28	57672	16568012,2	16,6
4/08/98	30	280	504	670,32	111816	74952501,1	75,0
15/08/98	41	320	576	766,08	43005,6	32945730,0	32,9
3/09/98	60	480	864	1149,12	75924	87245786,9	87,2
7/09/98	64	420	756	1005,48	14448	14527175,0	14,5
17/09/98	74	540	972	1292,76	36600	47315016,0	47,3
22/09/98	79	440	792	1053,36	18504	19491373,4	19,5
29/09/98	86	480	864	1149,12	25250,4	29015739,6	29,0
5/10/98	92	1260	2268	3016,44	23040	69498777,6	69,5
18/10/98	105	1350	2430	3231,9	52353,6	169201599,8	169,2
1/11/98	119	1500	2700	3591	69048	247951368,0	248,0
11/11/98	129	1850	3330	4428,9	49992	221409568,8	221,4
17/11/98	135	2800	5040	6703,2	29836,8	200002037,8	200,0

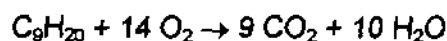
FECHA	Tiempo de tratamiento	CO <sub>2</sub> medido	CO <sub>2</sub> medido	CO <sub>2</sub> corregido	Volumen aire extraído	Masa CO <sub>2</sub> producido	Masa CO <sub>2</sub> producido
	días	ppm	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	mg	kg
7/12/98	155	3300	5940	7900,2	93792	740975558,4	741,0
14/12/98	162	4000	7200	9576	31365,6	300356985,6	300,4
28/12/98	176	4200	7560	10054,8	60984	613181923,2	613,2
12/01/99	190	4000	7200	9576	71467,2	684369907,2	684,4
<b>TOTAL</b>							<b>3.552,4</b>

Ramal D:

FECHA	Tiempo de tratamiento	CO <sub>2</sub> medido	CO <sub>2</sub> medido	CO <sub>2</sub> corregido	Volumen aire extraído	Masa CO <sub>2</sub> producido	Masa CO <sub>2</sub> producido
	días	ppm	mg/m <sup>3</sup>	mg/m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	mg	kg
20/07/98	15	120	216	287,28	67788	19474136,6	19,5
04/08/98	30	120	216	287,3	125784,0	36135227,5	36,1
15/08/98	41	150	270	359,1	125784,0	36135227,5	36,1
3/09/98	60	180	324	430,9	44774,4	16078487,0	16,1
7/09/98	64	280	504	670,3	78523,2	33837217,3	33,8
17/09/98	74	300	540	718,2	16416,0	11003973,1	11,0
22/09/98	79	420	756	1005,5	43752,0	31422686,4	31,4
29/09/98	86	420	756	1005,5	20904,0	21018553,9	21,0
5/10/98	92	660	1188	1580,0	28845,6	29003673,9	29,0
18/10/98	105	720	1296	1723,7	25747,2	40681605,9	40,7
1/11/98	119	810	1458	1939,1	68640,0	118313395,2	118,3
11/11/98	129	1200	2160	2872,8	61488,0	119233840,3	119,2
17/11/98	135	2300	4140	5506,2	51432,0	147753849,6	147,8
7/12/98	155	2800	5040	6703,2	32616,0	179590219,2	179,6
14/12/98	162	3500	6300	8379,0	117936,0	790548595,2	790,5
28/12/98	176	4000	7200	9576	37800,0	316726200,0	316,7
12/01/99	190	4000	7560	10054,8	74760	715901760,0	715,9
<b>TOTAL</b>							<b>2.521,2</b>

La cantidad de dióxido de carbono producido, considerando a partir del 4 de agosto, en el ramal I es de 3.552,4 Kg, y en el ramal D, de 2.521,2 kg, es decir, la suma de ambos hace un total de 6.073,6 kg.

La reacción estequiométrica que expresa la degradación del hidrocarburo por biodegradación aerobia, considerando como compuesto representativo del queroseno el nonano, es la siguiente:



Por tanto, conocida la masa de CO<sub>2</sub> producida se conoce la masa de hidrocarburos biodegradados:

$$P_m C_9H_{20} = 128 \text{ gr}; \quad P_m O_2 = 32 \text{ gr}; \quad P_m CO_2 = 44 \text{ gr}; \quad P_m H_2O = 18 \text{ gr}$$

$$\frac{1 \text{ mol } C_9H_{20}}{9 \text{ mol } CO_2} \times \frac{1 \text{ mol } CO_2}{44 \text{ gr } CO_2} \times \frac{128 \text{ gr } C_9H_{20}}{1 \text{ mol } C_9H_{20}}$$

Por tanto:

$$\frac{128 \text{ gr } C_9H_{20}}{396 \text{ gr } CO_2} = \frac{1 \text{ gr } C_9H_{20}}{3 \text{ gr } CO_2}$$

Es decir, tenemos la siguiente correspondencia: "1 gr de  $C_9H_{20}$  producirán 3 gr de  $CO_2$ "

De este modo conocemos la cantidad de hidrocarburos que han sido eliminados por biodegradación:

$$\text{Masa}_{HC \text{ biodegradados}} = \text{Masa}_{CO_2 \text{ producida}} \times 0,128 \text{ kg } C_9H_{20} \times \frac{1 \text{ mol } C_9H_{20}}{0,044 \text{ kg } \times 9 \text{ mol } CO_2}$$

En las tablas siguientes se recoge la masa de hidrocarburos biodegradados por cada ramal:

Tabla VII.174: Masa de hidrocarburos biodegradados (kg)

Ramal I

FECHA	Nº día de tratamiento	CO <sub>2</sub> medido I-1	Masa CO <sub>2</sub> producido I-1	Masa CO <sub>2</sub> producido ramal I	Masa Hidrocarburos biodegradados
	días	ppm	Kg	kg	Kg
20/07/98	15	120	4,3	16,6	5,4
4/08/98	30	280	15,3	75,0	24,2
15/08/98	41	320	8,2	32,9	10,6
3/09/98	60	480	26,3	87,2	28,2
7/09/98	64	420	4,2	14,5	4,7
17/09/98	74	540	9,4	47,3	15,3
22/09/98	79	440	3,2	19,5	6,3
29/09/98	86	480	5,7	29,0	9,4
5/10/98	92	1260	12,5	69,5	22,5
18/10/98	105	1350	12,6	169,2	54,7
1/11/98	119	1500	40,4	248,0	80,1
11/11/98	129	1850	29,5	221,4	71,6
17/11/98	135	2800	30,1	200,0	64,6
7/12/98	155	3300	89,5	741,0	239,5

FECHA	Nº día de tratamiento	CO <sub>2</sub> medido I-1	Masa CO <sub>2</sub> producido I-1	Masa CO <sub>2</sub> producido ramal I	Masa Hidrocarburos biodegradados
	días	ppm	Kg	kg	Kg
14/12/98	162	4000	48,3	300,4	97,1
28/12/98	176	4200	98,6	613,2	198,2
12/01/99	190	4000	107,1	684,4	221,2
<b>TOTAL</b>					<b>1.148,1</b>

Ramal D:

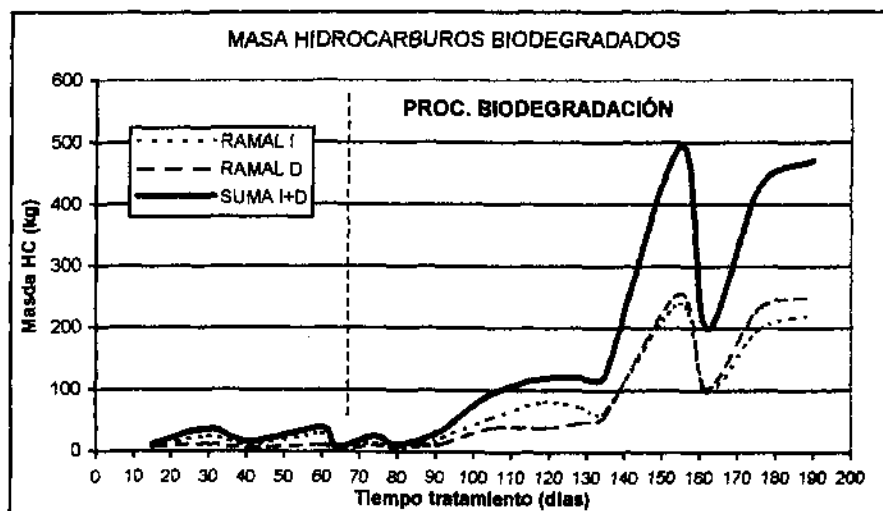
FECHA	Nº día de tratamiento	CO <sub>2</sub> medido D-1	Masa CO <sub>2</sub> producido D-1	Masa CO <sub>2</sub> producido ramal D	Masa Hidrocarburos biodegradados
	días	ppm	Kg	kg	Kg
20/07/98	15	120	1,5	19,5	6,3
4/08/98	30	120	3,0	36,1	11,7
15/08/98	41	150	1,0	16,1	5,2
3/09/98	60	180	3,0	33,8	10,9
7/09/98	64	280	2,7	11,0	3,6
17/09/98	74	300	10,5	31,4	10,2
22/09/98	79	420	1,6	21,0	6,8
29/09/98	86	420	2,8	29,0	9,4
5/10/98	92	660	3,7	40,7	13,1
18/10/98	105	720	12,8	118,3	38,2
1/11/98	119	810	17,0	119,2	38,5
11/11/98	129	1200	26,8	147,8	47,8
17/11/98	135	2300	33,1	179,6	58,0
7/12/98	155	2800	140,3	790,5	255,5
14/12/98	162	3500	56,3	316,7	102,4
28/12/98	176	4000	115,2	715,9	231,4
12/01/99	190	4000	124,0	772,2	249,6
<b>TOTAL</b>					<b>1.064,4</b>

Por tanto, en el ramal I fueron biodegradados 1.148,1 Kg de hidrocarburos, y en el ramal D, 1.064,4 kg, que en conjunto hace un total de 2.212,6 kg de hidrocarburos en el campo de pruebas nº 2.

En el gráfico se observa la evolución de la eliminación por biodegradación:



Fig. VII.115: Evolución de la biodegradación con el tiempo de tratamiento

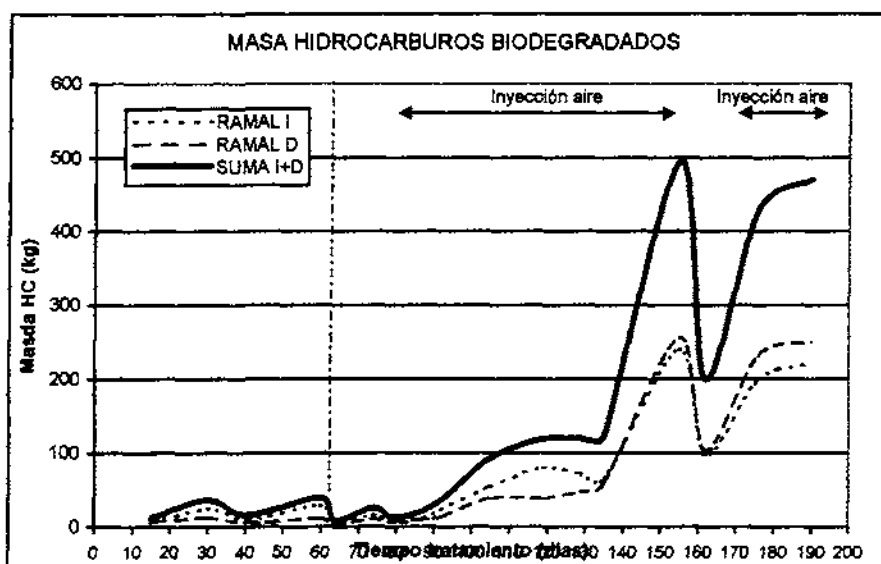


La biodegradación se considera que comienza tener lugar a partir de los 30 días en el ramal I y de los 60 en el ramal D. A partir de ambas fechas la masa de hidrocarburos biodegradados va progresivamente aumentando y de forma similar en ambos ramales, con una productividad de 6,0 kg al día en el ramal I y de 5,6 kg al día en el ramal D.

Es a partir de los 130 días cuando la productividad de la biodegradación se incrementa notablemente, aumentando de forma considerable la masa de hidrocarburos biodegradados, hasta alcanzar un máximo de 495,0 kg a los 155 días, momento a partir del cual la masa de hidrocarburos biodegradados comienza a descender, aunque de forma ligera, hasta los 162 días en que se produce un descenso generalizado de la biodegradación, para luego volver a incrementarse, finalizando con una masa biodegradada de 470,8 kg.

Los momentos de máxima productividad al final del tratamiento coinciden con los periodos de inyección de aire, así como, el descenso de la biodegradación que se produce a los 162 días se corresponde con la desconexión de la inyección, tal y como se muestra en el gráfico siguiente:

Fig. VII.116: Acontecimientos relacionados con la productividad de la biodegradación



**VII.5.4.3. Balance de hidrocarburos iniciales y eliminados.**

**VII.5.4.3.1. Evolución de la eliminación de hidrocarburos con el tiempo de tratamiento**

La eliminación de la contaminación o de la masa de hidrocarburos existentes en el medio evoluciona de la siguiente forma a lo largo del tiempo (se ha considerado como intervalo de tiempo:  $t = 35$ ,  $t = 75$ ,  $t = 140$  y  $t = 191$ ):

Tabla VII.175: Hidrocarburos eliminados en el tiempo

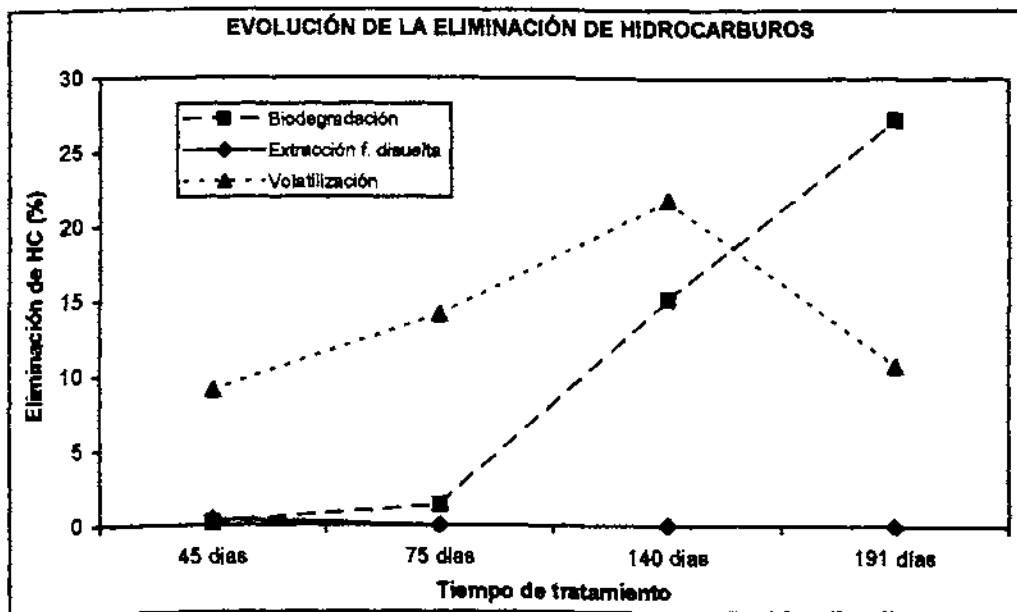
Parámetro	HIDROCARBUROS ELIMINADOS									
	35 días		75 días		140 días		191 días		TOTAL	
	Kg	%	Kg	%	Kg	%	Kg	%	Kg	%
Masa HC biodegradados	12,1	0,2	72,6	1,4	759,1	15,1	1.366,7	27,2	2.212,5	44,0
Masa HC extraídos disueltos	21,1	0,4	1,5	0,03	1,5	0,03	0,0	0,0	24,1	0,5
Masa HC volatilizados	451,9	9,0	709,2	14,1	1.097,0	21,8	535,9	10,7	2.794,0	55,5
<b>TOTAL</b>	<b>485,1</b>	<b>9,6</b>	<b>783,3</b>	<b>15,6</b>	<b>1.857,6</b>	<b>36,9</b>	<b>1.902,6</b>	<b>37,8</b>	<b>5.030,6</b>	<b>100</b>

El proceso que mayor relevancia tuvo fue la volatilización, con un 55,5 % del total de la masa de hidrocarburos eliminados, y la biodegradación, con un 44,0 kg es el segundo proceso de mayor importancia. Los procesos de extracción de fase disuelta tuvieron una representación mínima, de un 0,5 %.

La volatilización se incrementa desde la puesta en marcha del sistema de tratamiento hasta los 140 días, momento en el que se produce una disminución del proceso a favor de la biodegradación. Éste proceso sigue una evolución creciente continua hasta el final del tratamiento, momento en el que es predominante respecto a la volatilización. Los procesos de extracción de la fase disuelta tiene escasa relevancia, apreciándose únicamente al inicio del tratamiento.

En el gráfico siguiente se representa la evolución de la eliminación del hidrocarburo en el subsuelo con respecto al tiempo de tratamiento:

Fig. VII.117: Evolución de la eliminación de hidrocarburos con el tiempo de tratamiento (%)



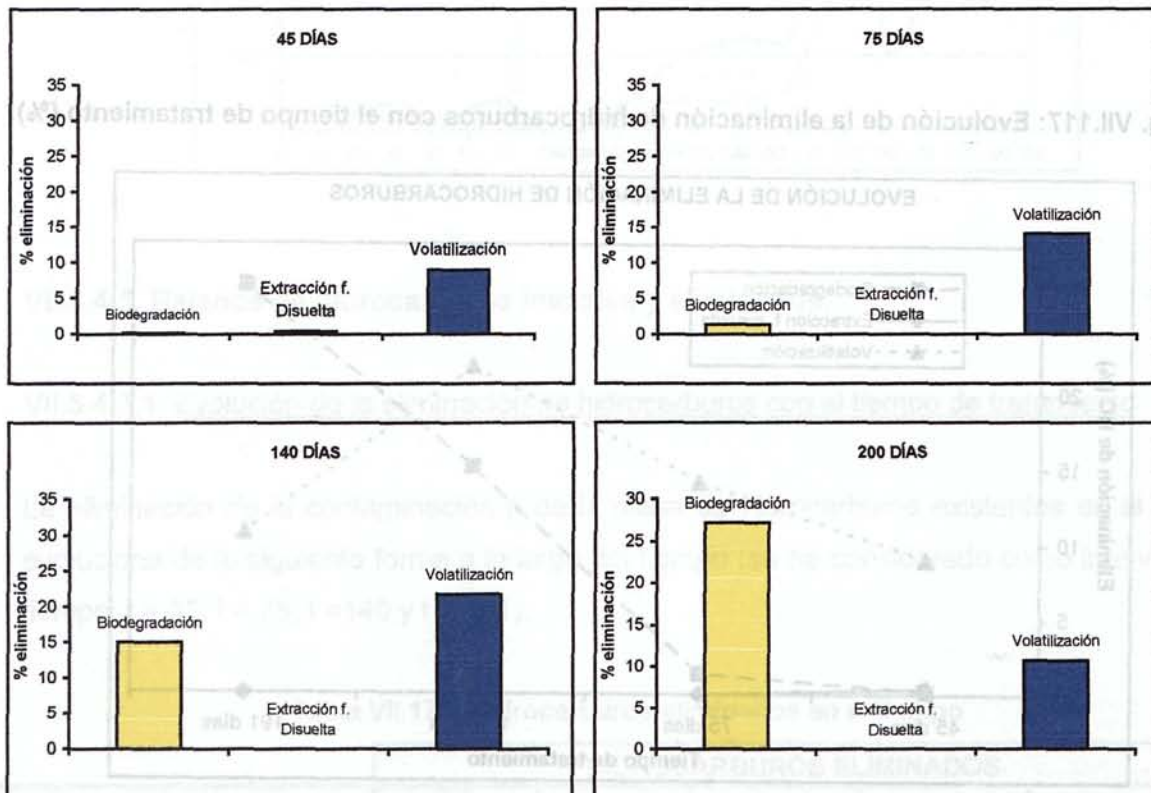
La volatilización sigue una tendencia ascendente hasta los 140 días de tratamiento, comenzando de forma moderada con un 9,0 (451,9 kg) incrementándose a partir de los 35 días de tratamiento hasta los 75 días de forma brusca con un 21,8 % (1.097,0 kg). A los 140 días, sin embargo va a sufrir un retroceso, disminuyendo la proporción de volatilización hasta el 10,7 % (535,9 kg) respecto al segundo proceso más relevante, que fue la biodegradación.

La biodegradación sigue en todo momento una evolución positiva, comenzando a destacar a partir de los 35 días con 1,4 % (72,6 kg) e incrementándose de manera espectacular hasta

el final del tratamiento, donde se convierte en el proceso de mayor peso en el sistema de tratamiento con un 27,2 % (1.368,7 kg) en detrimento de la volatilización.

La eliminación de la fase disuelta en aguas subterráneas, tuvo una representatividad muy pequeña respecto a los anteriores, presentado un alcance mayor al principio del tratamiento, con un 0,4% (21,1 kg), para disminuir paulatinamente hasta hacerse prácticamente nula des de la mitad del tratamiento. En total representó un 0,5% (24,1 kg).

**Fig. VII.118: Evolución de la eliminación de hidrocarburos con el tiempo de tratamiento (%)**



**VII.5.4.3.2. Balance entre hidrocarburos iniciales y eliminados**

Para determinar la eficacia del sistema de tratamiento en su conjunto hay que realizar un balance que considere la volumetría inicial de los hidrocarburos presentes en el subsuelo (contaminación inicial), la volumetría de los hidrocarburos eliminados, los aportes externos al sistema, y los hidrocarburos residuales que no han sido eliminados al final del tratamiento:

$$Balance = MASA_{HIDROCARBUROS\ INICIALES} - MASA_{HIDROCARBUROS\ FINALES}$$

$$\text{Balance} = \sum \text{Masa}_{\text{INICIAL HIDROC.}} - \{ [\sum \text{Masa}_{\text{HIDROC. ELIMINADOS}} - \sum \text{Masa}_{\text{APORTE EXTERIORES}}] + \sum \text{Masa}_{\text{HIDROC. NO ELIMINADOS}} \}$$

La efectividad y el rendimiento del método de tratamiento empleado será mayor cuanto menor sea la diferencia entre los hidrocarburos iniciales y los existentes al final, es decir cuando el resultado del balance se más próximo a cero.

Los hidrocarburos iniciales son los determinados en la volumetría inicial, definidos en el Apdo. VI.3. Volumetría inicial de los campos de pruebas y sintetizada en el Apdo. VII.5.4.3.1. Los hidrocarburos considerados como finales son el resultado de la diferencia de los hidrocarburos eliminados y los hidrocarburos provenientes de aportes externos, considerando los hidrocarburos que permanecen el medio y no han sido eliminados.

#### VII.5.4.3.2.1. Hidrocarburos iniciales

Los hidrocarburos existentes antes de la puesta en marcha del sistema de tratamiento, se encontraban distribuidos de la siguiente forma:

Tabla VII.176: Distribución inicial de la contaminación

TIPO DE FASE	Masa Hidrocarburos	
	Kg	%
F. Absorbida	5.515,2	99,8
F. Disuelta	2,2	0,04
F. Gaseosa	8,5	0,2
<b>MASA TOTAL HC EXISTENTE</b>	<b>5.525,9</b>	<b>100</b>

Por tanto, la distribución de la contaminación tuvo lugar en tres fases de las cuatro posibles, y cuya suma asciende a:

$$\text{Masa}_{\text{HIDROCAR. INICIALES}} = 5.525,9 \text{ kg}$$

#### VII.5.4.3.2.2. Hidrocarburos eliminados

Los hidrocarburos eliminados al finalizar el sistema de tratamiento se distribuyeron de la siguiente manera:

Tabla VII.177: Distribución de la descontaminación

TIPO DE PROCESO	Masa Hidrocarburos	
	Kg	%
Masa HC biodegradados	2.212,5	44,0
Masa HC extraídos disueltos	24,1	0,5
Masa HC volatilizados	2.794,0	55,5
<b>MASA TOTAL ELIMINADA</b>	<b>5.030,6</b>	<b>100</b>

Luego, la masa total eliminada es la suma de las masas eliminadas mediante los cuatro procesos de eliminación que tuvieron lugar:

**Masa** HIDROC. ELIMINADOS = **5.030,6** kg.

#### VII.5.4.3.2.3. Hidrocarburos por aportes externos

No se tiene constancia de la existencia de aportes externos de hidrocarburos en ninguna de las fases existentes, por tanto:

**Masa** APORTE EXTERNO = **0,0** kg.

#### VII.5.4.3.2.4. Hidrocarburos no eliminados

El final del tratamiento se consideró a los 200 días de tratamiento, momento en que la eliminación de hidrocarburos era mínima. Ahora bien, existe una pequeña cantidad de hidrocarburos que quedan de forma residual en el medio que es necesario cuantificar, ya que al final del tratamiento existía todavía, aunque muy pequeña, concentración de TPH en los gases extraídos, y producto en fase libre en algunos pozos.

Tabla VII. 178: Masa de hidrocarburos absorbida, disuelta, y gaseosa residual

Área (m <sup>2</sup> )	Volumen suelo (m <sup>3</sup> )	Densidad del suelo (g/cm <sup>3</sup> )	Masa de suelo (kg)	TPH (mg/kg)	MASA EN FASE ABSORBIDA (kg)
100	200	1,82	364.000	50	18,2

Área acuífero contaminado medio (m <sup>2</sup> )	Espesor acuífero contaminado (m)	Porosidad eficaz (%)	Volumen de acuífero contaminado (m <sup>3</sup> )	Volumen de agua contaminada (litros)	TPH (ug/l)	MASA EN FASE DISUELTA (kg)
500	0,5	8,9	250	22,3	50	0,0

Área suelo contaminado medio (m <sup>2</sup> )	Espesor zona no saturada (m)	Porosidad al aire (%)	Volumen de aire en el suelo (m <sup>3</sup> )	TPH (mg/m <sup>3</sup> )	MASA EN FASE GAS (kg)
1.073	15,6	24,5	1025,2	1238,0	1,3

La masa de hidrocarburos absorbidos en suelos fueron 18,2 kg, la cantidad de hidrocarburos disueltos en aguas fueron nulas, y la masa existente en fase gas, 1,3 kg.

La suma de las cuatro fases es la masa total de hidrocarburos residuales o que no han sido eliminados al finalizar el tratamiento:

Masa NO ELIMINADA = 19,5 kg.

#### VII.5.4.3.2.5. Balance entre hidrocarburos iniciales y finales

El balance entre hidrocarburos iniciales y finales será:

$$\text{Balance} = \text{MASA}_{\text{HIDROCARBUROS INICIALES}} - \text{MASA}_{\text{HIDROCARBUROS FINALES}}$$

$$\text{Balance} = \sum \text{Masa}_{\text{INICIAL HIDROC.}} - \{ [\sum \text{Masa}_{\text{HIDROC. ELIMINADOS}} - \sum \text{Masa}_{\text{APORTE EXTERIORES}}] + \sum \text{Masa}_{\text{HIDROC. NO ELIMINADOS}} \}$$

Y por tanto:

$$\text{Balance} = 5.525,9 \text{ kg} - [(5.030,6 \text{ kg} - 0,0 \text{ kg}) + 19,5 \text{ kg}] = 5.525,9 \text{ kg} - 5.050,1 \text{ kg} = 475,8 \text{ kg}$$

Existe por tanto una diferencia de 475,8 kg respecto a los hidrocarburos iniciales existentes, diferencia que supone un 8,6% de error.

La eficacia o el éxito del sistema de tratamiento reside en el balance anterior, y en la mayor o menor diferencia final:



$$Eficacia = MASA_{HIDRACARBUIROS INICIALES} - MASA_{HIDROCARBUROS FINALES}$$

La diferencia de 475,8 kg, que supone un 8,6 %, un 1,4% menor del 10% de error que se considera aceptable por errores de registro de los valores de campo y de los análisis de laboratorio.

VII.5.4.3.3. Balance de hidrocarburos iniciales y eliminados durante el tratamiento

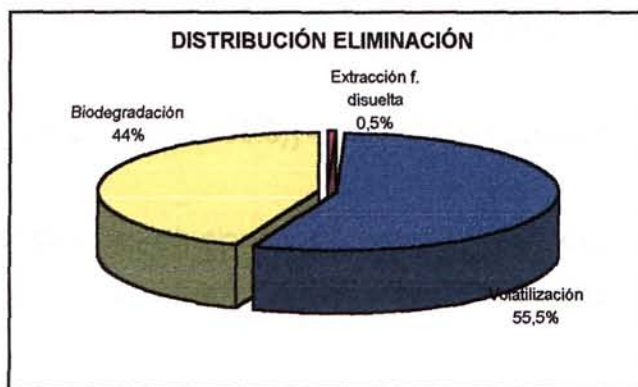
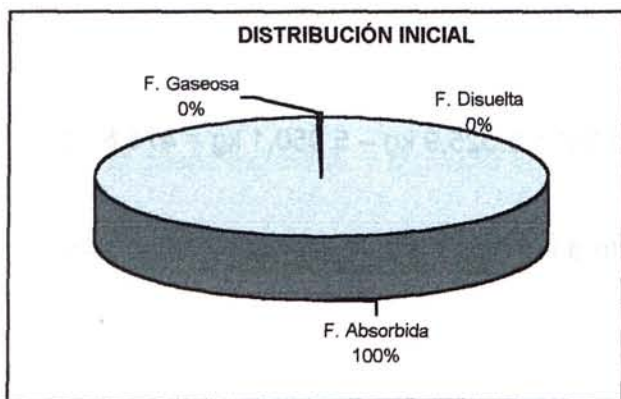
En el siguiente cuadro se encuentra la correspondencia de la fase de contaminación existente inicial y el procesos de eliminación asociado:

**Tabla VII.179: Balance entre hidrocarburos iniciales y eliminados**

Parámetro	HC INICIALES		HC ELIMINADOS		Parámetro
	Kg	%	Kg	%	
Masa HC en suelos	5.515,2	99,8	2.212,5	44,0	Masa HC biodegradados
Masa HC disueltos	2,2	0,04	24,1	0,5	Masa HC extraídos disueltos
Masa HC vapor	8,5	0,2	2.794,0	55,5	Masa HC volatilizados
<b>TOTAL</b>	<b>5.525,9</b>	<b>100</b>	<b>5.030,6</b>	<b>100</b>	<b>TOTAL</b>

Los siguientes gráficos representan el porcentaje de cada uno de los parámetros representados, es decir, la masa de hidrocarburos existentes en el subsuelo respecto a los procesos de eliminación conexos.

**Fig. VII.119: Distribución inicial y distribución de la eliminación de la contaminación**





El balance global de la descontaminación nos ha indicado que existe una diferencia muy pequeña, 8,6 %, entre la cuantificación de la contaminación inicial y de cuantificación de la descontaminación producida.

En las tablas siguientes está recogida la evolución de tanto de la disminución de la contaminación presente en el medio como el incremento de los hidrocarburos eliminados a lo largo del tiempo del tratamiento de descontaminación:

**Tabla VII.180: Contaminación existente en el subsuelo a lo largo del tratamiento**

TIPO DE FASE			TIEMPO TRATAMIENTO (días)				
			Inicio	35 días	75 días	140 días	final
Contaminación Existente	F. Absorbida	Kg	5.515,2	2.872,5	1.056,2	268,0	18,2
	F. Disuelta	Kg	2,22	0,26	0,01	0,003	0,001
	F. Gaseosa	Kg	8,5	14,2	22,5	14,8	5,1
	MASA TOTAL EXISTENTE	Kg	<b>5.525,9</b>	<b>2.887,0</b>	<b>1.078,7</b>	<b>282,8</b>	<b>23,3</b>

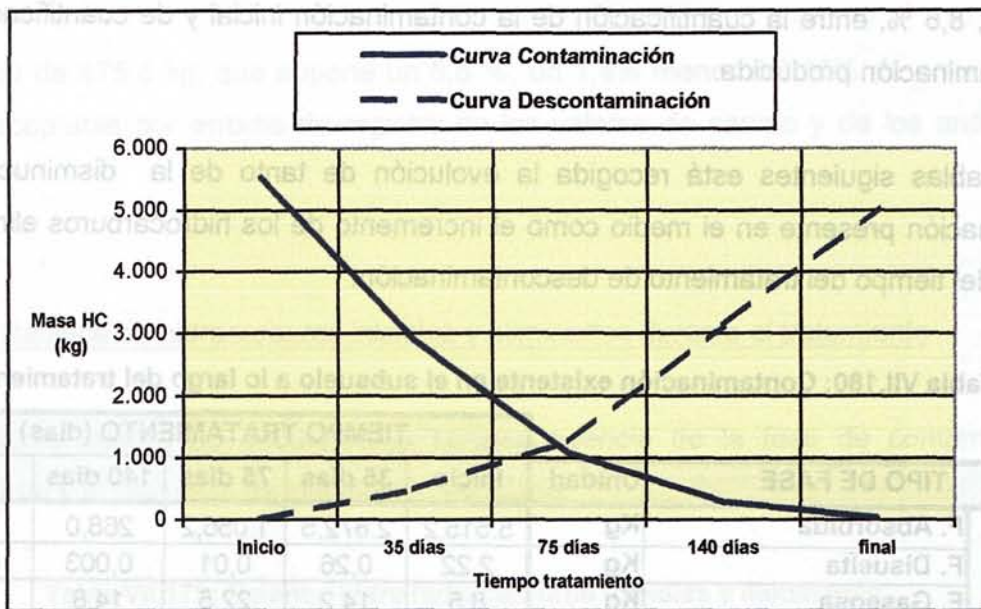
**Tabla VII.181: Contaminación eliminada en el subsuelo a lo largo del tratamiento**

TIPO DE ELIMINACIÓN			TIEMPO TRATAMIENTO (días)				
			Inicio	35 días	75 días	140 días	final
Contaminación Eliminada	Volatilización	Kg	0,0	451,9	709,2	1097,0	535,9
	Ext. F. Disuelta	Kg	0,0	21,1	1,5	1,5	0,0
	Biodegradación	Kg	0,0	12,1	72,6	759,1	1368,7
	MASA TOTAL ELIMINADA	Kg	<b>0,0</b>	<b>485,1</b>	<b>1.268,4</b>	<b>3.126,0</b>	<b>5.030,6</b>

Con estos resultados se indica que a medida que se producen los procesos de descontaminación que tienen lugar, la contaminación o la masa de hidrocarburos presentes en el suelo va disminuyendo, hasta hacerse prácticamente nula (19,7 kg) al final del tratamiento, lo que indica la eficacia del mismo.

En el siguiente gráfico de evolución se observa como la curva de descontaminación aumenta en el tiempo en detrimento de la curva de contaminación:

Fig. VII.120: Curvas de evolución de la contaminación-descontaminación



TIPO DE ELIMINACIÓN	Unidad	TIEMPO TRATAMIENTO (días)			
		Inicio	35 días	75 días	140 días
Volatilización	Kg	0.0	451.9	709.2	1097.0
Extr. F. Disuelta	Kg	0.0	21.1	1.5	1.5
Biodegradación	Kg	0.0	12.1	72.6	759.1
<b>MASA TOTAL ELIMINADA</b>	<b>Kg</b>	<b>0.0</b>	<b>485.1</b>	<b>783.3</b>	<b>1857.6</b>

MASA TOTAL EXISTENTE Kg	
2.525 a	2.387,0
1.078,7	282,8
23,3	

En el siguiente gráfico de evolución se observa como la curva de descontaminación aumenta en el tiempo en detrimento de la curva de contaminación. En el siguiente gráfico de evolución se observa como la curva de descontaminación aumenta en el tiempo en detrimento de la curva de contaminación. En el siguiente gráfico de evolución se observa como la curva de descontaminación aumenta en el tiempo en detrimento de la curva de contaminación.

## VII.6. TASA DE ELIMINACIÓN REAL

Tal y como se ha explicado en el Apdo. VII.3. los procesos de descontaminación o eliminación que han tenido lugar (volatilización, extracción de fase libre, biodegradación y extracción de fase disuelta) pueden seguir dos tipos de modelo de comportamiento:

- 1<sup>er</sup> modelo de eliminación: la eliminación es superior o máxima al principio del tratamiento (función monótona decreciente).
- 2<sup>o</sup> modelo de eliminación: la eliminación es superior o máxima al final del tratamiento (función monótona creciente).

La pendiente de la recta en ambos modelos se corresponderá con el **coeficiente de eliminación**, es decir, la masa eliminada por unidad de tiempo. Ambos modelos siguen una cinética de la reacción de primer orden, y se corresponden con las expresiones lineales siguientes:

$$M_E = M_0 e^{-k_E t}$$

Donde:

$M_E$	=	Masa eliminada
$M_0$	=	Masa inicial
$k_E$	=	Tasa de eliminación
$t$	=	Tiempo de tratamiento

y donde la **tasa de eliminación** se define como:

$$k_E = - \frac{\text{Ln } M_0 / M_E}{t}$$

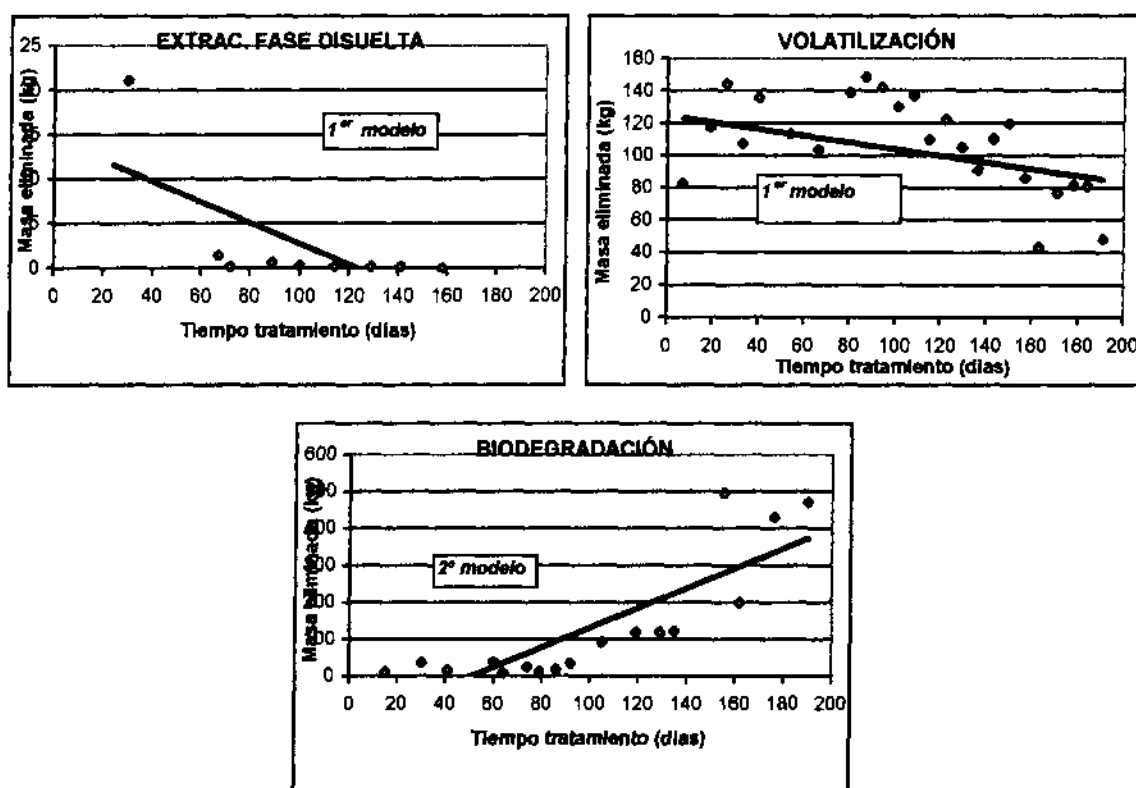
Conocida la tasa de eliminación producida para cada proceso de eliminación podemos conocer el **tiempo de limpieza real** para un porcentaje de eliminación determinado. El tiempo de limpieza real deriva de la expresión:

$$\text{Tiempo de limpieza } (T_L) = 1/k_E \times \text{Ln } M_0 / M_E$$

En Apdo. VII.5.4 Balance de masas se detalla la cantidad de hidrocarburos eliminados por cada uno de los procesos de descontaminación investigados y que han tenido lugar y la evolución de dichos procesos con el tiempo. De este modo se ha expuesto como la masa de hidrocarburos eliminados por volatilización se incrementan el primer mes del tratamiento para luego descender de forma paulatina hasta el final; como los hidrocarburos eliminados por extracción de la fase disuelta tienen el máximo de productividad al principio de tratamiento para luego descender; y como, los procesos de biodegradación comienzan lentamente para incrementarse desde la mitad hasta el final del tratamiento.

A partir de las tablas donde se especifican la masa de hidrocarburos eliminados con el tiempo de tratamiento (Tabla VII.170, VII.171, VII.174) se han dispuesto los gráficos de evolución que definen los modelos de eliminación:

Fig. VII.121: Curvas de evolución masa eliminada – tiempo para cada proceso de eliminación



Por consiguiente, se han catalogado los procesos de descontaminación estudiados según el modelo de eliminación que se asemejen, obteniéndose que los procesos de extracción de la fase disuelta y los procesos de volatilización se ajustan al primer modelo de eliminación, y los procesos de biodegradación, al segundo modelo.

**Tabla VII.182: Clasificación de los procesos de descontaminación según el modelo de eliminación**

1 <sup>er</sup> MODELO ELIMINACIÓN	2 <sup>o</sup> MODELO ELIMINACIÓN
- Extracción fase disuelta	- Biodegradación
- Volatilización	

## VII.6.1. Coefficientes y tasas de descontaminación

### VII.6.1.1. Tasa de volatilización

La tasa de volatilización expresa la evaluación de los procesos de volatilización que han tenido lugar como consecuencia de la extracción de vapores y la inyección de aire.

Conocida la masa de hidrocarburos volatilizados en el tiempo (tabla VII.170) se calcula tasa de volatilización y el coeficiente de volatilización originados.

#### VII.6.1.1.1. Coefficiente de volatilización

El **coeficiente de volatilización ( $R_v$ )** se define como la cantidad de hidrocarburos que son volatilizados por unidad de tiempo. En este caso:

$$\text{Coeficiente de Volatilización } (R_v) = \frac{\text{Masa HC volatilizados}}{\text{Tiempo tratamiento}} = \text{Kg/día}$$

El coeficiente de volatilización nos da una idea de la masa de hidrocarburos que se han volatilizado al día, y la variación de los procesos de volatilización que han tenido lugar a lo largo del tiempo de tratamiento, en este caso durante la extracción de vapores y la inyección de aire.

Para calcular el coeficiente de volatilización empleamos la masa de hidrocarburos volatilizada (calculada teniendo en cuenta el caudal de extracción de aire y la concentración de TPH en el aire extraído) mostrada Apdo. VII.5.4.2.1.

Los hidrocarburos totales volatilizadores ascendieron a 2.794 kg, que divididos entre los 191 días en que duró el sistema de tratamiento, resulta un coeficiente de tratamiento de 14,5 kg/día, es decir:

$$\text{Coef. Volatilización}_{\text{global}} = \frac{2.794}{191} = 14,6 \text{ Kg/día}$$

El coeficiente de volatilización definido para cada semana de tratamiento, se representa en la siguiente tabla:

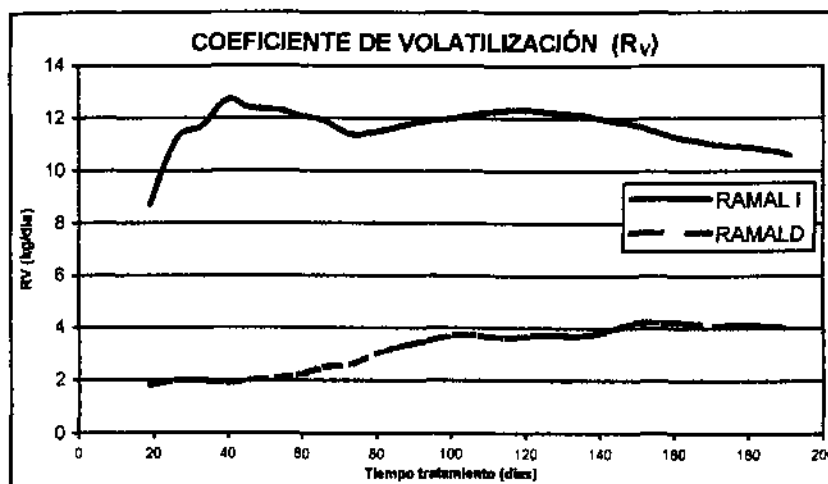
Tabla VII.183: Coeficiente de volatilización ( $R_v$ )

FECHA	DIA DE TRATAMIENTO	Caudal ext. aire (m <sup>3</sup> /h)		TPH gas ext. (mg/m <sup>3</sup> )		MASA HC VOLATILIZADOS (Kg)		COEF. EXTRACCIÓN ( $R_v$ ) (Kg/día)	
		I	D	I	D	I	D	RAMAL I	RAMAL D
12-jul	7	163,0	189,8	2.473,0	462,0	67,7	14,7	9,7	2,1
24-jul	19	159,8	181,1	2.114,1	387,7	97,3	20,2	8,7	1,8
31 jul.	26	158,0	178,3	4.801,0	569,0	127,4	17,0	11,2	2,0
7 ago.	33	157,4	170,0	3.563,3	461,8	94,2	13,2	11,7	2,0
14 ago.	40	163,7	170,9	4.483,8	439,2	123,3	12,6	12,7	1,9
20 ago.	46	165,1	173,0	2.580,3	554,3	61,3	13,8	12,4	2,0
28 ago.	54	162,5	173,1	2.920,5	675,5	91,1	22,5	12,3	2,1
2 sep.	59	177,6	170,8	2.498,0	721,3	53,2	14,8	12,1	2,2
9 sep.	66	153,4	167,8	2.609,0	1.302,3	67,2	36,7	11,9	2,5
16 sep.	73	154,4	190,6	1.857,5	799,5	48,2	25,6	11,4	2,6
23 sep.	80	155,3	175,9	3.423,5	1.673,5	89,3	49,5	11,5	3,0
30 sep.	87	143,7	190,0	4.100,0	1.568,0	99,0	50,1	11,7	3,3
7 oct.	94	159,2	187,5	3.720,8	1.355,8	99,5	42,7	11,9	3,5
14 oct.	101	165,3	194,3	3.341,5	1.143,5	92,8	37,3	12,0	3,7
21 oct.	108	218,0	182,5	2.962,3	931,3	108,5	28,6	12,2	3,7
28 oct.	115	198,3	125,8	2.772,6	825,2	92,4	17,4	12,3	3,6
4 nov.	122	207,5	206,5	2.603,5	907,0	90,8	31,5	12,3	3,7
11 nov.	129	208,3	214,3	2.149,3	840,0	75,2	30,2	12,2	3,7
18-nov	136	216,5	226,5	1.695,0	773,0	61,7	29,4	12,1	3,7
25-nov	143	200,0	237,5	1.754,5	1.284,0	59,0	51,2	11,9	3,9
2-dic	150	170,0	227,5	1.795,0	1.795,0	51,3	68,6	11,7	4,2
9-dic	157	185,0	215,0	1.504,0	1.078,0	46,7	38,9	11,4	4,2
15-dic	163	181,7	221,7	1.194,0	361,0	31,2	11,5	11,2	4,2
23-dic	171	181,7	221,7	1.584,5	507,8	55,3	21,6	11,0	4,1
30-dic	178	208,0	225,0	1.626,3	654,5	56,8	24,7	10,9	4,1
5-ene	184	218,0	210,0	1.667,0	948,0	52,3	28,7	10,8	4,1
12-ene	191	210,0	275,0	833,0	405,0	29,4	18,7	10,6	4,0
								<b>Media</b>	<b>11,6</b>
								<b>Global</b>	<b>14,7</b>

El coeficiente de volatilización para el ramal I fue de 11,6 Kg/día, mayor que el del ramal D, con sólo 3,2 kg/día. El global entre ambos da un total de 14,7 Kg/día. Valor similar al calculado dividiendo la masa global entre el número de días de tratamiento, que resultaba 14,6 kg/día.

En el gráfico siguiente se representa la evolución del coeficiente de volatilización en el tiempo:

Fig. VII.122: Evolución del coeficiente de volatilización con el tiempo



En el gráfico se observa como el coeficiente de volatilización del ramal I producido al día se incrementa de forma muy rápida. El comportamiento del ramal I es diferente al obtenido en el ramal D, ya que este primero asciende de forma espectacular en pocos días hasta alcanzar un pico de 12,7 kg/día, para luego mantenerse hasta el final del tratamiento más o menos constante en un descenso muy moderado. Esta evolución ascendente del ramal I perduró solamente hasta los 40 días de tratamiento aproximadamente, momento a partir del cual comenzó a descender de forma muy leve, hasta mantenerse prácticamente constante en unos 12,3 Kg/día y finalizando en 10,6 kg/día.

Sin embargo, el ramal D, se incrementa de forma suave, con una evolución ascendente a lo largo de todo el tiempo de tratamiento, alcanzándose el máximo al final del mismo, con un coeficiente de volatilización de 4,2 kg/día.

VII.6.1.1.2. Tasa de volatilización

La **tasa volatilización ( $K_v$ )** se define como la pendiente de la recta entre el logaritmo de la concentración inicial de TPH existente en el suelo y la variación de la concentración de la misma, por volatilización, a lo largo del tiempo de tratamiento, es decir,

$$\text{Tasa volatilización } (K_v) = \frac{\text{Ln } M_0 / M_y}{\text{Tiempo tratamiento}} = \text{días}^{-1}$$

Se ha considerado como masa de hidrocarburos eliminados por cada ramal, siendo de 2.022,2 kg en el ramal I y de 771,8 kg en el ramal D (Apdo. VI.3) y la masa de hidrocarburos volatilizada a lo largo del tiempo de tratamiento expuesta en la tabla VII.170.

A priori la volatilización se corresponde con el primer modelo de eliminación. La tasa de volatilización se indica en la tabla siguiente:

Tabla VII.184: Tasa de volatilización ( $K_v$ )1<sup>er</sup> modelo eliminación

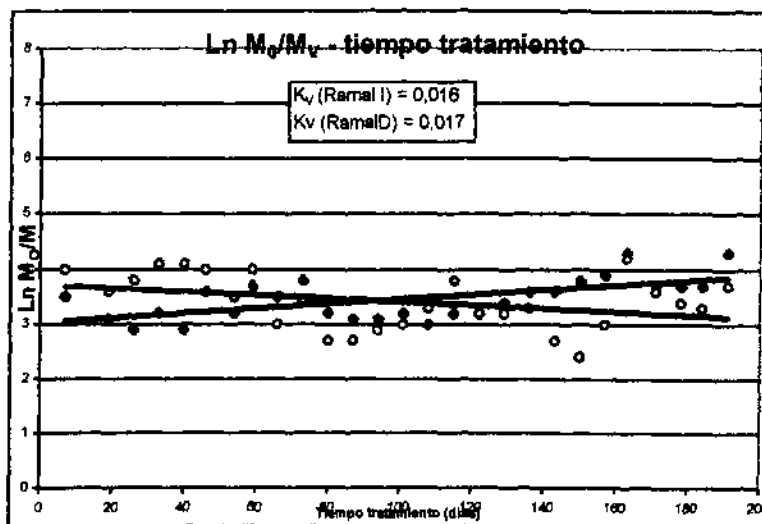
FECHA	DIA DE TRATAMIENTO	MASA VOLATILIZADA (kg)		$M_0/M_y$		Ln ( $M_0/M_y$ )		$K_v$ (día <sup>-1</sup> )	
		D	I	D	I	D	I	D	I
12-jul	7	32,8	52,4	3,5	4,0	0,499	0,566	32,8	52,4
24-jul	19	22,8	38,2	3,1	3,6	0,165	0,192	22,8	38,2
31 jul.	26	17,4	45,3	2,9	3,8	0,110	0,147	17,4	45,3
7 ago.	33	23,6	58,5	3,2	4,1	0,096	0,123	23,6	58,5
14 ago.	40	18,0	61,2	2,9	4,1	0,072	0,103	18,0	61,2
20 ago.	46	36,2	55,9	3,6	4,0	0,078	0,087	36,2	55,9
28 ago.	54	24,4	34,4	3,2	3,5	0,059	0,066	24,4	34,4
2 sep.	59	41,8	52,2	3,7	4,0	0,063	0,067	41,8	52,2
9 sep.	66	33,1	21,0	3,5	3,0	0,053	0,046	33,1	21,0
16 sep.	73	46,1	30,2	3,8	3,4	0,052	0,047	46,1	30,2
23 sep.	80	24,9	15,6	3,2	2,7	0,040	0,034	24,9	15,6
30 sep.	87	22,5	15,4	3,1	2,7	0,036	0,031	22,5	15,4
7 oct.	94	22,3	18,1	3,1	2,9	0,033	0,031	22,3	18,1
14 oct.	101	24,0	20,7	3,2	3,0	0,031	0,030	24,0	20,7
21 oct.	108	20,5	27,0	3,0	3,3	0,028	0,031	20,5	27,0
28 oct.	115	24,1	44,3	3,2	3,8	0,028	0,033	24,1	44,3
4 nov.	122	24,5	24,5	3,2	3,2	0,026	0,026	24,5	24,5
11 nov.	129	29,6	25,5	3,4	3,2	0,026	0,025	29,6	25,5
18-nov	136	36,1	26,2	3,6	3,3	0,026	0,024	36,1	26,2
25-nov	143	37,7	15,1	3,6	2,7	0,025	0,019	37,7	15,1
2-dic	150	43,4	11,3	3,8	2,4	0,025	0,016	43,4	11,3



9-dic	157	47,6	19,8	3,9	3,0	0,025	0,019	47,6	19,8
15-dic	163	71,2	67,0	4,3	4,2	0,026	0,026	71,2	67,0
23-dic	171	40,2	35,7	3,7	3,6	0,022	0,021	40,2	35,7
30-dic	178	39,1	31,2	3,7	3,4	0,021	0,019	39,1	31,2
5-ene	184	42,5	26,9	3,7	3,3	0,020	0,018	42,5	26,9
12-ene	191	75,6	41,3	4,3	3,7	0,023	0,019	75,6	41,3
<b>Media</b>								<b>0,063</b>	<b>0,069</b>
<b>Pendiente</b>								<b>0,016</b>	<b>0,017</b>

La tasa de volatilización se ha calculado para cada uno de los ramales, ya que cada ramal funcionó con sus propias características, el ramal I presenta una tasa de volatilización de 0,016 días<sup>-1</sup> y el ramal d de 0,017 días<sup>-1</sup>. La tasa de volatilización,  $K_v$  se corresponde realmente con la pendiente de las rectas, sin embargo, se ha calculado también la media de ambas:

Fig. VII.123:  $\ln M_0/M_t$  - tiempo tratamiento en Ramal I y Ramal D



La tendencia del ramal D es asemejarse al 2º modelo de eliminación en vez del al primero, observación que se corrobora con el hecho de que dicho ramal tuvo un comportamiento un tanto anómalo, resultando la mayor productividad de la eliminación por volatilización al final del tratamiento, y no al principio como cabe esperar. Sin embargo, dada la mayor identidad en la eliminación del ramal I frente al D (2.022, kg frente a 771,8 kg), se considera que la volatilización producida en el campo de pruebas nº 2 sigue el primer modelo de eliminación.

Como se observa en las curvas, la cinética de la reacción es de primer orden, cuya expresión lineal sería según el 2º modelo de eliminación:

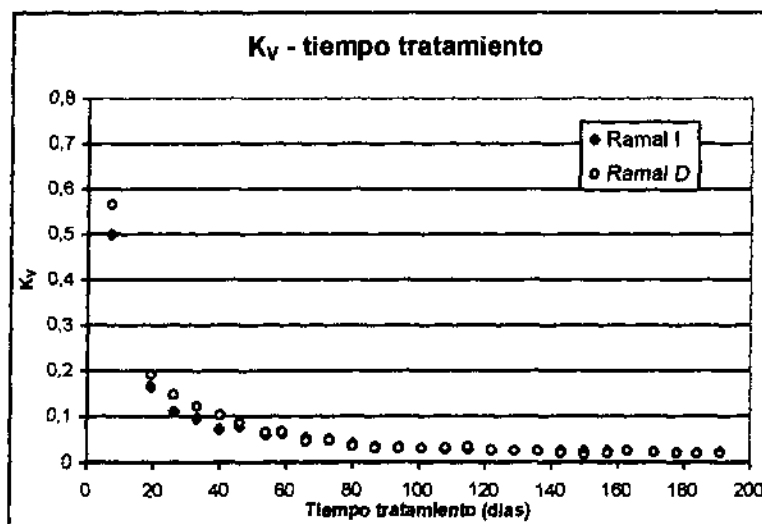
$$M_v = M_0 \cdot e^{-kt}$$

$$M_v = 2.022,2 \times e^{-0,016t} \quad \text{para el ramal I}$$

$$M_v = 771,8 \times e^{-0,017t} \quad \text{para el ramal D}$$

La curva que representa la tasa de volatilización global respecto al tiempo de tratamiento se representa en el gráfico siguiente:

Fig. VII.124: Coeficiente volatilización ( $K_v$ )- tiempo tratamiento en Ramal I y Ramal D

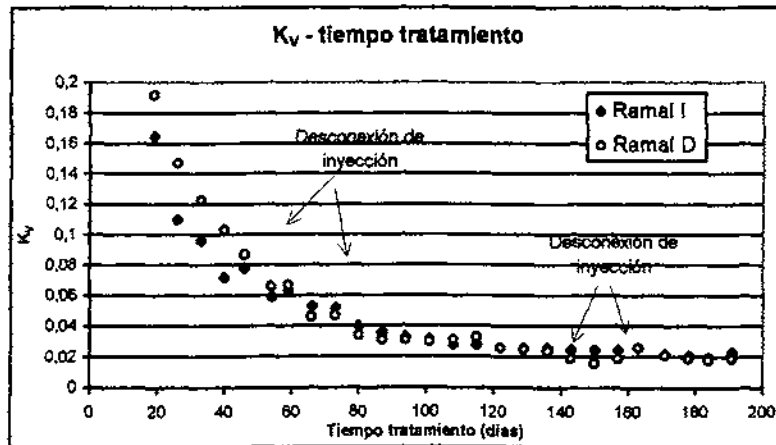


En la curva se observa como la tasa de volatilización disminuye en el tiempo hasta los 80 días aproximadamente, momento en que se estabiliza, descendiendo de forma muy gradual.

Es decir, al principio del tratamiento, se produjo una volatilización muy intensa, que coinciden con la extracción de una gran masa de hidrocarburos mediante este proceso, hasta que los procesos de volatilización comienzan a disminuir debido a que la masa de hidrocarburos absorbidos disminuyen en el suelo. Estos procesos se encuentran especificados en la figura VII.114 del Apdo. VII.5.4.1.2 que muestra la distribución de la contaminación en las diferentes fases en el tiempo.

Se observa también un ligera disminución de la tasa de volatilización entre los 150 y los 160 días, momento que coincide con que la inyección de aire se encontraba desconectada. En el siguiente gráfico se especifican los acontecimientos relacionados con la evolución de la tasa de volatilización:

Fig. VII.125: Acontecimientos relacionados con la evolución de la tasa de volatilización



### VII.6.1.2. Tasa de biodegradación

La tasa de biodegradación indica la tasa de crecimiento de las poblaciones bacterias en el medio y por consiguiente, por acción de su metabolismo, de los procesos de biodegradación de los hidrocarburos. La tasa de crecimiento en los procesos de biodegradación siguen el *modelo de Monod*, en el cual la tasa de crecimiento específica se expresa como:

$$\text{Tasa crecimiento } (r_d) = \left( \frac{\gamma_{\max} C}{K_s + C} - K_d \right) \times X$$

$$\text{Tasa crecimiento } (r_d) = \frac{\gamma_{\max} C}{K_s + C}$$

$r_d$  = Tasa crecimiento específica ( días<sup>-1</sup>)

$\gamma_{\max}$  = Tasa crecimiento específica ( días<sup>-1</sup>)

$K_d$  = coeficiente energético (días<sup>-1</sup>)

$C$  = Concentración del sustrato (mg/l)

$K_s$  = coeficiente de saturación (mg/l)

$X$  = Concentración celular por litro de agua subterránea (mg células / litro agua)

La tasa de crecimiento bacteriano se representa por la tasa de biodegradación ( $K_B$ ):

$$K_B = - \frac{\ln C_0/C}{t}$$

La biorrecuperación de aguas y suelos en un proceso discontinuo ya que se ve afectado por multitud de parámetros que afectan directamente en el crecimiento de los microorganismos (variaciones temperatura, disponibilidad de oxígeno, de nutrientes, etc.).

En los trabajos de investigación se registró tanto la concentración de CO<sub>2</sub>, como la de metano. La concentración de dióxido de carbono, como ya se ha indicado en apartados anteriores, es un indicador de los procesos de biodegradación de tipo aerobio, y se utiliza de forma directa para conocer la masa de hidrocarburos biodegradados. Sin embargo, el metano, es un indicador de procesos de biodegradación de tipo anaerobio, ya que es un subproducto de la respiración anaerobia.

La concentración de metano (Apdo. VI.2.2.3., tabla VI. 121), disminuye de forma muy notable a los pocos días de haber comenzado la extracción del aire en el suelo, hasta desaparecer los 100 días. Esta evolución representa la desaparición de las condiciones anaerobias que pudieran haber existido en determinados puntos del subsuelo a favor de las condiciones aerobias por los aportes de oxígeno introducidos en el medio.

Para estudiar la evolución de los procesos de biodegradación es necesario, establecer cual es el coeficiente de biodegradación (R<sub>B</sub>) y la tasa de biodegradación (K<sub>B</sub>) acontecida.

#### VII.6.1.2.1. Coeficiente de biodegradación

El **coeficiente de biodegradación (R<sub>B</sub>)** expresa la cantidad de hidrocarburos que son biodegradados por unidad de tiempo, es decir:

$$\text{Coeficiente de Biodegradación}(R_B) = \frac{\text{Masa HC biodegradados}}{\text{Tiempo tratamiento}} = \text{Kg/día}$$

El coeficiente de volatilización nos da una idea de los hidrocarburos que son biodegradados al día, y la variación de los procesos de biodegradación que han tenido lugar a lo largo del tiempo de tratamiento.

Para calcular el coeficiente de biodegradación utilizamos la masa de hidrocarburos biodegradada, -calculada teniendo en cuenta la producción de dióxido de carbono- mostrada en la tabla VII. 174 del Apdo. VII.5.4.2.3.

Los hidrocarburos totales biodegradados ascendieron a un total de 2.212,6 kg, que divididos entre los 191 días de tratamiento resulta un coeficiente de biodegradación de 11,5 kg/día, es decir:

$$\text{Coef. Biodegradación}_{\text{global}} = \frac{2.212,6}{191} = 11,5 \text{ kg/día}$$

Ahora bien, si consideramos que los procesos de biodegradación sea a partir de los 30 días en el ramal I y los 60 en el ramal D (45 días de media), es decir, durante 146 días:

$$\text{Coef. Biodegradación}_{\text{global}} = \frac{2.212,6}{146} = 15,15 \text{ kg/día}$$

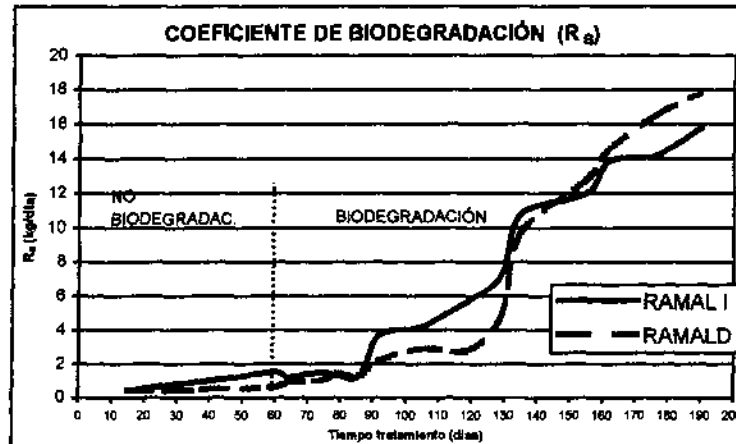
El coeficiente de biodegradación se encuentra recogido en la siguiente tabla:

Tabla VII.185: Coeficiente de biodegradación (R<sub>B</sub>)

FECHA	Nº día de tratamiento días	Masa Hidrocarburos biodegradados	Masa Hidrocarburos biodegradados	COEFICIENTE BIODEGRADACIÓN R <sub>B</sub>	
		Ramal I	Ramal D	Ramal I	Ramal D
		kg	Kg	Kg/día	Kg/día
20/07/98	15	5,4	6,3	0,4	0,4
4/08/98	30	24,2	11,7	0,8	0,4
15/08/98	41	10,6	5,2	1,0	0,5
3/09/98	60	28,2	10,9	1,5	0,6
7/09/98	64	4,7	3,6	1,2	0,9
17/09/98	74	15,3	10,2	1,5	1,0
22/09/98	79	6,3	6,8	1,3	1,4
29/09/98	86	9,4	9,4	1,3	1,3
5/10/98	92	22,5	13,1	3,7	2,2
18/10/98	105	54,7	38,2	4,2	2,9
1/11/98	119	80,1	38,5	5,7	2,8
11/11/98	129	71,6	47,8	7,2	4,8
17/11/98	135	64,6	58,0	10,8	9,7
7/12/98	155	239,5	255,5	12,0	12,8
14/12/98	162	97,1	102,4	13,9	14,6
28/12/98	176	198,2	231,4	14,2	16,5
12/01/99	190	221,2	249,6	15,8	17,8
			<b>Media</b>	5,7	5,3
			<b>Global</b>	11,0	

El coeficiente de biodegradación en el ramal I fue superior al del ramal D, con un total de 5,7 kg/día respecto a 5,3 kg/día. La suma de ambos de aun total de 11,0 kg/día, resultado muy similar al obtenido dividiendo la masa total biodegradada por el tiempo de biodegradación (11,5 kg/día). El gráfico siguiente se observa la evolución del coeficiente de biodegradación:

Fig. VII.128: Evolución del coeficiente de biodegradación con el tiempo



Considerando que para que existan procesos de biodegradación, la producción de CO<sub>2</sub> debe ser superior a 250-300 ppm, que se corresponde con un coeficiente superior a 1,0 kg/día aproximadamente.

En el gráfico se observa como el coeficiente de biodegradación comienza a desarrollarse en el ramal I a partir de los 30 días de tratamiento, momento en el que el coeficiente se sitúa en 1,0 Kg/día aproximadamente; sin embargo, el ramal D se acrecienta unos días más tarde a partir, a los 60 días.

En ambos ramales, dicho coeficiente se incrementa de forma suave hasta los 100 días, momento en el cual se acentúa de manera más rápida en ambos hasta alcanzar el máximo al final del tratamiento, de 15,8 kg/día en el ramal I y de 17,8 kg/día en el ramal D.

VII.6.1.2.2. Tasa de biodegradación

La **tasa de biodegradación ( $K_B$ )** se define como la pendiente de la recta entre el logaritmo de la masa inicial de hidrocarburos absorbidos en el suelo ( $M_0$ ) y la masa eliminada por biodegradación ( $M_B$ ) con respecto al tiempo de tratamiento, es decir,

$$\text{Tasa de biodegradación } (K_B) = - \frac{\text{Ln } M_0 / M_B}{\text{Tiempo tratamiento}} = \text{días}^{-1}$$

La masa inicial considerada se corresponde con la masa absorbida en el suelo en el momento de producirse los procesos de biodegradación, esto es 2.872,5 kg (tabla VII.180).

Los procesos de biodegradación se corresponden al segundo modelo de eliminación. Los resultados de la tasa de biodegradación se encuentran en la siguiente tabla:

Tabla VII.186: Tasa de biodegradación ( $K_B$ )

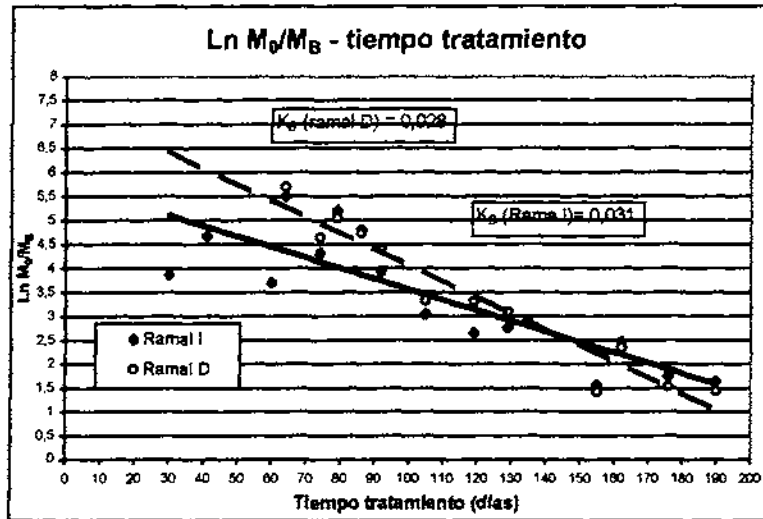
2º modelo eliminación

FECHA	DIA DE TRATAMIENTO	MASA BIODEGRADADA (kg)		$M_0/M_B$		Ln $M_0/M_B$		$K_B$ (día <sup>-1</sup> )	
		D	I	D	I	D	I	D	D
4/08/98	30	24,2	-	47,5	-	3,86	-	0,1287	-
15/08/98	41	10,6	-	108,0	-	4,68	-	0,1142	-
3/09/98	60	28,2	-	40,8	-	3,71	-	0,0618	-
7/09/98	64	4,7	3,6	244,9	299,5	5,50	5,70	0,0860	0,0891
17/09/98	74	15,3	10,2	75,2	104,9	4,32	4,65	0,0584	0,0629
22/09/98	79	6,3	6,8	182,6	156,8	5,21	5,05	0,0659	0,0640
29/09/98	86	9,4	9,4	122,6	113,6	4,81	4,73	0,0559	0,0550
5/10/98	92	22,5	13,1	51,2	81,0	3,94	4,39	0,0428	0,0478
18/10/98	105	54,7	38,2	21,0	27,9	3,05	3,33	0,0290	0,0317
1/11/98	119	80,1	38,5	14,4	27,6	2,66	3,32	0,0224	0,0279
11/11/98	129	71,6	47,8	16,1	22,3	2,78	3,10	0,0215	0,0241
17/11/98	135	64,6	58,0	17,8	18,3	2,88	2,91	0,0213	0,0216
7/12/98	155	239,5	255,5	4,8	4,2	1,57	1,43	0,0101	0,0092
14/12/98	162	97,1	102,4	11,8	10,4	2,47	2,34	0,0153	0,0145
28/12/98	176	198,2	231,4	5,8	4,6	1,76	1,53	0,0100	0,0087
12/01/99	190	221,2	249,6	5,2	4,3	1,65	1,45	0,0087	0,0076
<b>Media</b>								<b>0,047</b>	<b>0,036</b>
<b>Pendiente</b>								<b>0,031</b>	<b>0,028</b>

La tasa de biodegradación, tal y como se indicó anteriormente, se corresponde con la tasa de crecimiento bacteriano o velocidad de crecimiento bacteriano del modelo de Monod, y en

este caso, se corresponde con el segundo modelo de eliminación. La pendiente del gráfico  $\ln M_0/M_B$  respecto al tiempo de tratamiento nos indica la tasa de crecimiento específica de las células por masa de hidrocarburo biodegradado:

Fig. VII.127:  $\ln M_0/M$  - tiempo de tratamiento en Ramal I y ramal D



La cinética de la reacción es de primer orden, cuya expresión lineal es:

$$M_B = M_0 e^{-Kt}$$

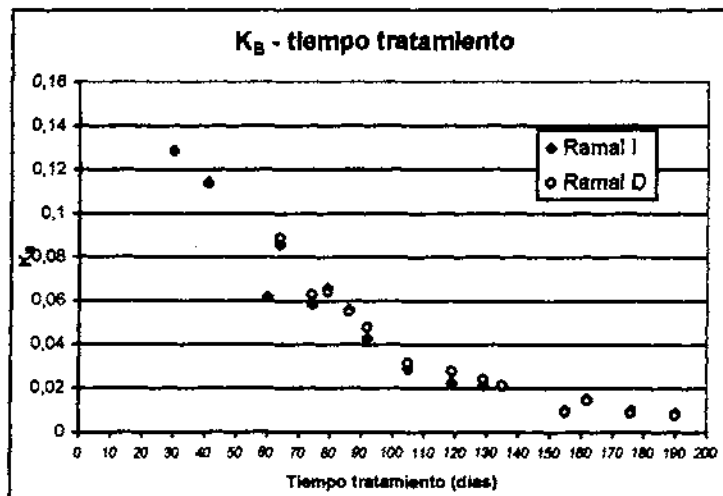
es decir:

$$M_B = 1.148,1 \times e^{-0,031 t} \quad \text{para el ramal I}$$

$$M_B = 1.064,4 \times e^{-0,028 t} \quad \text{para el ramal D}$$

La curva siguiente representa la tasa de biodegradación respecto la tiempo de tratamiento:

Fig. VII.128: Tasa de biodegradación ( $K_B$ ) - tiempo tratamiento en Ramal I y Ramal D

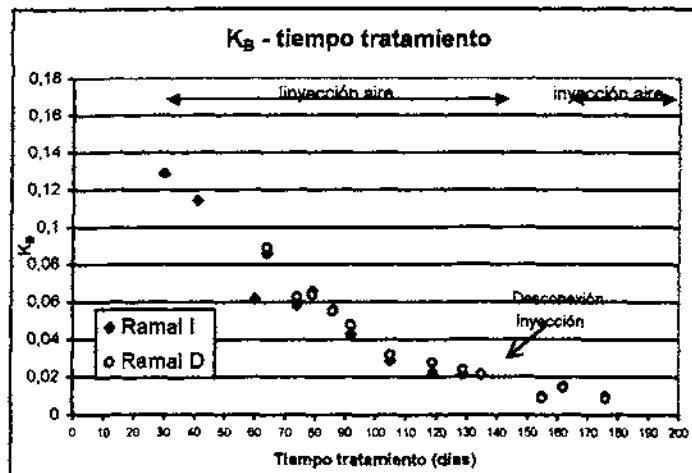




En la curva se observa como la tasa de biodegradación disminuye en el tiempo hasta los 130 días, momento a partir del cual se estabiliza, es decir, el crecimiento bacteriano es muy fuerte desde el principio del tratamiento hasta los 130 días, punto en el que los procesos de biodegradación alcanzan su máximo; llegado este momento los procesos de crecimiento bacteriano se hacen de menor identidad, disminuyendo considerablemente entre los 140 y los 150 días, momento que coincide con la desconexión de la inyección de aire.

Por tanto, el incremento de la actividad bacteriana va asociada a la inyección de aire en el suelo, y en definitiva a la mejora de las condiciones aerobias del medio, por producirse una mayor disponibilidad de oxígeno.

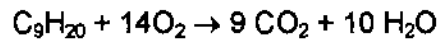
Fig. VII.129: Acontecimientos relacionados con la evolución de la tasa de biodegradación



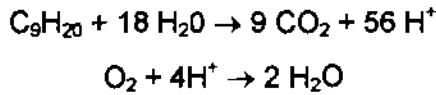
VII.6.1.2.1.1. Tasa respirométrica de oxígeno

En los procesos de biodegradación de tipo aerobio, es necesario la presencia de un medio con altas concentraciones de oxígeno disponibles, ya que éste es el aceptor de electrones más importante en los procesos metabólicos.

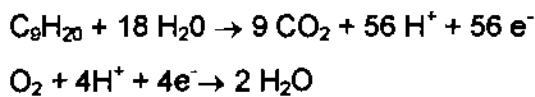
Por tanto, al producirse los procesos metabólicos en el interior de las células de los microorganismos, es necesario la presencia de un sustrato orgánico (hidrocarburo) como donador de carbono y el oxígeno como aceptor de electrones para la formación de moléculas de energía (ATP), y que dan como producto final de la respiración bacteriana, dióxido de carbono y agua. Es decir, si consideramos la molécula de nonano como sustrato orgánico al igual que en el campo de pruebas nº 1:



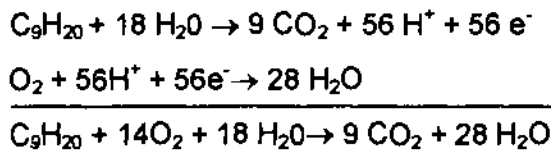
Los procesos de biodegradación son, por tanto, reacciones de oxidación-reducción y como se muestran a continuación:



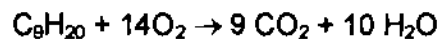
Ajustando la carga de electrones:



Por tanto:



Luego la reacción ajustada finalmente sería:



Teniendo en cuenta la energía libre de formación o entalpía ( $\Delta H^\circ$ ) de cada compuesto, calculamos la energía de formación ( $\Delta G^\circ$ ) de la reacción anterior:

$$\Delta H^\circ \text{C}_9\text{H}_{20} = -277,3 \text{ Kj/mol}$$

$$\Delta H^\circ \text{O}_2 = 0 \text{ Kj/mol}$$

$$\Delta H^\circ \text{CO}_2 = -394,4 \text{ Kj/mol}$$

$$\Delta H^\circ \text{H}_2\text{O} = -237,17 \text{ Kj/mol}$$

$$\Delta G^\circ = [9 \times (-394,4) + 10 \times (-237,17)] - [1 \times (-272,3) - 14 \times (0)] = -5.649 \text{ Kj/mol}$$

Es decir, la reacción es de tipo exotérmico, y por tanto, produce calor.

La constante de equilibrio de la reacción (K) viene definida por la ecuación:

$$AG = AG^{\circ} + RT \ln K$$

$$K = \exp \frac{-AG^{\circ}}{RT}$$

Por tanto, en tendremos :

$$K = \exp \frac{(-(-5649))}{0,082 \times (298)} = \exp (231,1) \text{ valor muy grande, que indica que el equilibrio se encuentra muy desplazado a la derecha de la reacción.}$$

Para cuantificar y valorar de una manera más eficaz los procesos de biodegradación acontecidos, se ha estudiado la tasa de respiración bacteriana que ha tenido lugar. La tasa respirométrica se refiere tanto a la tasa de utilización de oxígeno como a la tasa de producción de dióxido de carbono.

La cantidad de oxígeno disponible en el medio por los microorganismos se calcula teniendo en cuenta la cantidad de oxígeno que es inyectado en el suelo:

$$P_m \text{ aire} = 28,97 \text{ gr/mol aire}$$

$$1 \text{ mol aire} = 22,4 \text{ litros}$$

$$\text{Concentración de oxígeno en el aire atmosférico: } 20,93\%$$

$$\text{Masa}_{\text{oxígeno aire atmosf.}} = \frac{28,97 \text{ gr/mol} \times 20,93\%}{100\%} = 6,063 \text{ gr/mol en } 22,4 \text{ l de aire}$$

Luego en 1 metro cúbico de aire:

$$\text{Masa}_{\text{oxígeno}} = \frac{6,063 \text{ gr} \times 1000 \text{ l}}{22,4 \text{ l}} = 270,67 \text{ gr/m}^3 \text{ de oxígeno}$$

$$\text{Masa}_{\text{oxígeno inyectada}} = \text{Caudal}_{\text{aire inyectado}} (\text{m}^3/\text{h}) \times \text{N}^{\circ} \text{ días} \times 24 \text{ h} \times 270,67 \text{ gr/m}^3 = \text{gramos}$$

Como el caudal de inyección medio en el campo de pruebas fue de 31,27 m<sup>3</sup>/h por pozo en el primer periodo de inyección, de 35,71 m<sup>3</sup>/h en el segundo, y de 36,05 m<sup>3</sup>/h por pozo en el tercer periodo, la masa de oxígeno inyectada según los periodos de inyección fue:

- Primer periodo, desde el 14 de julio al 12 de agosto de 1998 (24 días), inyectando en los 4 pozos cortos:

$$\text{Masa oxígeno inyectado} = 31,27 \text{ m}^3/\text{h} \times 4 \text{ pozos} \times 26 \text{ días} \times 24 \text{ h} \times 270,67 \text{ gr/m}^3 = 21.125.771,8 \text{ gr} = 21.125,7 \text{ kg}$$

- Segundo periodo, desde el 14 de septiembre de 1998 hasta el 2 de diciembre de 1998, (79 días), inyectando en los 4 pozos cortos:

$$\text{Masa oxígeno inyectado} = 35,71 \text{ m}^3/\text{h} \times 4 \text{ pozos} \times 79 \text{ días} \times 24 \text{ h} \times 270,67 \text{ gr/m}^3 = 73.304.105 \text{ gr} = 73.304,1 \text{ kg.}$$

- Tercer periodo, desde el 10 de diciembre de 1998 hasta el 12 de enero de 1999, (33 días), inyectando en los 4 pozos cortos:

$$\text{Masa oxígeno inyectado} = 36,05 \text{ m}^3/\text{h} \times 4 \text{ pozos} \times 33 \text{ días} \times 24 \text{ h} \times 270,67 \text{ gr/m}^3 = 31.298.113,4 \text{ gr} = 31.298,1 \text{ kg}$$

En el Anejo V se encuentra una tabla en la que se expone el volumen de aire inyectado durante los periodos de inyección y la cantidad de oxígeno que fue inyectado, cuya masa ascendió a 123.179 kg (805,1 kg/día). Al inyectar aire en el suelo también se está inyectando una pequeña masa de dióxido de carbono en el mismo, cuya cantidad fue de 80,0 kg (0,5 kg/día), esta cantidad se considera despreciable a efectos de calculo.

Para conocer la cantidad de oxígeno que ha sido consumido por biodegradación es necesario contabilizar la masa de hidrocarburos biodegradados:

$$\text{Masa total biodegradada} = 2.212,5 \text{ kg}$$

$$\text{Oxígeno consumido} = \frac{(14 \text{ mol } O_2 \times 0,032 \text{ kg}) \times 2.212,5 \text{ kg}}{1 \text{ mol } C_9H_{20} \times 0,128 \text{ kg}} = 7.743,7 \text{ kg}$$

Por tanto, conociendo el volumen de aire inyectado, la masa de oxígeno inyectado (o disponible) y la masa de hidrocarburos biodegradados, se establece la cantidad de oxígeno que ha sido consumido y la cantidad de oxígeno excedente.

Tabla VII.187: Masa de oxígeno consumido

Ramal I

FECHA	TIEMPO TRATAM.	HC BIODEGRAD.		OXIGENO INYECTADO		OXÍGENO CONSUMIDO			OXIGENO EXCEDENTE	
	días	Kg	Kg/día	Kg	Kg/día	Kg/día	Kg	%/día	Kg/día	Kg
04/08/98	30	24,2	0,8	10751,0	358,4	2,8	84,8	20,7	355,5	10666,2
15/08/98	41	10,6	1,0	9731,1	884,6	3,4	37,3	20,7	881,3	9693,8
03/09/98	60	28,2	1,5	17493,9	920,7	5,2	98,7	20,5	915,5	17395,2
07/09/98	64	4,7	1,2	3637,8	909,5	4,1	16,4	20,6	905,3	3621,4
17/09/98	74	15,3	1,5	9094,5	909,5	5,4	53,5	20,5	904,1	9041,0
22/09/98	79	6,3	1,3	4644,7	928,9	4,4	22,0	20,6	924,5	4622,7
29/09/98	86	9,4	1,3	6561,0	937,3	4,7	32,8	20,6	932,6	6528,2
05/10/98	92	22,5	3,7	5456,7	909,5	13,1	78,6	19,9	896,3	5378,1
18/10/98	105	54,7	4,2	12082,0	929,4	14,7	191,4	19,8	914,7	11890,6
01/11/98	119	80,1	5,7	13043,9	931,7	20,0	280,5	19,4	911,7	12763,4
11/11/98	129	71,6	7,2	9158,2	915,8	25,0	250,5	19,0	890,8	8907,7
17/11/98	135	64,6	10,8	5949,9	991,7	37,7	226,2	18,0	953,9	5723,7
07/12/98	155	239,5	12,0	18316,3	915,8	41,9	838,2	17,7	873,9	17478,1
14/12/98	162	97,1	13,9	6410,7	915,8	48,5	339,8	17,2	867,3	6070,9
28/12/98	176	198,2	14,2	12821,4	915,8	49,5	693,6	17,1	866,3	12127,8
12/01/99	190	221,2	15,8	13737,3	981,2	55,3	774,2	16,7	925,9	12963,1

Ramal D

FECHA	TIEMPO TRATAM.	HC BIODEGRAD.		OXIGENO INYECTADO		OXÍGENO CONSUMIDO			OXIGENO EXCEDENTE	
	días	Kg	Kg/día	Kg	Kg/día	Kg/día	Kg	%/día	Kg/día	Kg
07/09/98	64	3,6	0,1	3637,8	121,3	0,4	12,4	20,9	120,8	3625,4
17/09/98	74	10,2	1,0	9094,5	909,5	3,6	35,5	20,7	905,9	9059,0
22/09/98	79	6,8	1,4	4644,7	928,9	4,8	23,8	20,6	924,2	4620,9
29/09/98	86	9,4	1,3	6561,0	937,3	4,7	32,8	20,6	932,6	6528,2
05/10/98	92	13,1	2,2	5456,7	909,5	7,7	46,0	20,3	901,8	5410,7
18/10/98	105	38,2	2,9	12082,0	929,4	10,3	133,8	20,1	919,1	11948,2
01/11/98	119	38,5	2,8	13043,9	931,7	9,6	134,9	20,2	922,1	12909,0
11/11/98	129	47,8	4,8	9158,2	915,8	16,7	167,1	19,6	899,1	8991,1
17/11/98	135	58,0	9,7	5949,9	991,7	33,9	203,2	18,3	957,8	5746,7
07/12/98	155	255,5	12,8	18316,3	915,8	44,7	894,3	17,5	871,1	17422,0
14/12/98	162	102,4	14,6	6410,7	915,8	51,2	358,3	17,0	864,6	6052,4
28/12/98	176	231,4	16,5	12821,4	915,8	57,8	809,8	16,5	858,0	12011,6
12/01/99	190	249,6	17,8	13737,3	981,2	62,4	873,5	16,1	918,8	12863,8

El oxígeno consumido por los microorganismos fue mucho menor que el aportado mediante la inyección de aire, existiendo en todo momento excedente de oxígeno, factor muy favorable para que se optimicen los procesos de biodegradación.

La **tasa respirométrica de oxígeno** ( $K_{RO_2}$ ) se define como la cantidad de oxígeno que es utilizado o consumido en los procesos de biodegradación en relación a la masa de hidrocarburos eliminados:

$$\text{Tasa respirométrica } O_2 (K_{RO_2}) = \frac{\text{Masa } O_2 \text{ consumido}}{\text{Masa de Hidrocarburos}} = \text{Kg } O_2/\text{Kg de HC}$$

En las tablas siguientes se refleja la utilización del oxígeno en el medio y la variación de el oxígeno disponible, así como la tasa respirométrica para el oxígeno:

**Tabla VII.188: Tasa respirométrica de oxígeno en el ramal I y D**

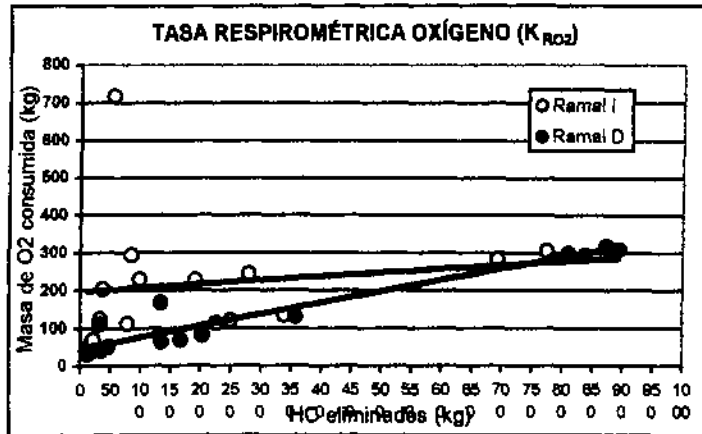
**Ramal I**

FECHA	TIEMPO TRATAMIENTO	Masa Oxígeno consumido	Hidrocarburos biodegradados	Hidrocarburos eliminados	TASA RESPIROMÉTRICA ( $K_{RO_2}$ )
	días	Kg	Kg	kg	Kg $O_2$ / Kg HC
4/08/98	30	84,8	24,2	294,1	0,288
15/08/98	41	37,3	10,6	203,4	0,183
3/09/98	60	98,7	28,2	229,7	0,430
7/09/98	64	16,4	4,7	56,8	0,289
17/09/98	74	53,5	15,3	718,7	0,074
22/09/98	79	22,0	6,3	69,6	0,317
29/09/98	86	32,8	9,4	124,2	0,264
5/10/98	92	78,6	22,5	111,6	0,705
18/10/98	105	191,4	54,7	227,1	0,843
1/11/98	119	280,5	80,1	243,8	1,150
11/11/98	129	250,5	71,6	120,8	2,074
17/11/98	135	226,2	64,6	113,9	1,986
7/12/98	155	838,2	239,5	293,2	2,859
14/12/98	162	339,8	97,1	134,0	2,536
28/12/98	176	693,6	198,2	283,1	2,450
12/01/99	190	774,2	221,2	307,1	2,521
<b>Media</b>					<b>1,097</b>
<b>Pendiente</b>					<b>53,177</b>

Ramal D

FECHA	TIEMPO TRATAMIENTO	Masa Oxígeno consumido	Hidrocarburos biodegradados	Hidrocarburos eliminados	TASA RESPIROMÉTRICA (K <sub>RO2</sub> )
	días	Kg	Kg	kg	Kg O <sub>2</sub> / Kg HC
7/09/98	64	31,9	3,6	31,9	0,391
17/09/98	74	42,3	10,2	42,3	0,841
22/09/98	79	41,7	6,8	41,7	0,570
29/09/98	86	110,1	9,4	110,1	0,298
5/10/98	92	49,7	13,1	49,7	0,925
18/10/98	105	167,9	38,2	167,9	0,797
1/11/98	119	64,7	38,5	64,7	2,083
11/11/98	129	68,5	47,8	68,5	2,442
17/11/98	135	82,1	58,0	82,1	2,473
7/12/98	155	309,8	255,5	309,8	2,887
14/12/98	162	131,0	102,4	131,0	2,736
28/12/98	176	299,1	231,4	299,1	2,708
12/01/99	190	318,3	249,6	318,3	2,745
<b>Media</b>					<b>1,596</b>
<b>Pendiente</b>					<b>39,732</b>

Fig. VII.130: Tasa respirométrica de oxígeno (Kg O<sub>2</sub>/ kg HC)



En el gráfico se observa como la tasa de respirométrica de oxígeno se incrementa con la cantidad de hidrocarburos eliminados, es decir, la utilización de oxígeno será mayor cuantos más hidrocarburos están disponibles; no obstante, si esta disponibilidad disminuye, entonces la tasa respirométrica también se reduce, y como con secuencia la biodegradación disminuye.

## VII.3.1.2.1.2. Tasa respirométrica de dióxido de carbono

En el aire la concentración de dióxido de carbono en la atmósfera representa el 0,025% del total, es decir  $0,3233 \text{ gr/m}^3$  de aire, ya que:

$$P_m \text{ aire} = 28,97 \text{ gr/mol aire}$$

$$1 \text{ mol aire} = 22,4 \text{ litros}$$

Concentración de dióxido de carbono en el aire atmosférico: 0,025%

$$\text{Masa}_{\text{dióxido de carbono aire atmosf.}} = \frac{28,97 \text{ gr/mol} \times 0,025\%}{100\%} = 7,24 \cdot 10^{-3} \text{ gr/mol en } 22,4 \text{ l de aire}$$

Luego en 1 metro cúbico de aire:

$$\text{Masa}_{\text{dióxido de carbono}} = \frac{7,24 \cdot 10^{-3} \text{ gr} \times 1000 \text{ l}}{22,4 \text{ l}} = 0,3233 \text{ gr/m}^3 \text{ de dióxido de carbono}$$

La masa de dióxido de carbono producido se corresponde al producto entre la concentración de  $\text{CO}_2$  y el volumen de aire extraído tal y como ya se explicó en el Apdo. VII.5.4.2.4.. La masa de  $\text{CO}_2$  producido se encuentra detallado en la tabla VII.173.

La **tasa respirométrica de dióxido de carbono** ( $K_{\text{RCO}_2}$ ) se define como la cantidad de dióxido de carbono producido en los procesos de biodegradación respecto a los hidrocarburos eliminados:

$$\text{Tasa respirométrica } \text{CO}_2 (K_{\text{RCO}_2}) = \frac{\text{Masa } \text{CO}_2 \text{ producido}}{\text{Masa de hidrocarburos}} = \text{Kg } \text{CO}_2/\text{Kg HC}$$

En las tablas siguientes se detalla la tasa respirométrica producida para el dióxido de carbono.



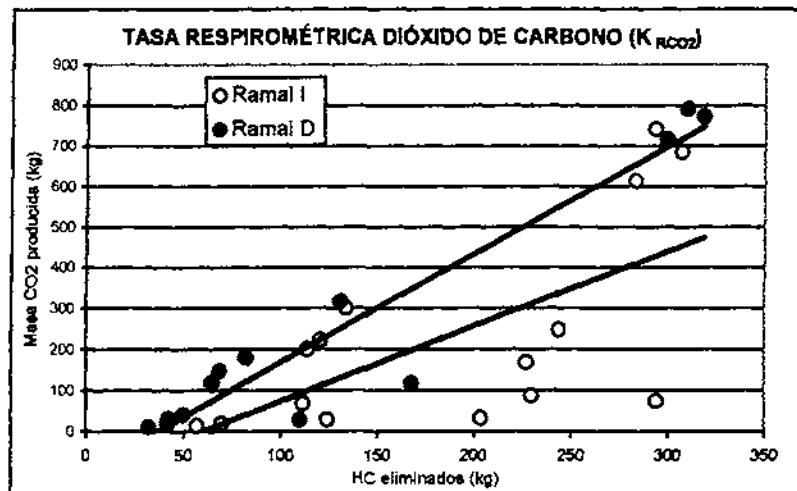
Tabla VII.189: Tasa respirométrica de dióxido de carbono en el ramal I y ramal D

FECHA	Nº día de tratamiento	Masa CO <sub>2</sub> extraído	Masa Hidrocarburos biodegradado	Masa Hidrocarburos eliminados	TASA RESPIROMÉTRICA (K <sub>respi</sub> )
	días	kg	kg	Kg	Kg CO <sub>2</sub> / kg HC
04/08/98	30	75,0	24,2	294,1	0,255
15/08/98	41	32,9	10,6	203,4	0,162
03/09/98	60	87,2	28,2	229,7	0,380
07/09/98	64	14,5	4,7	56,8	0,256
17/09/98	74	47,3	15,3	718,7	0,066
22/09/98	79	19,5	6,3	69,6	0,280
29/09/98	86	29,0	9,4	124,2	0,234
05/10/98	92	69,5	22,5	111,6	0,623
18/10/98	105	169,2	54,7	227,1	0,745
01/11/98	119	248,0	80,1	243,8	1,017
11/11/98	129	221,4	71,6	120,8	1,833
17/11/98	135	200,0	64,6	113,9	1,755
07/12/98	155	741,0	239,5	293,2	2,527
14/12/98	162	300,4	97,1	134,0	2,242
28/12/98	176	613,2	198,2	283,1	2,166
12/01/99	190	684,4	221,2	307,1	2,229
<b>Media</b>					<b>0,969</b>
<b>Pendiente</b>					<b>51,674</b>

Ramal D

FECHA	Nº día de tratamiento	Masa CO <sub>2</sub> extraído	Masa Hidrocarburos biodegradado	Masa Hidrocarburos eliminados	TASA RESPIROMÉTRICA (K <sub>respi</sub> )
	días	kg	kg	Kg	Kg CO <sub>2</sub> / kg HC
07/09/98	64	11,0	3,6	31,9	0,345
17/09/98	74	31,4	10,2	42,3	0,744
22/09/98	79	21,0	6,8	41,7	0,504
29/09/98	86	29,0	9,4	110,1	0,263
05/10/98	92	40,7	13,1	49,7	0,818
18/10/98	105	118,3	38,2	167,9	0,705
01/11/98	119	119,2	38,5	64,7	1,842
11/11/98	129	147,8	47,8	68,5	2,158
17/11/98	135	179,6	58,0	82,1	2,186
07/12/98	155	790,5	255,5	309,8	2,552
14/12/98	162	316,7	102,4	131,0	2,418
28/12/98	176	715,9	231,4	299,1	2,394
12/01/99	190	772,2	249,6	318,3	2,426
<b>Media</b>					<b>1,411</b>
<b>Pendiente</b>					<b>34,722</b>

Fig. VII.131: Tasa respirométrica de dióxido de carbono (kg CO<sub>2</sub>/kg HC)



La tasa respirométrica de dióxido de carbono sigue la misma evolución en ambos ramales, pero con una cierta descompensación. La tasa respirométrica de CO<sub>2</sub> comienza a incrementarse cuando los procesos de biodegradación evolucionan, con el consecuente aumento de la producción de dióxido de carbono como producto final del metabolismo celular, que se traduce en un incremento de la tasa respirométrica de CO<sub>2</sub>.

VII.6.1.2.1.3. Tasa respirométrica global

La cantidad de dióxido de carbono producido por acción bacteriana es menor que la cantidad de oxígeno consumida, ya que se necesitan 14 moles de oxígeno para degradar un mol de nonano en CO<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>O, y, sin embargo, con un mol de nonano se producen solamente 9 moles de CO<sub>2</sub>. Esta proporción se observa igualmente en la realidad, ya que la masa de oxígeno consumida es mucho mayor a la de CO<sub>2</sub> producida.

En la tabla siguiente se indica la variación en ppm de ambos parámetros en el tiempo:

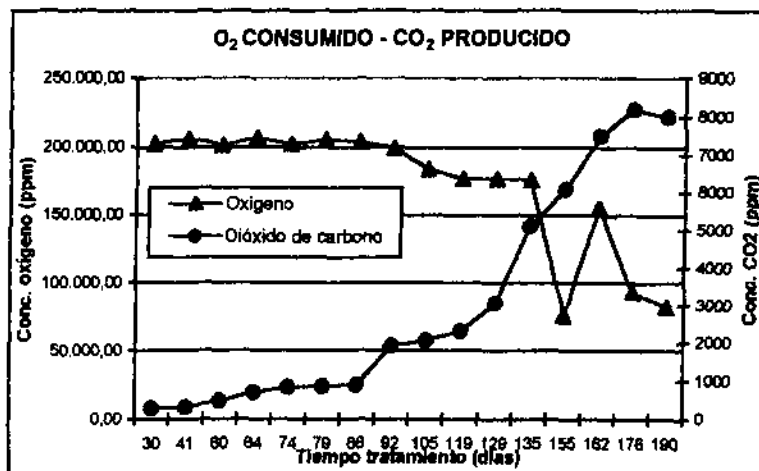
Tabla VII.190: Masa de dióxido de carbono producido y masa oxígeno consumido (ppm)

FECHA	TIEMPO TRATAM.	HC BIODEGRADADOS	OXÍGENO CONSUMIDO AL DIA			CO <sub>2</sub> DESPRENDIDO AL DIA
	días		Kg	%	ppm	
04/08/98	30	24,2	8,5	20,3	202.771,5	280
15/08/98	41	10,6	3,7	20,6	206.430,3	320
03/09/98	60	28,2	9,9	20,2	201.700,7	480
07/09/98	64	8,3	2,9	20,7	207.076,2	700
17/09/98	74	25,4	8,9	20,2	202.441,8	840

FECHA	TIEMPO TRATAM.	HC BIODEGRADADOS Kg	OXÍGENO CONSUMIDO AL DIA			CO <sub>2</sub> DESPRENDIDO AL DIA
	días		Kg	%	ppm	ppm
22/09/98	79	13,1	4,6	20,6	205.771,5	860
29/09/98	86	18,8	6,6	20,4	204.246,4	900
05/10/98	92	35,6	12,5	20,0	199.703,0	1920
18/10/98	105	92,9	32,5	18,4	184.256,8	2070
01/11/98	119	118,7	41,5	17,7	177.317,3	2310
11/11/98	129	119,3	41,8	17,7	177.145,0	3050
17/11/98	135	122,7	42,9	17,6	176.236,6	5100
07/12/98	155	495,0	173,2	7,6	75.900,6	6100
14/12/98	162	199,4	69,8	15,6	155.550,6	7500
28/12/98	176	429,6	150,3	9,4	93.533,6	8200
12/01/99	190	470,8	164,8	8,2	82.428,5	8000

En el gráfico siguiente se observa la evolución de la concentración de ambos parámetros (en ppm) en la totalidad del campo de pruebas nº 2 en el tiempo en que se producen los procesos de biodegradación.

Fig. VII.132: Evolución de la concentración total de oxígeno y dióxido de carbono



Se observa como hay un incremento del oxígeno consumido a medida que aumentan los procesos de biodegradación, es decir, un incremento de la respiración celular, e igualmente, existe un incremento de la producción de dióxido de carbono a medida que se produce la biodegradación. Al final del tratamiento, cuando existe un descenso de ésta, se observa tanto un descenso del oxígeno consumido como del dióxido producido, lo que indica un descenso en la respiración bacteriana y por tanto una mortandad de las poblaciones bacterianas (inhibición de la biodegradación).

Si consideramos la tasa respirométrica acontecida en todo el campo de pruebas, es decir, teniendo en cuenta los dos ramales en conjunto, observamos que ambas tasas están relacionadas, y evolucionan de la misma manera. En la tabla siguiente se encuentran la tasa respirométrica tanto del oxígeno como del dióxido de carbono globales:

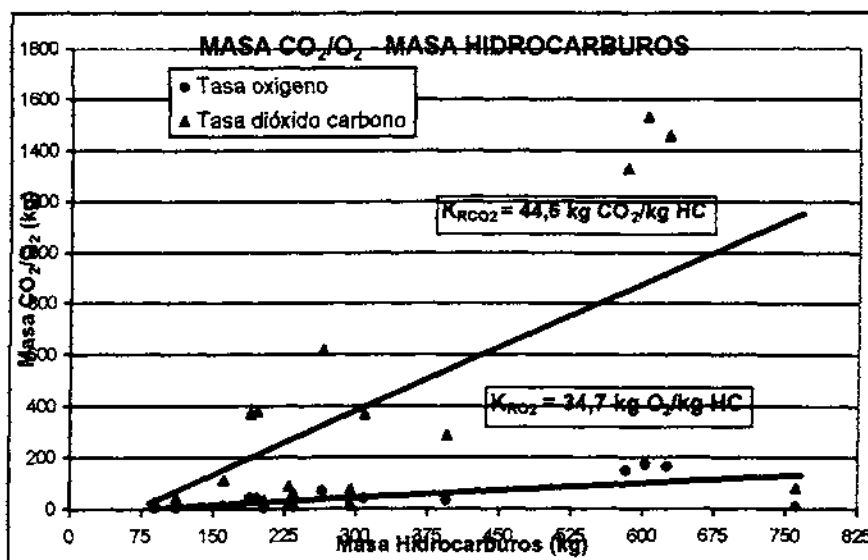
Tabla VII.191: Tasas respirométricas globales ( $K_{RCO_2}$  y  $K_{RO_2}$ )

FECHA	Masa O <sub>2</sub> (kg)	Masa CO <sub>2</sub> (kg)	Masa Hidroc. (kg)	TASA RESPIROMÉTRICA (Kg O <sub>2</sub> /kg HC)			TASA RESPIROMÉTRICA (Kg CO <sub>2</sub> /kg HC)		
	TOTAL	TOTAL	TOTAL	Ramal I	Ramal D	TOTAL	Ramal I	Ramal D	TOTAL
04/08/98	8,5	75,0	294,1	0,288	-	<b>0,255</b>	0,255	-	<b>0,255</b>
15/08/98	3,7	32,9	203,4	0,183	-	<b>0,162</b>	0,162	-	<b>0,162</b>
03/09/98	9,9	87,2	229,7	0,430	-	<b>0,380</b>	0,380	-	<b>0,380</b>
07/09/98	2,9	25,5	88,7	0,289	0,391	<b>0,288</b>	0,256	0,345	<b>0,288</b>
17/09/98	8,9	78,7	760,9	0,074	0,841	<b>0,103</b>	0,066	0,744	<b>0,103</b>
22/09/98	4,6	40,5	111,3	0,317	0,570	<b>0,364</b>	0,280	0,504	<b>0,364</b>
29/09/98	6,6	58,0	234,3	0,264	0,298	<b>0,248</b>	0,234	0,263	<b>0,248</b>
05/10/98	12,5	110,2	161,3	0,705	0,925	<b>0,683</b>	0,623	0,818	<b>0,683</b>
18/10/98	32,5	287,5	395,0	0,843	0,797	<b>0,728</b>	0,745	0,705	<b>0,728</b>
01/11/98	41,5	367,2	308,6	1,150	2,083	<b>1,190</b>	1,017	1,842	<b>1,190</b>
11/11/98	41,8	369,2	189,2	2,074	2,442	<b>1,951</b>	1,833	2,158	<b>1,951</b>
17/11/98	42,9	379,6	196,1	1,986	2,473	<b>1,936</b>	1,755	2,186	<b>1,936</b>
07/12/98	173,2	1531,5	603,0	2,859	2,887	<b>2,540</b>	2,527	2,552	<b>2,540</b>
14/12/98	69,8	617,1	264,9	2,536	2,736	<b>2,329</b>	2,242	2,418	<b>2,329</b>
28/12/98	150,3	1329,1	582,2	2,450	2,708	<b>2,283</b>	2,166	2,394	<b>2,283</b>
12/01/99	164,8	1456,6	625,4	2,521	2,745	<b>2,329</b>	2,229	2,426	<b>2,329</b>
			<b>Media</b>	1,186	1,684	<b>1,111</b>	1,048	1,489	<b>1,111</b>
			<b>Pendiente</b>	53,177	39,732	<b>4,171</b>	50,237	34,722	<b>4,171</b>

Los valores obtenidos de  $K_{RCO_2}$  son ligeramente más pequeños que los valores de  $K_{RO_2}$ , con una media de 13,4 kg CO<sub>2</sub>/kg HC frente a 15,2 kg O<sub>2</sub>/kg HC. Es decir, existe mayor consumo de oxígeno que producción de dióxido de carbono, pero no existe desproporción entre ambos, ya que los dos parámetros están interrelacionados.

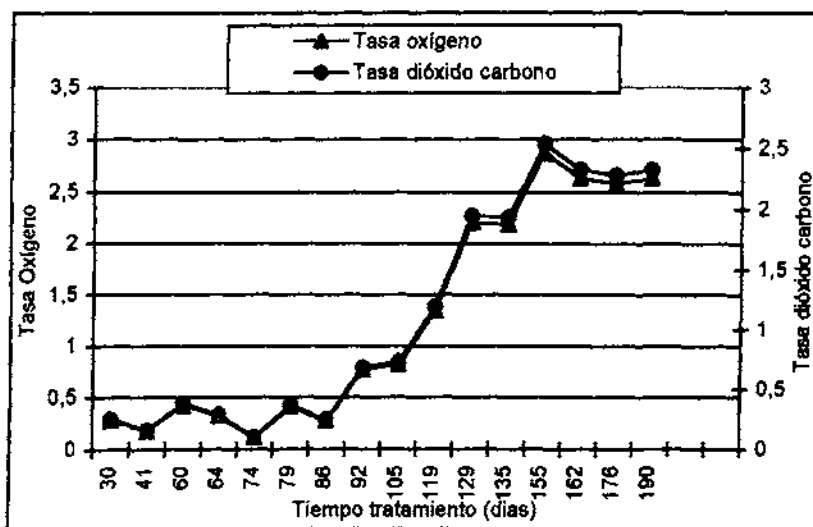
Del mismo modo, las pendientes de las rectas entre la masa de O<sub>2</sub> consumido y/o CO<sub>2</sub> producido y la masa de hidrocarburos presente, es levemente mayor la perteneciente al oxígeno, 44,6, respecto a la del dióxido de carbono, 34,7.

Fig. VII.133: Tasa respirométrica de oxígeno global ( $K_{RO_2}$ )



En el gráfico siguiente se observa la tendencia evolutiva de ambas tasas:

Fig. VII.134: Evolución de las tasas respirométricas con el tiempo tratamiento



### VII.6.1.3. Tasa de extracción de fase disuelta

La tasa de extracción de la fase disuelta en aguas subterráneas expresa la evaluación de la extracción por bombeo de las aguas contaminadas, y posterior tratamiento de los efluentes bombeados mediante el paso de las mismas por la torre stripping para su tratamiento.

Conocida la masa de hidrocarburos extraídos en fase disuelta en el tiempo (tabla VII.171, Apdo. VII.5.4.2.2.) se calcula tanto el coeficiente de extracción de fase disuelta como la tasa de extracción de la misma.

#### VII.6.1.3.1. Coeficiente de extracción de la fase disuelta.

El coeficiente de extracción de la fase disuelta ( $R_{FD}$ ) se define como la cantidad de hidrocarburos extraídos por bombeo por unidad de tiempo. Es decir:

$$\text{Coeficiente extracción fase disuelta } (R_{FD}) = \frac{\text{Masa HC extraídos}}{\text{Tiempo tratamiento}} = \text{Kg/día}$$

Este coeficiente nos da una idea de cuantos hidrocarburos se han eliminado o extraído mediante bombeo de las aguas subterráneas al día, y su variación a lo largo del tiempo de tratamiento.

Para calcular el coeficiente de extracción de fase disuelta empleamos la masa de hidrocarburos extraída (teniendo en cuenta el caudal de agua bombeada y la concentración de TPH en aguas antes de la entrada del sistema de tratamiento de los efluentes) mostrada en el Apdo. VII.5.4.2.2.

Los hidrocarburos extraídos por este sistema ascendieron a 24,2 kg, que divididos entre los 191 días de tratamiento, resulta un coeficiente de 0,12 kg/día; es decir:

$$\text{Coef. extracción fase disuelta}_{\text{global}} = \frac{24,2}{191} = 0,12 \text{ kg/día}$$

En la tabla siguiente se detalla la evolución del coeficiente de extracción en el tiempo de tratamiento:

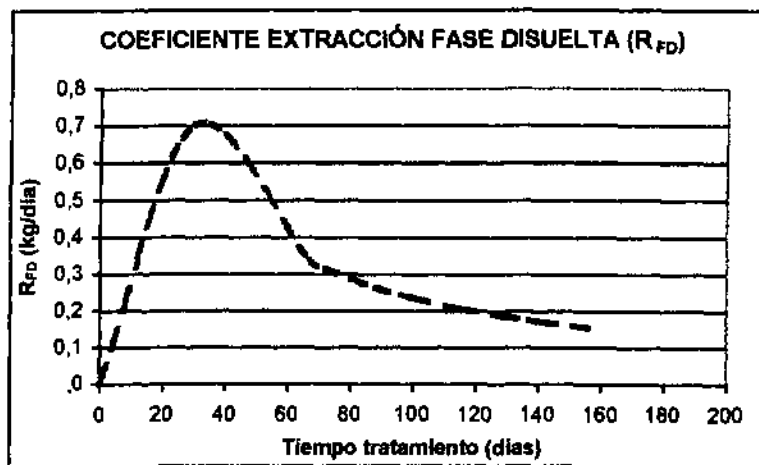
**Tabla VII.192: Coeficiente de extracción de fase disuelta ( $R_{FD}$ )**

Fecha	Tiempo tratam.	Tiempo de bombeo	TPH a la salida del separador	Volumen agua bombeada	Masa disuelta eliminada	COEF. EXTRACCIÓN FASE DISUELTA ( $R_{FD}$ )
	días	días	$\mu\text{g/l}$	$\text{m}^3$	kg	
6/07/98	0	0	0	0	0	0
4/08/98	30	30	2441	864	21,09	0,703
10/09/98	67	37	127	1065,6	1,35	0,335

Fecha	Tiempo tratam.	Tiempo de bombeo	TPH a la salida del separador	Volumen agua bombeada	Masa disuelta eliminada	COEF. EXTRACCIÓN FASE DISUELTA (R <sub>FD</sub> )
	días	días	µg/l	m <sup>3</sup>	kg	
15/09/98	72	5	132	144	0,19	0,314
29/09/98	89	17	129	489,6	0,63	0,261
13/10/98	100	11	100	316,8	0,32	0,236
27/10/98	114	14	50	403,2	0,20	0,209
11/11/98	129	15	50	432	0,22	0,186
23/11/98	141	12	50	345,6	0,17	0,171
10/12/98	158	17	10	489,6	0,05	0,153
					<b>Media</b>	<b>0,285</b>

El coeficiente de extracción de la fase disuelta únicamente está referido al global de todo el campo de pruebas ya que la entrada al separador estaba compuesta por una única línea de agua a la cual se vertía el agua de todos los pozos de bombeo. La media de extracción fue muy pequeña, de 0,285 kg/día, y con la evolución siguiente.

Fig. VII.135: Evolución del coeficiente de extracción de la fase disuelta con el tiempo



En el gráfico se observa como el coeficiente disminuye con el tratamiento, a partir del primer mes de tratamiento, con un máximo de 0,7 kg/día, de forma muy rápida para luego ir disminuyendo de forma suave hasta el final del tratamiento, haciéndose prácticamente nula (menos de 0,2 kg/día). Es decir, se observa una rápida eliminación o extracción de la fase disuelta presente en el agua subterránea, actuando solamente el primer del tiempo de tratamiento.

### VII.6.1.3.2. Tasa de extracción de la fase disuelta.

La tasa de extracción de la fase disuelta ( $K_{FD}$ ) se define como la pendiente entre el logaritmo de la concentración inicial de TPH existente en el suelo y la variación de la concentración de la misma, por bombeo de las aguas subterráneas, a lo largo del tiempo de tratamiento, es decir,

$$\text{Tasa extracción fase disuelta } (K_{FD}) = - \frac{\text{Ln}M_0 / M_D}{\text{Tiempo tratamiento}} = \text{días}^{-1}$$

La masa disuelta inicial que se ha considerado ha sido la calculada a los pocos días de comenzar el tratamiento (21,1 kg), ya que la inicial es muy baja (2,2 kg) y no se corresponde con la masa real, ya que en condiciones naturales la concentración de TPH no es tal alta como por efecto del bombeo, que hizo que se incrementara el TPH en aguas.

La extracción de la fase disuelta se corresponde con el primer modelo de eliminación. Los resultados se muestran en la siguiente tabla:

Tabla VII.193: Tasa extracción fase disuelta ( $K_{FD}$ )

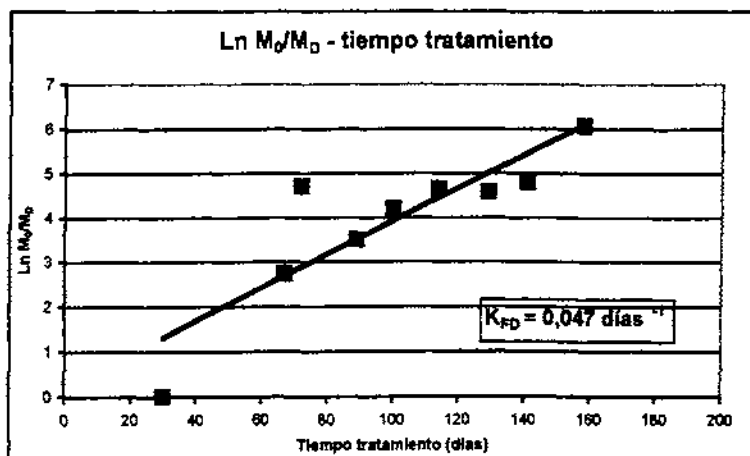
1<sup>er</sup> modelo eliminación

Fecha	Tiempo tratam.	MASA DISUELTA EXTRAÍDA	$M_0/M_D$	$\text{Ln } M_0/M_D$	TASA EXTRACCIÓN FASE DISUELTA ( $K_{FD}$ )
	días	kg	kg	adim	días <sup>-1</sup>
4/08/98	30	21,09	1,00	0,00	0,0000
10/09/98	67	1,35	15,59	2,75	0,0410
15/09/98	72	0,19	111,01	4,71	0,0654
29/09/98	89	0,63	33,41	3,51	0,0394
13/10/98	100	0,32	66,60	4,20	0,0420
27/10/98	114	0,20	104,66	4,65	0,0408
11/11/98	129	0,22	97,69	4,58	0,0355
23/11/98	141	0,17	122,11	4,80	0,0341
10/12/98	158	0,05	430,96	6,07	0,0384
<b>Media</b>					<b>0,0374</b>
<b>Pendiente</b>					<b>0,0474</b>

La tasa media registrada fue de 0,0374 días<sup>-1</sup>, y una pendiente de 0,047 días<sup>-1</sup>.



Fig. VII.136: Ln  $M_0/M_D$  - tiempo tratamiento



Como se observa en la curva, la cinética de la reacción es de primer orden, cuya expresión lineal es:

$$M_{FD} = M_0 e^{-kt}$$

es decir:

$$M_{FD} = 21,1 \times e^{-0,047 t} \quad \text{para el conjunto del campo de pruebas n° 1}$$

## VII.6.2. Tiempos de eliminación reales

### VII.6.2.1. Tiempo de eliminación por volatilización

El *tiempo de eliminación real por volatilización* es el cociente entre la masa inicial de hidrocarburos absorbidos en el suelo y el coeficiente de volatilización ( $R_V$ ) final obtenido en el campo de pruebas.

El coeficiente de volatilización ( $R_V$ ) medio obtenido para el campo de pruebas n° 2 fue de 14,7 kg/día, repartidos en 11,6 kg/día para el ramal I y en 3,2 kg/día para el ramal D, y como la masa inicial de hidrocarburos absorbidos en el suelo inicialmente era de 5.515,2 kg, entonces el tiempo de eliminación por volatilización real debería haber sido de:

$$\text{Tiempo eliminación VOLATILIZACIÓN} = 5.515,2 \text{ kg} / 14,7 \text{ kg/día} = 375 \text{ días}$$

Sin embargo, este dato no se corresponde con la realidad por dos motivos, el primero por que el tiempo de duración del tratamiento de extracción de vapores e inyección de aire fue de 200 días, y segundo, por que la masa volatilizada (2.794 kg) fue mucho menor que la masa que inicialmente existía en fase absorbida, por lo que se deduce que los hidrocarburos absorbidos no se eliminaron únicamente por volatilización, si no que también jugaron un papel importante en su eliminación otro mecanismo de eliminación, como es la biodegradación.

Por tanto, el tiempo de eliminación por volatilización fue de:

$$\text{Tiempo de eliminación real VOLATILIZACIÓN} = 2.794 / 14,7 = \mathbf{190 \text{ días}}$$

Ahora bien, si consideramos la tasa de volatilización ( $K_V$ ) obtenida de la pendiente de la recta de la curva  $\ln M_0/M_V$  respecto al tiempo de tratamiento, y el porcentaje de disminución del hidrocarburo por volatilización requerido, entonces tendríamos que el tiempo necesario para eliminar el 100% del hidrocarburo, o lo que es lo mismo, el **tiempo de limpieza real por volatilización**, que vendría definido por la expresión :

$$-\ln M_0/M_V = K_V \times t$$

$$K_v = - \frac{\ln M_0/M_v}{t} = \text{días}^{-1}$$

Donde:

- t = Tiempo de tratamiento (días)
- M<sub>0</sub> = Masa inicial absorbida (kg)
- M<sub>v</sub> = Masa volatilizada un tiempo determinado (Kg)

Y por tanto,

$$\text{Tiempo de limpieza real por volatilización (T}_v\text{)} = 1/K_v \times \ln M_0/M_v = \text{días}$$

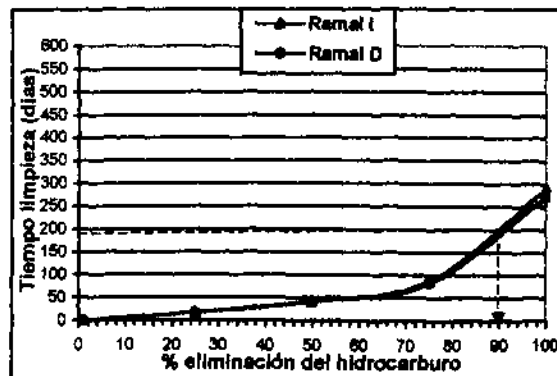
Existen dos tipos de tasas de volatilización (K<sub>v</sub>) para cada ramal de extracción, siendo el K<sub>v</sub> del ramal I de -0,015 días<sup>-1</sup> y -0,008 días<sup>-1</sup> para el ramal D. Por tanto, el tiempo de limpieza requerido para eliminar la totalidad del hidrocarburo absorbido en el suelo por volatilización será diferente para cada ramal :

Tabla VII.194: Tiempos de limpieza por volatilización según los dos tipos de tasa de volatilización

Eliminación del hidrocarburo	M <sub>0</sub> /M <sub>v</sub>		Ln M <sub>0</sub> /M <sub>v</sub>		1/K <sub>v</sub>		TIEMPO ELIMINACIÓN POR VOLATILIZACIÓN (T <sub>v</sub> (días))	
	I	D	I	D	I	D	I	D
100 %	0,01	0,01	-4,61	-4,605	62,50	58,82	288	271
75 %	0,25	0,25	-1,39	-1,386	62,50	58,82	87	82
50 %	0,50	0,50	-0,69	-0,693	62,50	58,82	43	41
25 %	0,75	0,75	-0,29	-0,288	62,50	58,82	18	17
1 %	0,99	0,99	-0,01	-0,010	62,50	58,82	1	1

Plasmando en un gráfico los tiempos de limpieza obtenidos para cada periodo respecto de porcentaje de eliminación de hidrocarburo, obtendríamos sendas rectas que nos indicarían como se habría producido la eliminación del hidrocarburo:

Fig. VII.137: Tiempo de limpieza por volatilización



El tiempo medio de volatilización para el campo de pruebas sería entonces 279 días. La curva nos indica que de haber existido solamente esta evolución de volatilización antes de los 200 días de tratamiento se habría eliminado el 90 % del hidrocarburo en el ramal I y en el ramal D. También se observa que para la eliminación del 10% restante no eliminado (formado por las fracciones menos ligeras), se necesitaría unos 80 días de tiempo.

Por tanto, las fracciones menos ligeras de hidrocarburo susceptibles de ser volatilizadas y que son las últimas en eliminarse necesitarían de unos 80 días más de tratamiento respecto a las fracción más ligera o volátil, fácilmente extraíble.

Este porcentaje de eliminación del 90% se corresponde con la realidad, ya que se ha constatado que los procesos de volatilización actuaron acompañados de los de biodegradación, aumentándose la eficacia del sistema y disminuyendo el tiempo de tratamiento. De no haber sido así, el tiempo de limpieza necesario hubiera sido superior al real.

Así mismo, al final del tratamiento las concentraciones de TPH en gases obtenidas fueron de 833 mg/m<sup>3</sup> en el ramal I y de 405 mg/m<sup>3</sup> en el ramal D, que comparadas con la media de TPH de cada ramal (2.973 mg/m<sup>3</sup> para el ramal I y 706,1 mg/m<sup>3</sup> para el ramal D) se observa que son relativamente altas, sobre todo en el ramal D, por lo que todavía se estaban produciendo fenómenos de volatilización. Así mismo, el estudio de los cromatogramas (Apdo. VIII.1.2.4 relación entre la concentración de TPH y la evolución de la fracción volátil) corrobora la teoría de que las fracciones menos ligeras al finalizar el tratamiento no habían sido totalmente eliminados.

#### **VII.6.2.2. Tiempo de eliminación por biodegradación**

El *tiempo de eliminación por biodegradación real* es el cociente entre la masa inicial de hidrocarburos absorbidos en el suelo y el coeficiente de biodegradación ( $R_B$ ) final obtenido en el campo de pruebas. Los procesos de biodegradación solamente tuvieron lugar al final del tratamiento, una vez descendió la concentración de hidrocarburo saturado en el suelo debido a los procesos de desorción.

El coeficiente de biodegradación medio para el campo de pruebas fue de 11,0 kg/día, repartidos en 5,7 kg/día en el ramal I y 5,3 kg/día en el ramal D. Los procesos de

biodegradación comenzaron a producirse primeramente en el ramal I al mes del tratamiento, y en el ramal D a los dos meses. Mediante los procesos de biodegradación se eliminaron un total de 2.212,5 kg, un total de 146 días de tratamiento.

La masa de hidrocarburos absorbidos existentes en el momento de comenzar estos procesos era de aproximadamente de 2.872,5 kg aproximadamente, por lo que el tiempo de limpieza suponiendo que solamente actúan los procesos de biodegradación sería

$$\text{Tiempo eliminación}_{\text{BIODEGRADACIÓN}} = 2.872,5 \text{ kg} / 11,0 \text{ kg/día} = 261 \text{ días}$$

Este tiempo de limpieza no se corresponde con la realidad por que está demostrado que los procesos de biodegradación tuvieron lugar durante 146 días (al final del tratamiento). Los hidrocarburos biodegradados fueron 2.212,5 kg, Por tanto, el tiempo de eliminación real por biodegradación sería:

$$\text{Tiempo eliminación}_{\text{BIODEGRADACIÓN}} = 2.212,5 \text{ kg} / 11,0 \text{ kg/día} = 201 \text{ días}$$

Es decir, que el proceso global de biodegradación necesitó en realidad de 201 días, no habiendo terminado al final del tiempo de tratamiento y englobando así el periodo de aclimatización previo de las poblaciones bacterianas.

La tasa de biodegradación establecida ( $K_B$ ) se corresponde con la pendiente de la recta de la curva  $\ln M_0/M_B$  respecto al tiempo de tratamiento, y es de  $0,020 \text{ días}^{-1}$  para el ramal I y de  $0,022 \text{ días}^{-1}$  para el ramal D. Por tanto, el tiempo de limpieza real por biodegradación considerando la tasa de biodegradación y el porcentaje de disminución del hidrocarburo por biodegradación vendría definido por la expresión :

$$-\ln M_0/M_B = K_B \times t$$

$$K_B = -\frac{\ln M_0/M_B}{t} = \text{días}^{-1}$$

Donde:

t = Tiempo de tratamiento (días)

$M_0$  = Masa absorbida (kg)

$M_B$  = Masa biodegrada en un tiempo determinado (Kg)

Y por tanto,

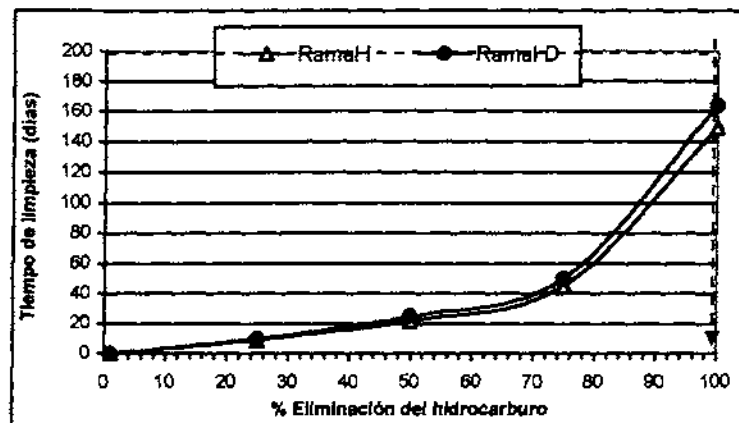
$$\text{Tiempo de limpieza por biodegradación } (T_B) = 1/K_B \times \text{Ln } M_0/M_B = \text{días}$$

El tiempo de limpieza determinado se encuentra indicado en la siguiente tabla:

Tabla VII.195: Tiempo de limpieza real por biodegradación (T<sub>B</sub>)

Eliminación del hidrocarburo	M <sub>0</sub> /M <sub>B</sub>		Ln M <sub>0</sub> /M <sub>B</sub>		1/K <sub>B</sub>		TIEMPO ELIMINACIÓN POR BIODEGRADACIÓN (T <sub>B</sub> (días))	
	I	D	I	D	I	D	I	D
100 %	0,01	0,01	-4,61	-4,61	32,3	35,7	149	164
75 %	0,25	0,25	-1,39	-1,39	32,3	35,7	45	50
50 %	0,50	0,50	-0,69	-0,69	32,3	35,7	22	25
25 %	0,75	0,75	-0,29	-0,29	32,3	35,7	9	10
1 %	0,99	0,99	-0,01	-0,01	32,3	35,7	0	0

Fig. VII.138: Tiempo de limpieza real por biodegradación



El tiempo de eliminación global para el campo de pruebas es de 156 días y según la curva, los 200 días de tratamiento se corresponden con la eliminación del 100 % del hidrocarburo por procesos de biodegradación en el ramal I y en el ramal D.

Este tiempo de limpieza por biodegradación tiene vigencia a partir del necesario periodo de aclimatación de las poblaciones bacterianas, estipulado para este campo de pruebas en unos 30 días.

Por tanto, el tiempo de limpieza resultante se corrobora perfectamente con el real.

### VII.6.2.3. Tiempo de eliminación por extracción de la fase disuelta

El tiempo de limpieza por extracción de la fase disuelta en aguas subterráneas es el cociente entre la masa inicial de hidrocarburos disueltos en el suelo y el coeficiente de extracción de la fase disuelta ( $R_{FD}$ ) final obtenido en el campo de pruebas.

El coeficiente de extracción de la fase disuelta ( $R_{FD}$ ) medio obtenido para el campo de pruebas n° 2 fue de 0,285 kg/día, y como la masa inicial de hidrocarburos disueltos en el agua subterránea inicialmente era de 2,2 kg, entonces el tiempo de eliminación real debería haber sido de:

$$\text{Tiempo limpieza}_{\text{EXTRACCIÓN FASE DISUELTA}} = \frac{2,2 \text{ kg}}{0,285 \text{ kg/día}} = 7,7 \text{ días}$$

Este dato no se corresponde con la realidad por dos motivos, el primero, por que la masa extraída en fase disuelta fue en este caso mayor que la inicial, ya que ascendió a 24,2 kg, por lo que se deduce que existieron ciertos procesos de desorción, aunque de poca identidad, en el suelo que aumentaron la fase disuelta en el agua, y el segundo, se refiere a que el tiempo de limpieza es mucho menor que el real.

Por tanto, el tiempo de limpieza real por extracción de fase disuelta fue de:

$$\text{Tiempo real de limpieza}_{\text{EXTRACCIÓN FASE DISUELTA}} = \frac{24,2 \text{ kg}}{0,285 \text{ kg/día}} = 85 \text{ días}$$

Ahora bien, si consideramos la tasa de extracción de fase disuelta ( $K_{FD}$ ) obtenida de la pendiente de la recta de la curva  $\ln M_0/M_{FD}$  respecto al tiempo de tratamiento, y el porcentaje de disminución del hidrocarburo requerido, entonces tendríamos que el tiempo de limpieza por extracción de la fase disuelta necesario para eliminar el 100% del hidrocarburo vendría definido por la expresión :

$$-\ln M_0/M_{FD} = K_{FD} \times t$$

$$K_{FD} = -\frac{\ln M_0/M_{FD}}{t} = \text{días}^{-1}$$

Donde:

t = Tiempo de tratamiento (días)

$M_0$  = Masa disuelta inicial (kg)

$M_{FD}$  = Masa disuelta extraída en un tiempo determinado (Kg)

Y por tanto,

$$\text{Tiempo de limpieza por extracción fase disuelta } (T_{FD}) = 1/K_{FD} \times \text{Ln } M_0/M_{FD} = \text{días}$$

La tasa de extracción de fase disuelta ( $K_{FD}$ ) obtenida para el conjunto del campo de pruebas nº 2 fue de 0,0474 días<sup>-1</sup>, y por tanto, el tiempo de limpieza requerido para eliminar la totalidad del hidrocarburo disuelto en aguas será el siguiente:

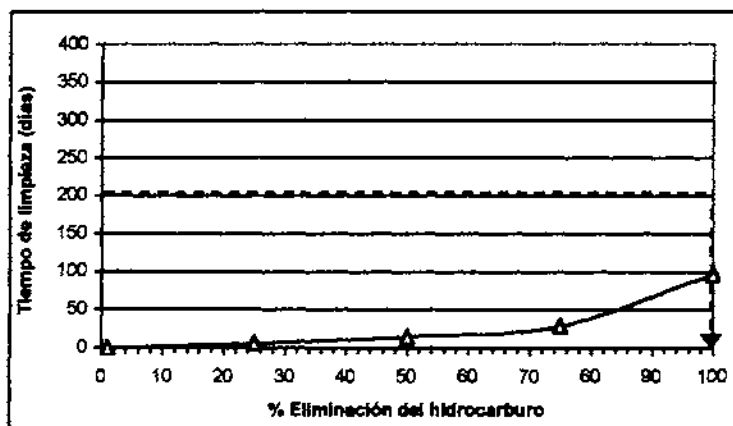
Tabla VII.196: Tiempos de eliminación por extracción de la fase disuelta ( $T_{FD}$ )

Eliminación del hidrocarburo	$M_0/M_{FD}$	$\text{Ln } M_0/M_{FD}$	$1/K_{FD}$	TIEMPO DE ELIMINACIÓN POR EXTRACCIÓN FASE DISUELTA ( $T_{FD}$ (días))
100 %	0,01	-4,61	21,1	97
75 %	0,25	-1,39	21,1	29
50 %	0,50	-0,69	21,1	15
25 %	0,75	-0,29	21,1	6
1 %	0,99	-0,01	21,1	0

Es decir, para eliminar el 100 % del hidrocarburo absorbido en el suelo serían necesario emplear 97 días.

En el gráfico se observa la evolución del tiempo de limpieza según el porcentaje de hidrocarburo a eliminar. Con esta curva se puede conocer el porcentaje real de eliminación por extracción en fase disuelta al emplearse un total de 200 días de tratamiento, es decir:

Fig. VII.139: Tiempo de eliminación extracción de la fase disuelta





La correspondencia en la curva de los 200 días de tratamiento se corresponden con el 100% del total de los hidrocarburos eliminados realmente por bombeo, o lo que es lo mismo, se obtuvo el 100 % de eliminación de los hidrocarburos disueltos en agua. Lo que se corrobora con lo obtenido en la realidad ya que a partir de los 100 días de tratamiento el TPH analizado en aguas subterráneas fue inferior a 100  $\mu\text{g/l}$ .

### VII.6.3 Tasa de eliminación real para el campo de pruebas n° 2

Se ha estudiado la evolución de la eliminación de la contaminación en el tiempo considerando como intervalos de tiempo el momento correspondiente a la ejecución de los sondeos de comprobación, ya que en ese momento la información sobre la concentración de TPH disponible pertenece a suelos, gases y aguas, y por tanto es posible realizar el balance de masas en el sistema.

Tabla VII.197: Hidrocarburos eliminados en el tiempo

Parámetro	HIDROCARBUROS ELIMINADOS									
	35 días		75 días		140 días		191 días		TOTAL	
	Kg	%	Kg	%	Kg	%	Kg	%	Kg	%
Masa HC biodegradados	12,1	0,2	72,6	1,4	759,1	15,1	1368,7	27,2	2.212,5	44,0
Masa HC extraídos disueltos	21,1	0,4	1,5	0,03	1,5	0,03	0,0	0,0	24,1	0,5
Masa HC volatilizados	451,9	9,0	709,2	14,1	1097,0	21,8	535,9	10,7	2.794,0	55,5
<b>TOTAL</b>	<b>485,1</b>	<b>9,6</b>	<b>783,3</b>	<b>15,6</b>	<b>1857,6</b>	<b>36,9</b>	<b>1904,6</b>	<b>37,9</b>	<b>5.030,6</b>	<b>100</b>

Los factores que han intervenido en la eliminación de las fases absorbida y gaseosa en suelos han sido, principalmente la volatilización y la biodegradación. La suma de la masa eliminada por ambas asciende a 5006,5 kg, que representa un 99,5 %, es decir prácticamente la totalidad de la representatividad de todos los procesos involucrados. El 0,5% restante se corresponde con el proceso de descontaminación para la eliminación de la fase disuelta en aguas, que ha sido el bombeo y tratamiento, con una masa en conjunto de mínima de 24,2 kg.

Conociendo la masa de hidrocarburos eliminados y el procesos que ha tenido lugar, entonces obtendremos la tasa de eliminación real producida, es decir:

$$\text{Tasa real VOLATILIZACIÓN} = \frac{\text{Masa HC biodegradados}}{\text{Tiempo de tratamiento}} = \text{Kg/día}$$

$$\text{Tasa real BIODEGRADACIÓN} = \frac{\text{Masa HC volatilizados}}{\text{Tiempo de tratamiento}} = \text{kg/día}$$

$$\text{Tasa real EXTRACCIÓN FASE LIBRE} = \frac{\text{Masa HC extraídos en fase libre}}{\text{Tiempo de tratamiento}} = \text{kg/día}$$

$$\text{Tasa real EXTRACCIÓN FASE DISUELTA} = \frac{\text{Masa HC extraídos en fase disuelta}}{\text{Tiempo de tratamiento}} = \text{kg/día}$$

En la tabla siguiente se detallan las tasas reales de eliminación para cada procesos y tiempo de tratamiento:

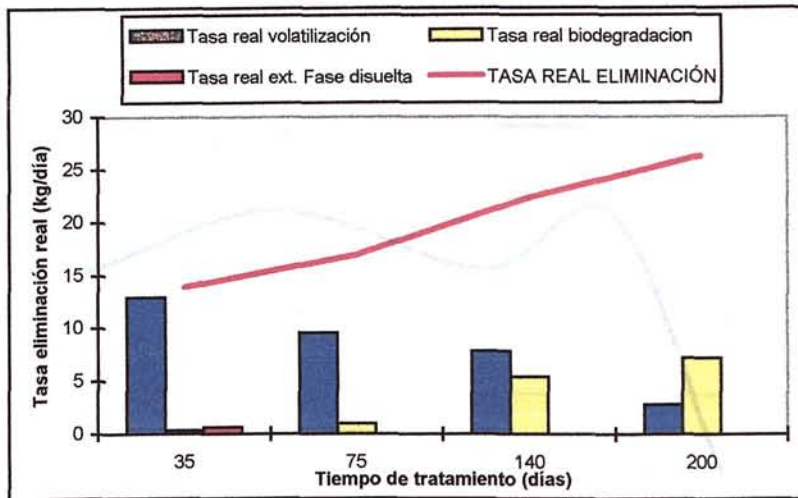
Tabla VII.198: Tasa real de eliminación (kg/día)

	TIEMPO TRATAMIENTO			
	35 días	75 días	140 días	200 días
Tasa Real Volatilización (kg/día)	12,9	9,5	7,8	2,8
Tasa Real Biodegradación (kg/día)	0,6	0,020	0,011	0,000
Tasa Real Ext. F. Disuelta (kg/día)	0,3	1,0	5,4	7,2
<b>TASA REAL ELIMINACIÓN (kg/día)</b>	<b>13,9</b>	<b>16,9</b>	<b>22,3</b>	<b>26,3</b>

La tasa real de eliminación para todo el campo de pruebas es de 26,3 kg/día, tasa que a los 35 días fue de 13,9 kg/día y que fue ascendiendo de forma muy suave hasta el final del tratamiento, con 16,9 kg/día a los 75 días, 22,3 kg /día a los 140 días, y finalizando con 26,3 kg/día.

Por tanto, la tasa real de descontaminación para los tiempos  $t = 35$ ,  $t = 75$ ,  $t = 140$  y  $t = 200$ , se representa en el siguiente gráfico:

**Fig. VII.140: Tasa real de eliminación en el tiempo de tratamiento**



La mayor tasa de eliminación es por volatilización, seguida de la biodegradación, y por último, y con mucha diferencia, la extracción de fase disuelta.

**VII.6.3.1. Tasa eliminación real para la extracción de vapores e inyección de aire (línea de aire)**

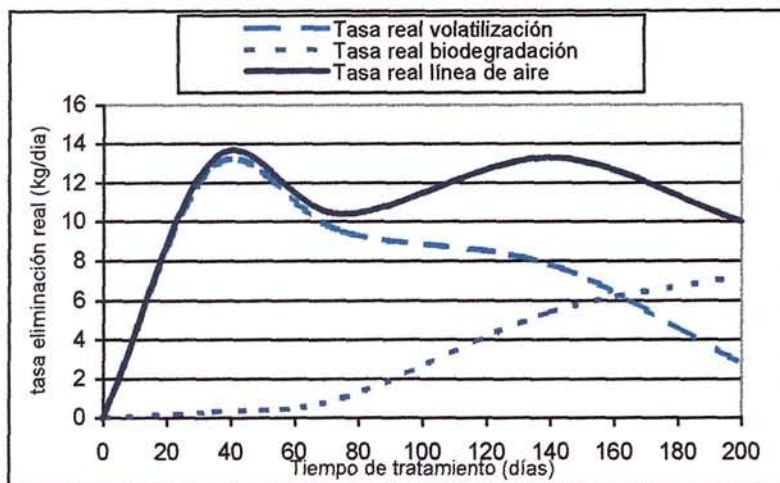
La tasa de volatilización media obtenida al final del tratamiento es de 8,3 kg/día, y la tasa de biodegradación final es de 3,5 kg/día. Ambas tasas están relacionadas con la eliminación tanto de la fase gaseosa como de la fase absorbida en suelos mediante el sistema de extracción de vapores e inyección de aire en el suelo, y suman un total de 11,8 kg/día.

En la tabla siguiente se indica la tasa de eliminación resultante entre las dos:

**Tabla VII.199: Tasa de eliminación en la línea de aire (extracción de gases e inyección de aire)**

	TIEMPO TRATAMIENTO			
	35 días	75 días	140 días	200 días
<i>Tasa Real Volatilización (kg/día)</i>	12,9	9,5	7,8	2,8
<i>Tasa Real Biodegradación (kg/día)</i>	0,3	1,0	5,4	7,2
<b>Tasa global Eliminación línea de aire (kg/día)</b>	13,3	10,4	13,3	10,0

**Fig. VII.141: Evolución de la tasa de eliminación real en la línea de aire (extracción de gases e inyección de aire)**



En el gráfico se observa como la tasa global de eliminación sigue una tendencia creciente hasta la mitad del tratamiento, momento a partir de la cual comienza a descender (periodo que coincide con la desconexión de la inyección de aire) para luego volver a aumentar en la segunda mitad hasta el final del tratamiento. Al principio la tasa de eliminación solamente va a pertenecer a los procesos de volatilización, ya que los procesos todavía tienen poca identidad, sin embargo desde la segunda mitad hasta el final del tratamiento se observa como la biodegradación aumenta en detrimento de la volatilización, adquiriendo un gran protagonismo los procesos de biodegradación, hecho que hace que la tasa de eliminación global se aumente al final.

**VII.6.3.2. Tasa de eliminación correspondiente al bombeo y tratamiento (línea de agua)**

La tasa de extracción de fase disuelta media obtenida al final del tratamiento es de 0,0 kg/día, es decir nula, ya que la eliminación se produjo solamente al principio del tratamiento.

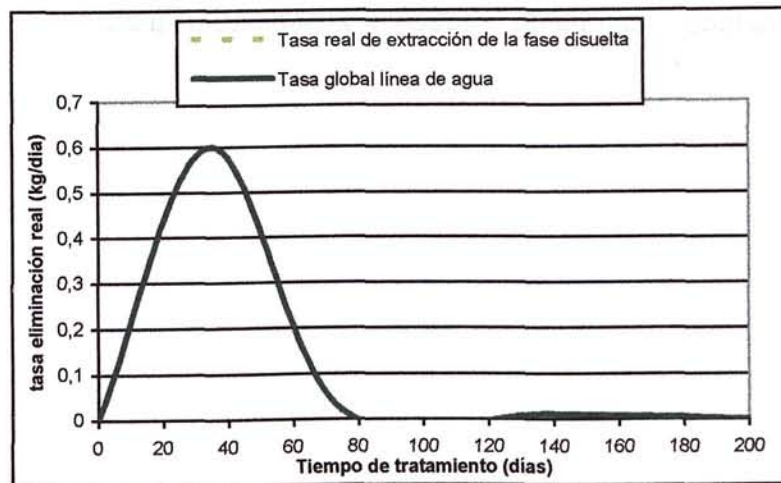
En la tabla siguiente se indica la tasa de eliminación de la línea de agua:

**Tabla VII.200: Tasa de eliminación real en la línea de agua (bombeo fase disuelta)**

	TIEMPO TRATAMIENTO			
	45 días	75 días	140 días	200 días
Tasa Real Ext. F. Disuelta (kg/día)	0,6	0,020	0,011	0,000
Tasa global línea agua (kg/día)	0,6	0,020	0,011	0,000



**Fig. VII.142: Evolución de la tasa real de eliminación en la línea de agua (bombeo de fase disuelta)**



En el gráfico se observa como la tasa se incrementa al comenzar el tratamiento descendiendo rápidamente a los 40 días, y haciéndose nula a los 80 días.

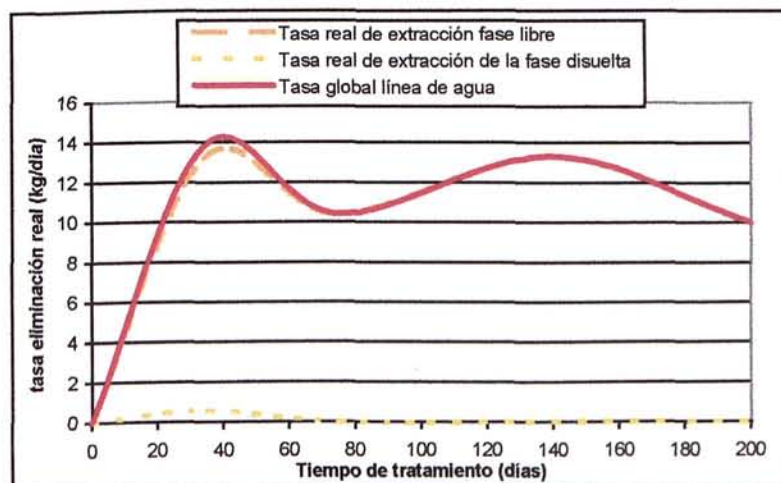
**VII.6.3.3. Tasa real de eliminación total**

Una vez analizadas las tasas de eliminación de la línea de agua y de la línea de aire, ambas se engloban en una única, que conforma la tasa de eliminación total.

**Tabla VII.201: Tasa de eliminación total campo de pruebas nº 2**

	TIEMPO TRATAMIENTO			
	35 días	75 días	140 días	200 días
Tasa Global Eliminación Línea De Aire (kg/día)	13,3	10,4	13,3	10,0
Tasa Global Línea Agua (kg/día)	0,6	0,020	0,011	0,000
<b>TASA REAL ELIMINACIÓN TOTAL (kg/día)</b>	<b>13,9</b>	<b>10,4</b>	<b>13,3</b>	<b>10,0</b>

**Fig. VII.143: Evolución de la tasa real de eliminación total**



Se observa claramente que la línea de aire es totalmente dominante sobre la línea de agua. La media global para todo el campo de pruebas nº 2 es de 26,3 kg/día.

## **CAPÍTULO VIII**

### **INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS**

## **VIII. INTERPRETACIÓN DE RESULTADOS**

En este capítulo se identifican aquellos parámetros o variables que han influido directa o indirectamente en la evolución y eficacia del sistema de tratamiento de extracción de vapores e inyección de aire, así como se estudia la posible interrelación entre parámetros.

Se examina el concepto de número de renovación de aire (NRA) y tasa de renovación de aire (TRA), buscando las variables fundamentales que afectan al sistema de extracción de vapores y definen la eficacia o el rendimiento del mismo.

### **VIII.1. IDENTIFICACIÓN DE PARÁMETROS O VARIABLES QUE INFLUYEN EN EL SISTEMA**

En principio, se han identificado los parámetros tanto de control como de cálculo posterior que han intervenido de forma directa o indirecta en los procesos de evolución del sistema sin inquirir si estos parámetros afectan de forma significativa en el sistema (Apdo.VIII.1). Posteriormente, (Apdo. VIII.1.2.) se investigará la interrelación y relevancia de cada uno de ellos.

#### **VIII.1.1. Identificación de parámetros o variables**

Este estudio se ha llevado a cabo de manera conjunta en los dos campos de pruebas, analizando en ambos los resultados obtenidos de forma común.

Los parámetros de control identificados a priori, se numeran a continuación:

- Concentración de TPH y fracción Volátil (en suelos, aguas, y gases)
- Concentración de COV's
- Niveles de Explosividad
- Porosidad y permeabilidad al aire
- Humedad del suelo
- Caudales de extracción de gases
- Caudales de inyección de aire
- Presión de vacío



- Concentración de CO<sub>2</sub>
- Niveles freáticos
- Espesores aparentes y reales de producto
- Propiedades intrínsecas del suelo

El estudio de los parámetros de control y la información aportada han dado como resultado la obtención de otros parámetros de peso dentro del sistema. Estas variables se identifican a continuación:

- Volumen de aire movilizado (volatilización)
- Disponibilidad de oxígeno en el medio (biodegradación)
- Velocidad de flujo y de Darcy de aire
- Tiempos de tránsito
- Distancia al centro de gravedad de vacío
- Tiempo de tratamiento o limpieza
- Grado de limpieza o de eliminación de la contaminación
- Número de renovaciones de aire
- Tasa de renovación de aire

### **VIII.1.2. Relación entre parámetros o variables**

Se ha estudiado la correspondencia existente entre parámetros y/o variables que en principio pudieran estar relacionadas y la dependencia-independencia entre las mismas en caso de existir concordancia.

Para ello, se ha investigado la relación existente entre parámetros identificativos de las propiedades del medio y del propio sistema de tratamiento y la presencia de hidrocarburos en todas las fases existentes en el medio.

#### **VIII.1.2.1. Relación TPH – COV's - explosividad**

Se ha estudiado la evolución de la concentración de TPH y COV's y el grado de explosividad en los gases extraídos, a lo largo del tratamiento, eligiendo para ello aquellos momentos en

los que se produjo una medida simultánea de los tres parámetros para realizar una correcta comparativa.

Los valores de TPH en  $\text{mg/m}^3$  se han trasladado a ppm para poder compararse en las mismas unidades la concentración de TPH y la de COV's. Las unidades de explosividad, con gas de calibración nonano, son en % LIE (no se han considerado los valores de explosividad con hexano, a pesar de la mayor amplitud de información registrada, ya que ha quedado constatado que no es un gas representativo del queroseno, mientras que el nonano sí).

### CAMPO DE PRUEBAS N° 1

Los resultados se encuentran recogidos en las siguientes tabla:

Tabla VIII.1: Concentración de TPH – COV's – Explosividad en campo de pruebas n° 1

TIEMPO TRATAMIENTO	RAMAL I			RAMAL D		
	TPH	COV's	Explosividad	TPH	COV's	Explosividad
días	ppm	ppm	% LIE Nonano	ppm	pmm	% LIE Nonano
9	8	117	NR	10	80	NR
14	126	187	NR	81	196	NR
20	483	184	NR	483	239	NR
27	157	158	NR	284	366	NR
37	231	329	NR	574	594	NR
44	203	84	NR	546	175	NR
55	564	491	21	1413	710	65
61	285	630	16	1138	642	45
68	407	400	14	877	500	13
111	95	208	9	404	389	25
139	9	121	6	57	98	6
152	143	125	11	109	630	21
<b>MEDIA</b>	<b>226</b>	<b>253</b>	<b>13</b>	<b>498</b>	<b>385</b>	<b>29</b>

\* NR: No registrada

Los datos indican que existe una de concentración de TPH y de COV's y de explosividad superior en el ramal D. La evolución de ambos parámetros por ramal se observa en los gráficos adjuntos:

Fig. VIII.1: Relación COV's-Explosividad – TPH en el ramal I (Campo nº 1)

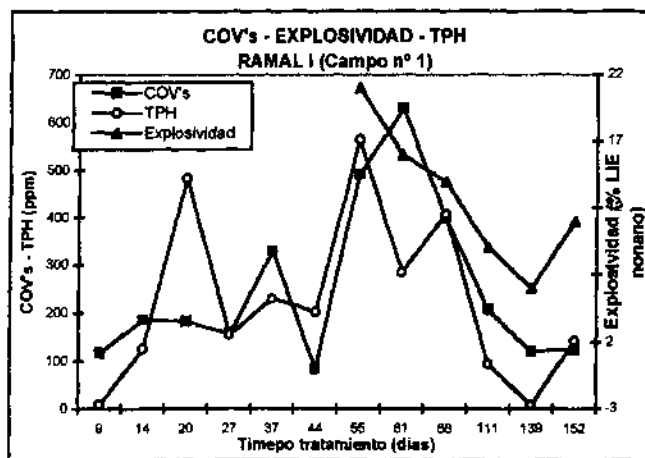
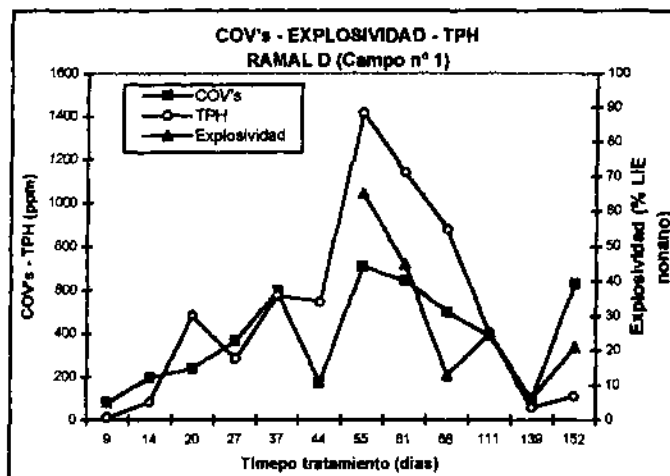


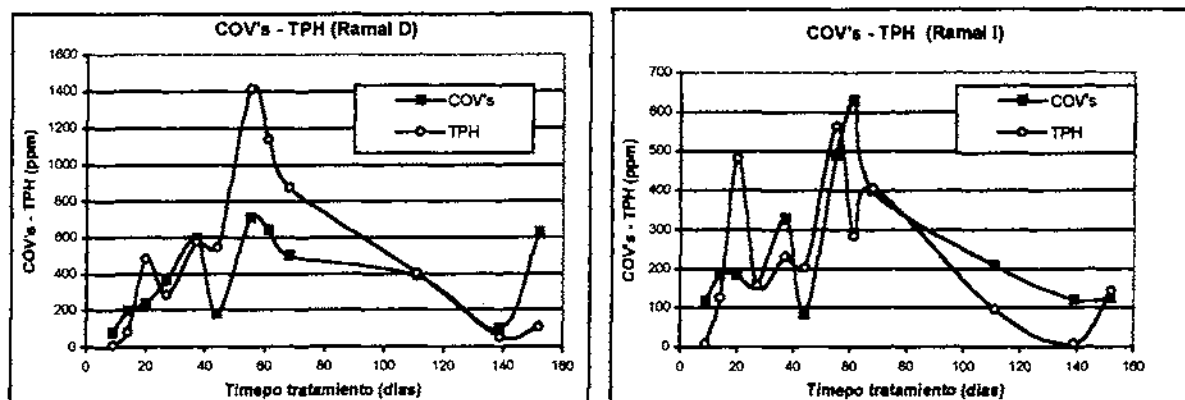
Fig. VIII.2: Relación COV's-Explosividad – TPH en el ramal D (Campo nº 1)



COV's – TPH gas

A continuación se expone la evolución de la concentración de COV's-TPH en ambos ramales :

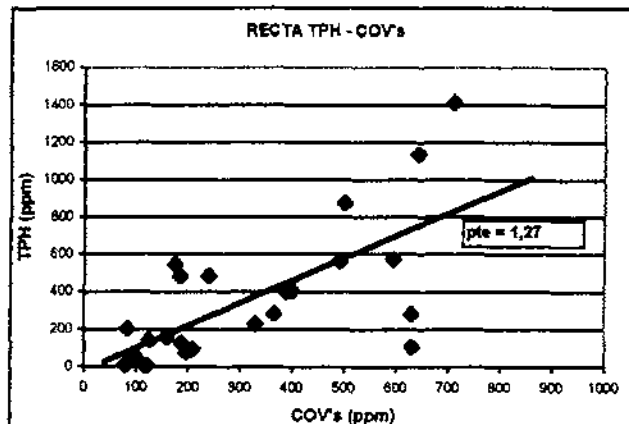
Fig. VIII.3: Relación COV's -TPH en ramal I y D (Campo de pruebas nº 1)



En ambos gráficos se observa la gran similitud entre la concentración de COV's y TPH, donde se observa que siguen una evolución pareja.

Por tanto, si representamos todos los datos (ramal I y D en conjunto) COV's-TPH obtenemos la recta de proporcionalidad o calibración entre ambos parámetros:

Fig. VIII.4: Recta de calibración TPH –COV's (Campo nº 1)

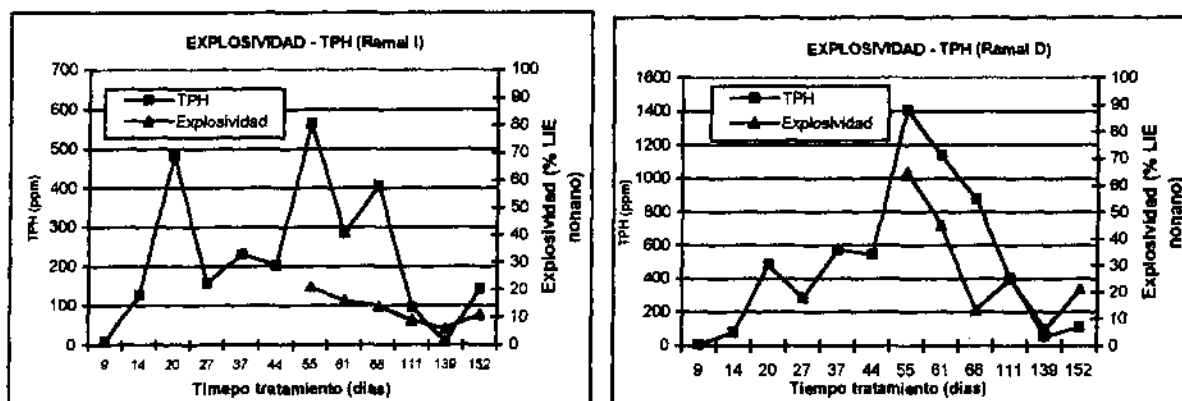


La pendiente de la recta TPH-COV's es 1,3, es decir, la concentración de TPH es 1,3 veces mayor que la concentración obtenida de COV's.

TPH- explosividad

Análogamente, representando la evolución del TPH –explosividad de cada ramal, se obtienen los siguientes gráficos de evolución:

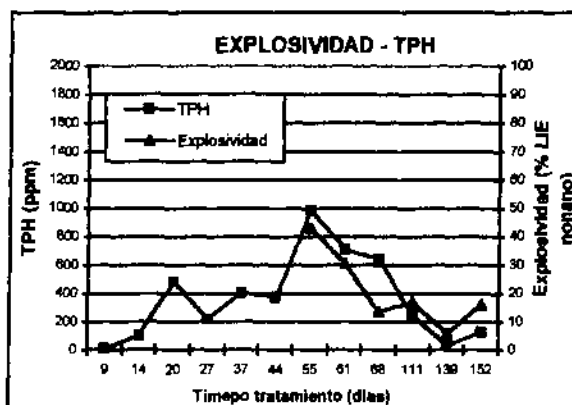
Fig. VIII.5: Relación Explosividad – TPH en ramales I y D (Campo de pruebas nº 1)



Se puede identificar una relación clara entre la concentración de TPH y la explosividad registradas, en los dos ramales, observándose además una evolución muy similar de la explosividad de forma individual en cada ramal.

Si situamos en un gráfico la media de TPH y de explosividad de ambos ramales obtenemos que si se observa una cierta similitud en la evolución:

Fig. VIII.6: Relación TPH – explosividad medias (Campo nº 1)

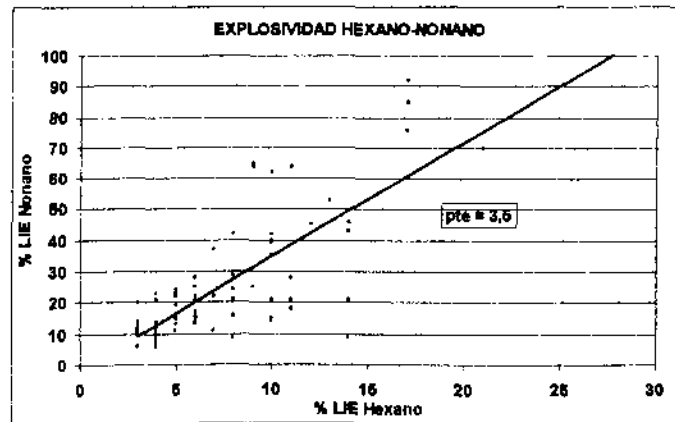


Del mismo modo, como la concentración de TPH y los COV's si están relacionados y siguen la misma evolución, se deduce que la concentración de COV's también sigue la misma tendencia evolutiva que la explosividad.

Se tomaron medidas de explosividad simultáneas con nonano, observándose que existe una proporción de aproximadamente 3,5 entre las explosividades de ambos ramales en

conjunto; es decir, la explosividad tomada en nonano es 3,5 veces superior a la registrada con hexano.

Fig VIII.7: Curva de correlación hexano-nonano (Campo de pruebas nº 1)



En el Anejo IV se encuentran recogidas los gráficos de evolución y las tablas de forma individual para cada ramal I y parámetro.

#### Resumen:

- La evolución de COV's en ambos ramales es similar. Siendo los picos máximos a 60 días y a 140 días. Se tiene que:

$$\text{COV's ramal D} > \text{COV's ramal I}$$

- La evolución del TPH es similar, siendo los picos máximos entre 40 – 60 días y nuevamente a 100-120 días. Se tiene que:

$$\text{TPH ramal D} > \text{TPH ramal I}$$

- La evolución de la explosividad con el tiempo de tratamiento es decreciente en ambos ramales y de tendencia similar. Se tiene que:

$$\text{Explosividad ramal D} > \text{explosividad ramal I}$$

- Los TPH y los COV's siguen la misma tendencia evolutiva a lo largo del tiempo de tratamiento.

- La concentración de TPH generalmente es superior a la de COV's, con una proporción de 4:3 (pte = 1,3). Es decir:

$$\text{TPH} = 1,3 \times \text{COV's}$$

- Existe relación entre TPH y explosividad, y análogamente entre los COV's y la explosividad.
- La concentración de explosividad registrada con nonano es generalmente superior a la de hexano, con una proporción de 7:2 (pte = 3,5). Es decir:

$$\% \text{ LIE Nonano} = 3,5 \times \% \text{ LIE hexano}$$

### **CAMPO DE PRUEBAS N° 2**

Los resultados de concentración de TPH – COV's y explosividad se encuentran recogidos en las siguientes tabla:

**Tabla VIII.2: Concentración de TPH – COV's – Explosividad en campo de pruebas n° 2**

TIEMPO TRATAMIENTO	RAMAL I			RAMAL D		
	TPH	COV's	Explosividad	TPH	COV's	Explosividad
días	ppm	ppm	% LIE Hexano	ppm	pmm	% LIE Hexano
11	220	780	NR	49	314	NR
19	773	831	NR	106	196	NR
30	353	725	NR	65	149	NR
40	643	697	NR	101	141	NR
50	494	470	NR	68	99	NR
60	501	410	17	174	165	5
71	310	292	15	152	264	5
81	707	300	13	270	150	6
117	445	250	36	124	145	27
135	292	285	9	110	172	8
149	313	365	18	309	228	28
<b>MEDIA</b>	<b>459</b>	<b>491</b>	<b>18</b>	<b>139</b>	<b>184</b>	<b>13</b>

\*NR: No registrada

Los datos indican que existe una concentración de TPH, COV's y explosividad superior en el ramal I. La evolución entre parámetros por ramal se observa en los gráficos adjuntos:

Fig. VIII.8: Relación COV's-Explosividad – TPH en el ramal I (Campo nº 2)

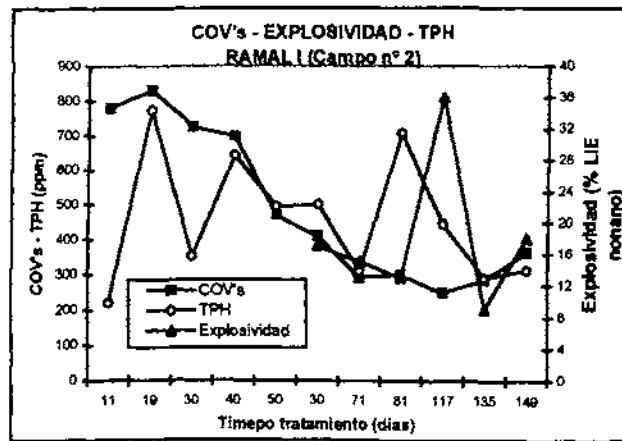
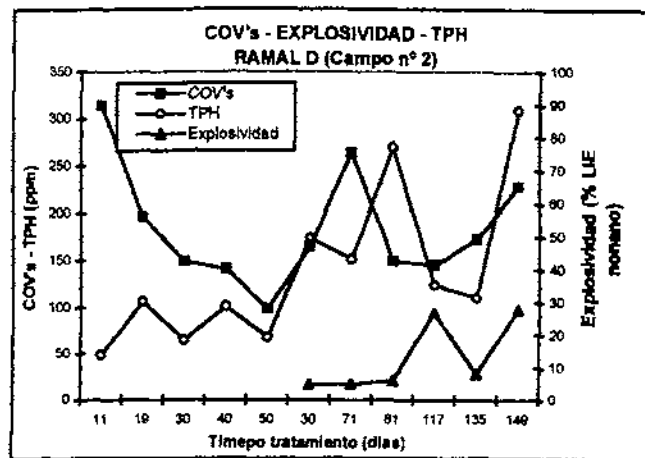


Fig. VIII.9: Relación COV's-Explosividad – TPH en el ramal D (Campo nº 1)

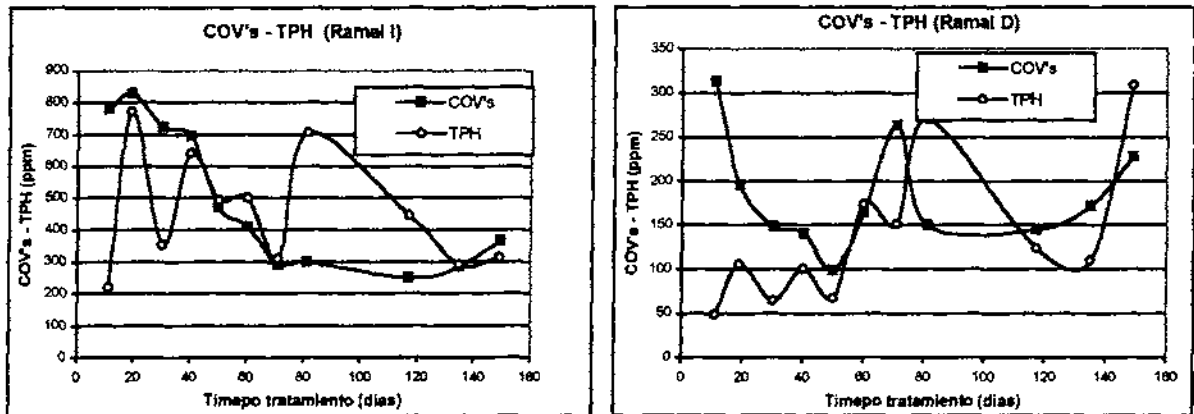


COV's – TPH gas

A continuación se expone la evolución de la concentración de COV's-TPH en ambos ramales :



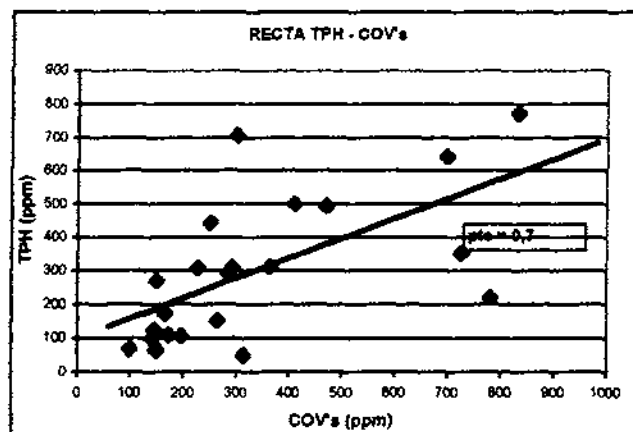
Fig. VIII.10: Relación COV's -TPH en ramal I y D (Campo de pruebas nº 2)



En ambos gráficos se observa que existe una cierta similitud entre la concentración de COV's y TPH, de manera más evidente en el Ramal I que en el ramal D. Al principio del tratamiento existe una gran disparidad entre ambas concentraciones, siendo la concentración de COV's mayor que la consecutiva de TPH, disminuyendo la desviación entre ambas con el tiempo.

Representado todos los datos (ramal I y D en conjunto) COV's-TPH obtenemos la recta de proporcionalidad o calibración entre ambos parámetros:

Fig. VIII.11: Recta de calibración TPH -COV's (Campo de pruebas nº 2)



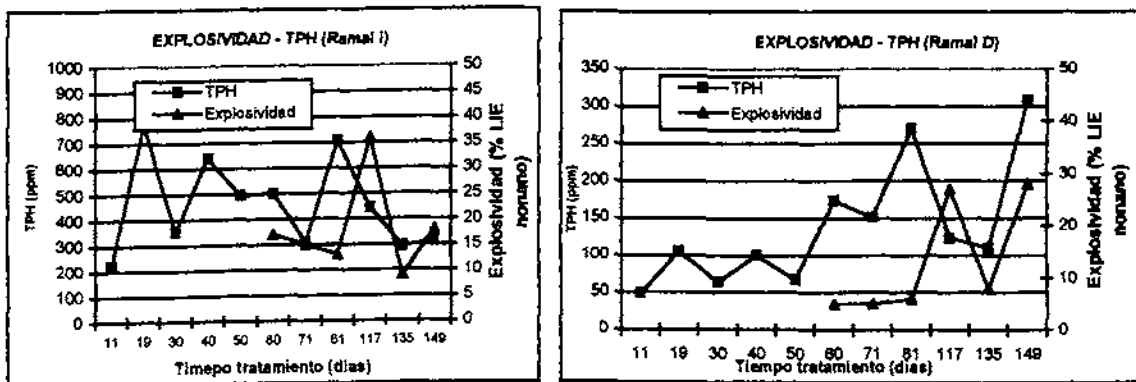
La pendiente de la recta TPH-COV's es 0,7 es decir, la concentración de TPH es menor que la de COV's siendo 0,7 veces mayor que la concentración COV's respecto a la de TPH. Es

decir, en este caso, los valores obtenidos de concentración de COV's registrados en campo son prácticamente similares a la concentración de TPH obtenida en el laboratorio.

TPH – explosividad

Análogamente, representando la evolución del TPH –explosividad de cada ramal, se obtienen los siguientes gráficos de evolución:

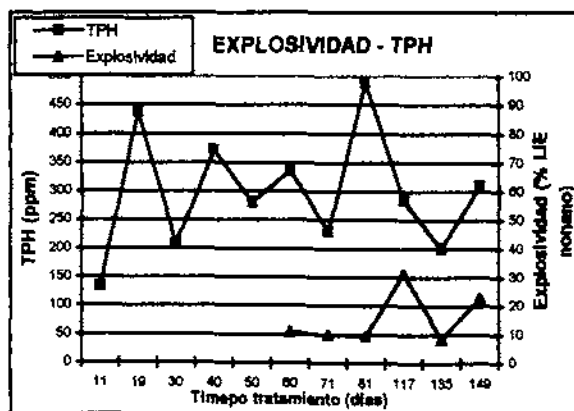
**Fig. VIII.12: Relación Explosividad – TPH en ramales I y D (Campo de pruebas nº 2)**



En el campo de pruebas nº 2 también se observa una similitud en la evolución entre la concentración de TPH y la explosividad registradas, en ambos ramales, observándose además una evolución de la explosividad de forma individual muy similar en cada ramal, siendo mayor la explosividad registrada en el ramal I.

Si situamos en un gráfico la media de TPH y de explosividad de ambos ramales obtenemos que se observa una cierta similitud en la evolución:

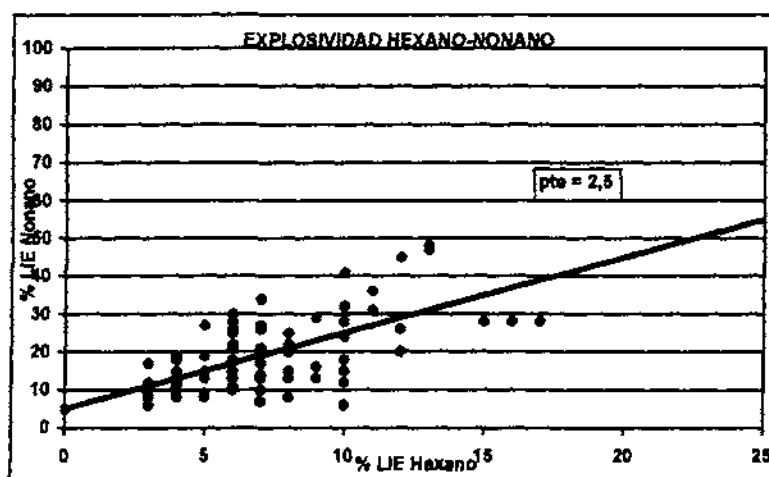
**Fig. VIII.13: Relación TPH – explosividad medias (Campo nº 2)**



Del mismo modo, como la concentración de TPH y los COV's si están relacionados y siguen la misma evolución, se deduce que la concentración de COV's también tiene relación con la explosividad.

Se tomaron medidas de explosividad simultáneas con nonano, observándose que existe una proporción de aproximadamente 2,2 entre las explosividades de ambos ramales en conjunto; es decir, la explosividad tomada en nonano es 2,2 veces superior a la registrada con hexano.

Fig VIII.14: Curva de correlación hexano-nonano (Campo de pruebas nº 2)



En el Anejo IV se encuentran recogidas los gráficos de evolución y las tablas de forma individual para cada ramal I y parámetro.

Resumen:

- La evolución de COV's en ambos ramales no siguen la misma evolución. Se tiene que:

$$\text{COV's ramal I} > \text{COV's ramal D}$$

- La evolución del TPH es similar, siendo los picos máximos entre 60 días en ambos ramales y a los 140 días en el ramal D. Se tiene que:

$$\text{TPH ramal I} > \text{TPH ramal D}$$

- La evolución de la explosividad, tanto de hexano como de nonano, con el tiempo de tratamiento es decreciente en ambos ramales y de tendencia similar.

explosividad ramal I > explosividad ramal D

- La concentración de TPH es ligeramente menor a la de COV's, con una proporción de 2:3 (pte = 0,7). Es decir:

$$\text{TPH} = 0,7 \times \text{COV's}$$

- Los TPH y los COV's siguen, en líneas generales, la misma tendencia evolutiva, pero hay algunos picos de discrepancia.
- Existe relación entre COV's-TPH y explosividad, y análogamente también entre los COV's y la explosividad.
- La concentración de explosividad registrada con nonano es generalmente superior a la de hexano, con una proporción de 7:3 (pte = 2,2). Es decir:

$$\% \text{ LIE Nonano} = 2,2 \times \% \text{ LIE hexano}$$

### Conclusiones

- Existe una concordancia entre la evolución de la concentración en fase gaseosa de COV's y la de TPH a lo largo del tiempo de tratamiento, aunque con proporciones diferentes, lo que indica que en este caso, que la medida de campo de COV's tomada "in situ" no es corroborable directamente con la concentración de TPH en gas existente, es decir, se puede tomar la medida de COV's como un indicativo de la evolución de los procesos de volatilización pero no como un valor cuantitativo de la concentración de los vapores orgánicos existentes.
- En la medida de explosividad de los gases es fundamental utilizar un gas de calibración que se corresponda con el hidrocarburo presente en el medio (en nuestro caso nonano-queroseno), ya que de no elegir correctamente dicho gas se pueden generar desde el

punto de vista de la seguridad y de los riesgos a la salud y el medioambiente, valores de explosividad menores a los reales (como es el caso de la utilización de hexano para el queroseno).

- No se puede concluir que un alto caudal de aire incremente la concentración de COV's y de TPH en gas, pero si se puede deducir que una adecuada aireación del medio favorece la volatilización de los hidrocarburos absorbidos.
- La aireación de aire en el suelo va a favorecer la volatilización de los hidrocarburos absorbidos en el suelo y el transporte de los mismos y de los hidrocarburos existentes en fase vapor en las primeras etapas del tratamiento, por este motivo, la concentración de compuestos en fase gas es muy elevada.
- Análogamente, el grado de explosividad en el medio es superior en las primeras fases del tratamiento (registrado con hexano), ya que el sistema extrae los gases explosivos existentes entre las oquedades de los granos del suelo, y por tanto, la concentración de gases explosivos es superior al principio del tratamiento, disminuyendo de forma gradual en el tiempo, a medida que la volatilización de dichos gases los hace desaparecer.

#### **VIII.1.2.2. Relación TPH – COV's – explosividad y caudal de extracción de aire**

Se ha estudiado si existe conexión entre los resultados obtenidos de concentración de TPH y COV's y explosividad en gases y los caudales de extracción de aire, cuyos resultados se exponen a continuación. (En este caso, para la explosividad se ha utilizado el registro de hexano, dado el mayor volumen de datos y la independencia del tipo de gas con el caudal de extracción).

##### **CAMPO DE PRUEBAS Nº 1**

Se ha analizado la variación de concentración de COV's, TPH y explosividad a diferentes tiempos, recogidas en las siguientes tablas y de las cuales se obtiene los siguientes gráficos de evolución:

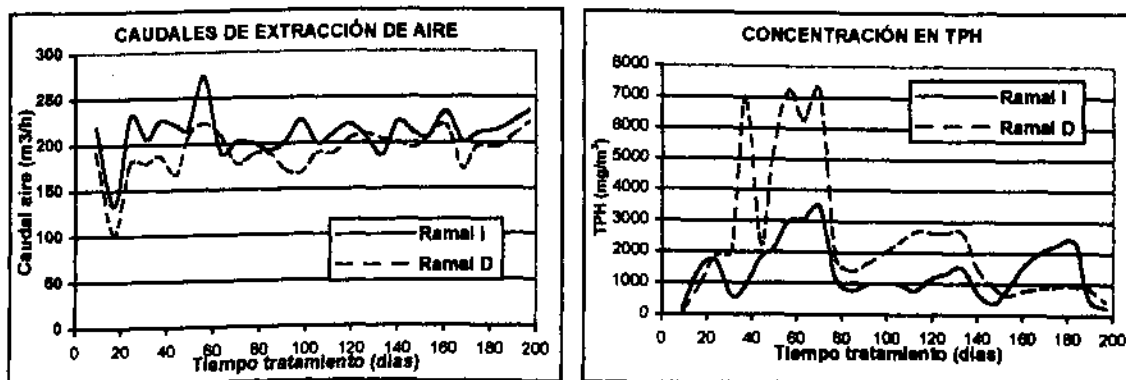
Tabla VIII.3: Relación caudal de extracción de aire – TPH gas-COV's-explosividad (Campo nº 1)

Tiempo tratam. (días)	RAMAL I				RAMAL D			
	TPH ppm	COV's ppm	EXPLOSIVIDAD % (LIE hexano)	CAUDAL m <sup>3</sup> /h	TPH ppm	COV's ppm	EXPLOSIVIDAD % (LIE hexano)	CAUDAL m <sup>3</sup> /h
T=1	95,2	110	11	208	8,6	180	100	215
T=15	1218,5	187	13	197	378,9	196	32	90
T=30	306,7	158	6	185	414,1	366	9	190
T=45	350,1	124	6	220	1552,1	233	13	207
T=60	700,8	241	3	205	1753,7	646	12	260
T=75	585,5	200	0	230	807,0	220	3	155
T=90	349,3	150	3	255	590,3	449	4	160
T=105	300,0	141	6	220	891,7	505	4	300
T=120	453,6	128	0	235	784,4	493	0	235
T=135	234,5	277	0	280	97,8	191	0	240
T=150	246,0	150	0	280	142,7	121	0	265
T=165	486,5	203	6	255	233,1	189	9	245
T=180	162,2	162	0	265	255,7	155	3	280
T=190	73,1	86	0	275	119,0	125	0	285
<b>MEDIA</b>	<b>397,3</b>	<b>165,5</b>	<b>3,9</b>	<b>355,7</b>	<b>573,5</b>	<b>290,6</b>	<b>13,5</b>	<b>223,4</b>

Caudal aire -TPH gas

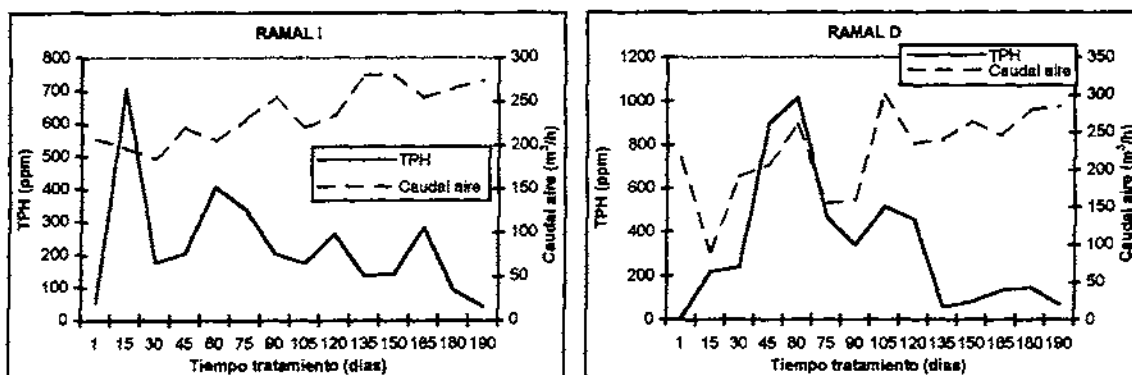
En líneas generales la evolución de la concentración de TPH en gas respecto a los caudales de extracción siguen una evolución muy paralela al principio del tratamiento, aumentando la concentración de TPH si los caudales de extracción se incrementaban, pero sin embargo, en la segunda mitad del tratamiento y hasta el final del mismo se observa el efecto contrario, la concentración de TPH disminuye de forma paulatina mientras que los caudales de extracción se incrementan; este efecto se cumple en ambos ramales y se aprecia en los gráficos siguientes:

Fig. VIII.15: Evolución de caudales de extracción de aire y concentración de TPH (Campo nº 1)



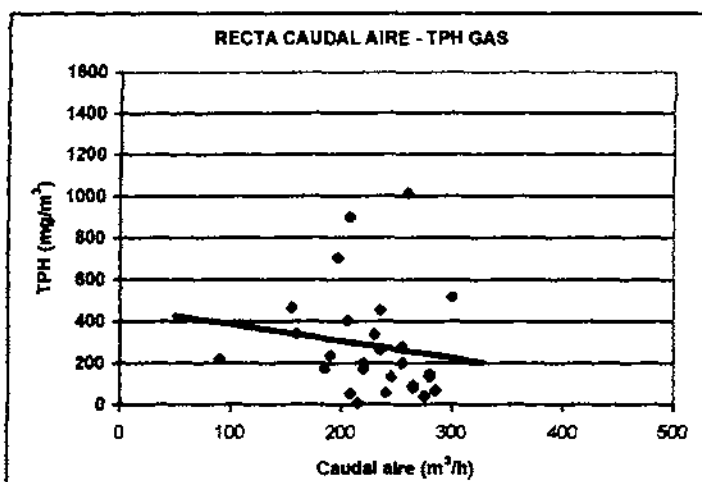
De forma detallada, la relación entre ambos parámetros es el siguiente:

Fig. VIII.16: Relación entre caudales de extracción de aire y TPH (campo nº 1)



Si establecemos la recta de proporcionalidad entre el caudal de aire y el TPH se obtiene que la concentración de TPH disminuye ligeramente con el caudal de aire:

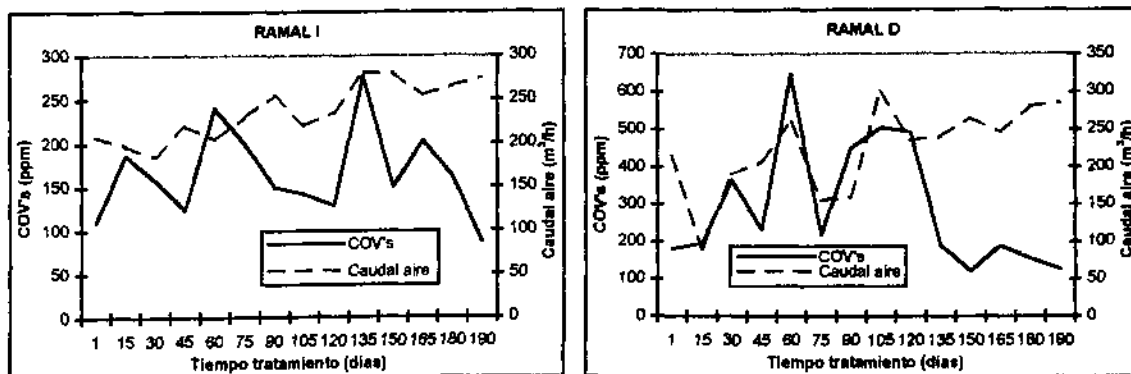
Fig. VIII.17: Recta Caudal – TPH (Campo nº 1)



Caudal aire –COV's

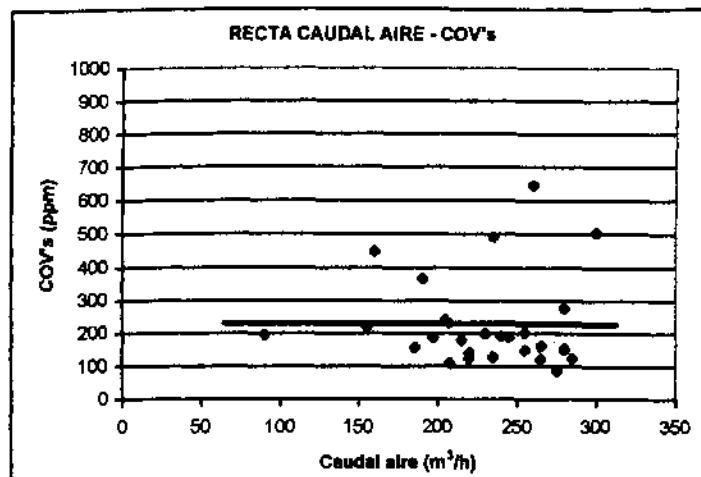
Del mismo modo se ha hecho corresponder la concentración de COV's con el caudal de aire extraído, obteniéndose una gran concordancia entre ambas variables (sobre todo en los datos del ramal D) en donde se ve claramente como la concentración de COV's se incrementa con el incremento del caudal de aire, y viceversa. Esta relación se continua hasta la mitad del tratamiento donde el caudal de aire sigue incrementándose y por el contrario los COV's disminuyen:

Fig. VIII.18: Relación caudal aire – COV's (Campo nº 1)



La recta de proporcionalidad entre ambos parámetros corrobora que existe una relación paralela entre ambas:

Fig. VIII.19: Recta Caudal aire – COV's (campo nº 1)

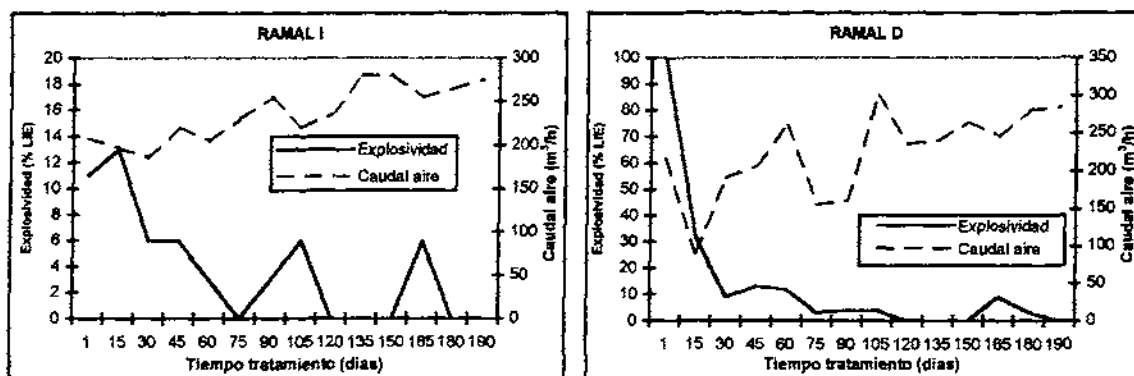


Caudal aire – explosividad (hexano)

La correspondencia entre la explosividad (hexano) y el caudal de aire se encuentra en los gráficos siguientes. En ellos se aprecia que en líneas generales la explosividad disminuye con el caudal de aire, siendo a l principio del tratamiento el valor de explosividad más alto y los caudales de aire más bajos:

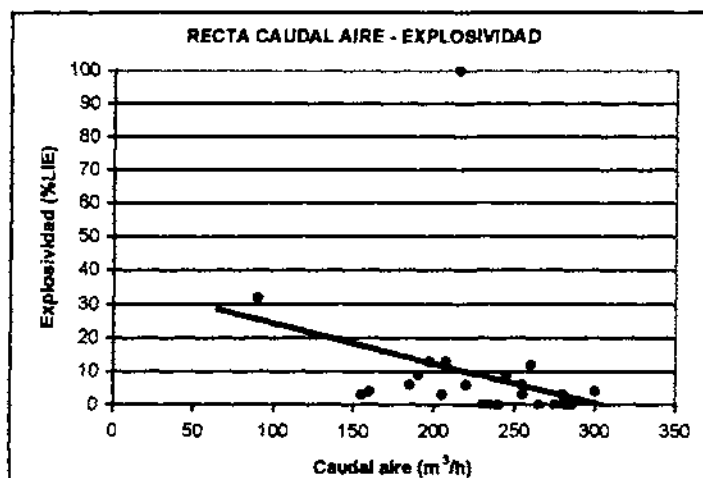


Fig. VIII.20: Relación caudal de aire – explosividad (campo nº 1)



La recta de proporcionalidad indica que a caudales de aire altos disminuye el valor de la explosividad:

Fig. VIII.21: Recta caudal aire – explosividad (campo nº 1)



**CAMPO DE PRUEBAS Nº 2**

La variación de concentración de COV's, TPH y explosividad a diferentes tiempos, recogidas en las siguientes tablas y de las cuales se obtiene los siguientes gráficos de evolución:

Tabla VIII.4: Relación caudal de extracción de aire – TPH gas – COV's – explosividad (Campo nº 2)

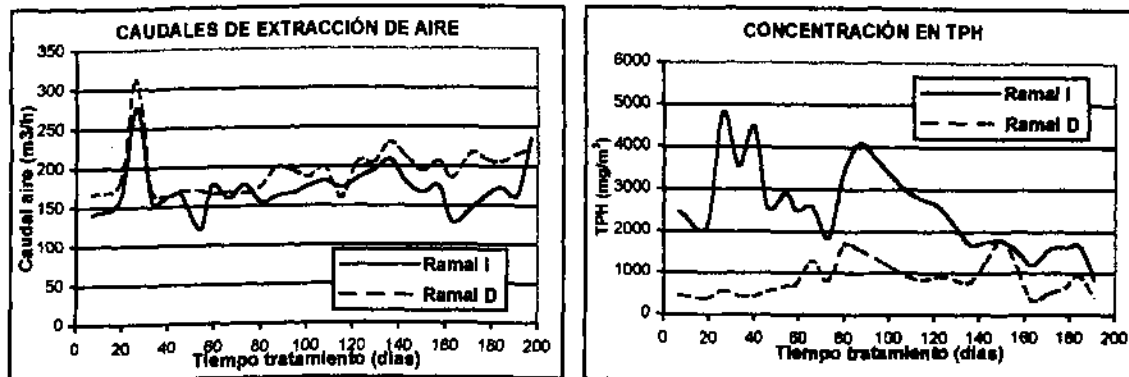
		RAMAL I				RAMAL D			
		TPH	COV's	EXPLOSIVIDAD	CAUDAL	TPH	COV's	EXPLOSIVIDAD	CAUDAL
Tiempo tratam. (días)		ppm	ppm	% (LIE hexano)	m³/h	ppm	ppm	% (LIE hexano)	m³/h
ext rac ció	T=1	426,3	572	35	152	79,6	210	60	160
	T=15	170,2	807	17	152	29,7	200	11	170

Tiempo tratam. (días)	RAMAL I				RAMAL D			
	TPH ppm	COV's ppm	EXPLOSIVIDAD % (LIE hexano)	CAUDAL m <sup>3</sup> /h	TPH ppm	COV's ppm	EXPLOSIVIDAD % (LIE hexano)	CAUDAL m <sup>3</sup> /h
T=30	353,4	725	13	156	65,2	149	4	165
T=45	401,7	487	13	170	95,0	551	5	175
T=60	500,6	410	9	160	174,1	165	10	172
T=75	731,0	365	10	144	275,8	147	7	165
T=90	576,0	364	10	166	197,1	125	0	165
T=105	445,3	358	3	226	124,0	114	2	190
T=120	452,4	375	11	223	188,8	907	6	250
T=135	292,2	285	5	260	110,2	172	0	213
T=150	312,7	220	6	185	308,9	203	7	220
T=165	205,8	420	13	150	62,2	86	9	220
T=180	270,2	208	8	218	163,4	150	0	210
T=190		180	0	210		135	0	275
<b>MEDIA</b>	<b>395,2</b>	<b>412,6</b>	<b>10,9</b>	<b>183,7</b>	<b>144,2</b>	<b>236,7</b>	<b>8,6</b>	<b>191,3</b>

Caudal aire -TPH gas

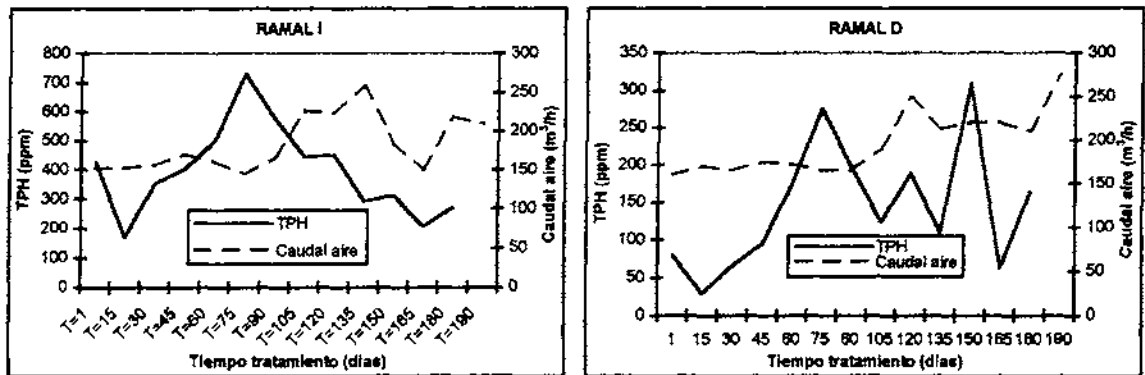
Al igual que en el campo de pruebas nº 1, la evolución general de la concentración de TPH en gas respecto a los caudales de extracción siguen una evolución muy paralela al principio del tratamiento, aumentando la concentración de TPH si los caudales de extracción se incrementan, pero sin embargo, a partir de la segunda mitad del tratamiento y hasta el final del mismo se observa el efecto contrario, la concentración de TPH disminuye de forma paulatina mientras que los caudales de extracción se incrementan; este efecto se cumple en ambos ramales y se aprecia en los gráficos siguientes:

Fig. VIII.22: Evolución de caudales de extracción de aire y concentración de TPH (Campo nº 2)



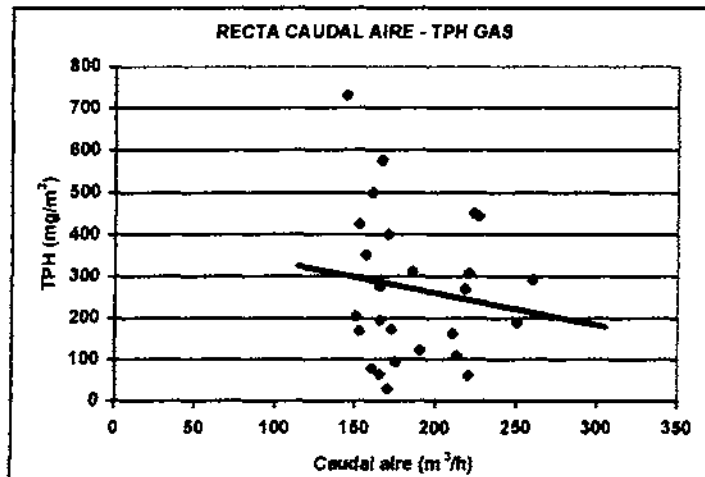
De forma detallada, la relación entre ambos parámetros es el siguiente:

Fig. VIII.23: Relación entre caudales de extracción de aire y TPH (campo nº 2)



Si establecemos la recta de proporcionalidad entre el caudal de aire y el TPH se obtiene que la concentración de TPH disminuye ligeramente con el caudal de aire:

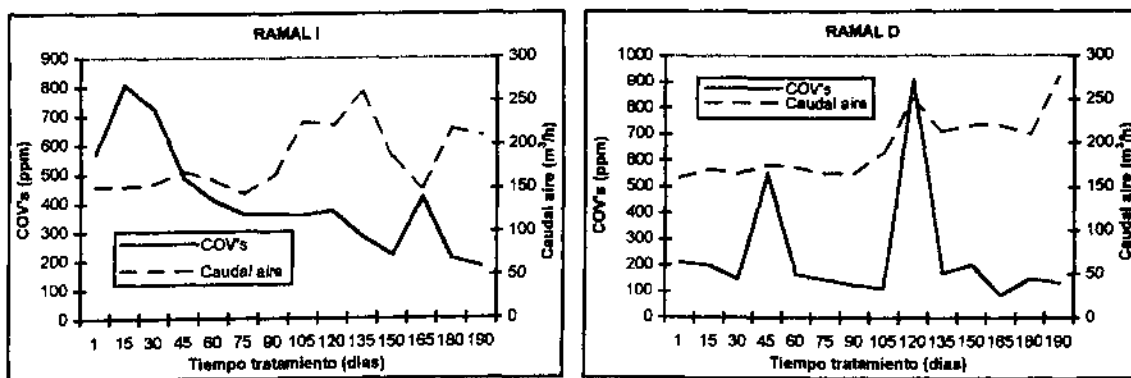
Fig. VIII.24: Recta Caudal – TPH (Campo nº 2)



Caudal aire –COV's

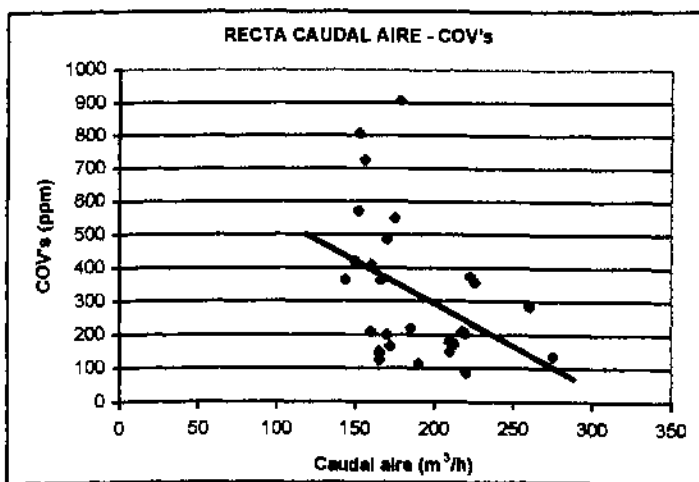
Se ha hecho corresponder la concentración de COV's con el caudal de aire extraído, obteniéndose una gran concordancia entre ambas variables en los datos del ramal D en donde se ve claramente como la concentración de COV's se incrementa con el incremento del caudal de aire, y viceversa. En el ramal I por el contrario no se observa una relación clara.

Fig. VIII.25: Relación caudal aire – COV's (Campo nº 2)



La recta de proporcionalidad entre ambos parámetros corrobora que existe una relación paralela entre ambas:

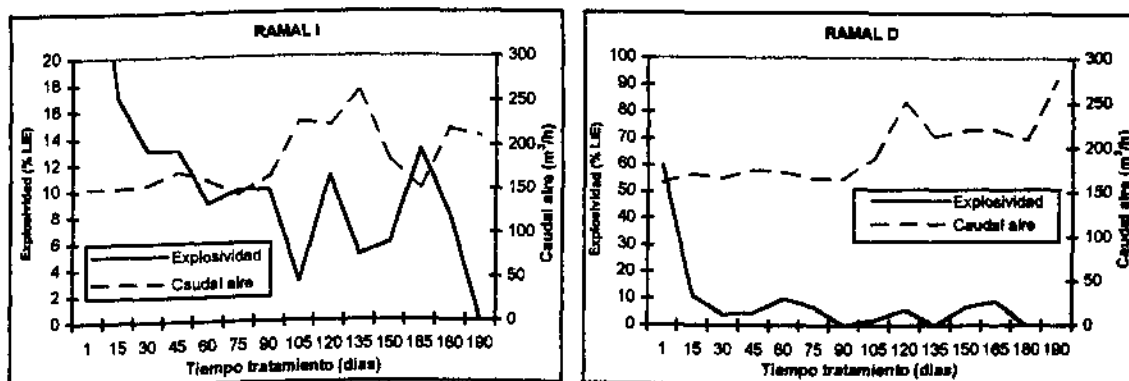
Fig. VIII.26: Recta Caudal aire – COV's (campo nº 2)



Caudal aire – explosividad (hexano)

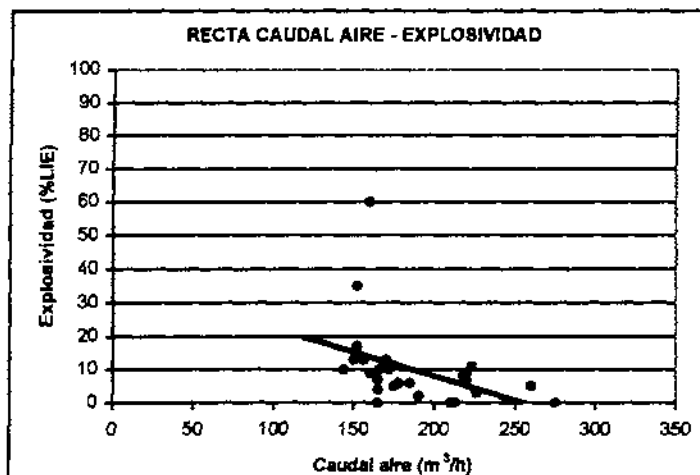
En la correspondencia entre la explosividad (hexano) y el caudal de aire se aprecia que en líneas generales la explosividad disminuye con el caudal de aire, siendo al principio del tratamiento el valor de explosividad más alto y los caudales de aire más bajos:

Fig. VIII.27: Relación caudal de aire – explosividad (campo nº 2)



La recta de proporcionalidad indica que a caudales de aire altos disminuye el valor de la explosividad:

Fig. VIII.28: Recta caudal aire – explosividad (campo n° 2)



### Conclusiones

- No se puede concluir que un alto caudal de aire incremente la concentración de COV's y de TPH en gas, pero si se puede deducir que una adecuada aireación del medio favorece la volatilización de los hidrocarburos absorbidos.
- La aireación de aire en el suelo va a favorecer la volatilización de los hidrocarburos absorbidos en el suelo y el transporte de los mismos y de los hidrocarburos existentes en fase vapor en las primeras etapas del tratamiento, por este motivo, la concentración de compuestos en fase gas es muy elevada.
- Análogamente, el grado de explosividad en el medio es superior en las primeras fases del tratamiento, ya que el sistema extrae los gases explosivos existentes entre las oquedades de los granos del suelo, y por tanto, la concentración de gases explosivos es superior al principio del tratamiento, disminuyendo de forma gradual en el tiempo, a medida que la volatilización de dichos gases les hace desaparecer.

### VIII.1.2.3. Caudal de extracción de aire, presión de vacío e inyección de aire

En este apartado se estudia la relación entre el caudal de extracción de aire, el caudal de inyección y la presión de vacío ejercida en cada pozo de extracción. Así como su dependencia entre la distancia existente entre el pozo y el centro de gravedad de vacío denominada, distancia radial y la evolución en el tiempo de tratamiento.

#### CAMPO DE PRUEBAS N° 1

##### Caudal aire – presión de vacío

Se ha realizado el seguimiento de la presión de vacío en cada pozo de extracción los primeros 60 días de tratamiento, y de los caudales de extracción hasta el final del tratamiento. En la tabla siguiente se resume la evolución de ambos parámetros cada 15 días:

Tabla VIII.5: Caudales de extracción de aire (campo de pruebas n° 1)

TIEMPO	CAUDAL AIRE RAMAL I (m <sup>3</sup> /h)						CAUDAL AIRE RAMAL D (m <sup>3</sup> /h)					
	I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	MEDIA	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5	MEDIA
T = 1	65	70	10	75	10	46	55	60	40	10	50	43
T = 15	40	55	50	20	32	39	10	15	100	10	10	29
T = 30	10	60	45	25	45	37	30	50	50	50	10	38
T = 45	55	100	30	15	20	44	45	42	70	40	10	41
T = 60	30	100	40	15	30	43	40	50	60	40	10	40
T = 75	20	80	45	30	55	46	10	60	50	25	10	31
T = 90	20	100	45	55	30	50	15	80	65	25	10	39
<b>MEDIA</b>	<b>34</b>	<b>81</b>	<b>38</b>	<b>34</b>	<b>32</b>	<b>44</b>	<b>29</b>	<b>51</b>	<b>62</b>	<b>29</b>	<b>16</b>	<b>37</b>

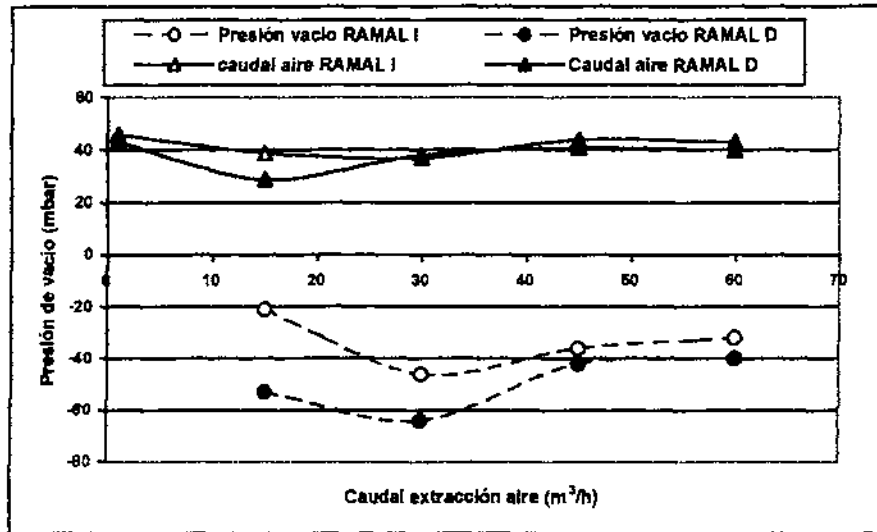
Los caudales de aire extraídos los primeros 90 días de tratamiento se van incrementando en el tiempo en líneas generales en todos los pozos, obteniéndose caudales mayores en el ramal I.

Tabla VIII.6: Presión de vacío (campo de pruebas n° 1)

TIEMPO	PRESIÓN VACIO RAMAL I (mbar)						PRESIÓN VACIO RAMAL D (mbar)					
	I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	MEDIA	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5	MEDIA
T = 1												
T = 15	-18	-22	-28	-22	-18	-21	-53	-72	-58	-44	-40	-53
T = 30	-54	-46	-47	-43	-40	-46	-70	-70	-72	-51	-61	-64
T = 45	-41	-38	-37	-29	-36	-36	-42	-41	-44	-45	-38	-42
T = 60	-25	-43	-35	-31	-28	-32	-37	-44	-41	-45	-35	-40
<b>MEDIA</b>	<b>-34</b>	<b>-37</b>	<b>-36</b>	<b>-31</b>	<b>-30</b>	<b>-34</b>	<b>-50</b>	<b>-57</b>	<b>-54</b>	<b>-46</b>	<b>-44</b>	<b>-50</b>

Las presiones de vacío registradas en los primeros 60 días de tratamiento indican que la presión tiende a disminuir en el tiempo, siendo las presiones producidas en los pozos del ramal D superiores a los del ramal I. En los gráficos siguientes se relacionan ambos parámetros, considerando las medias de cada ramal:

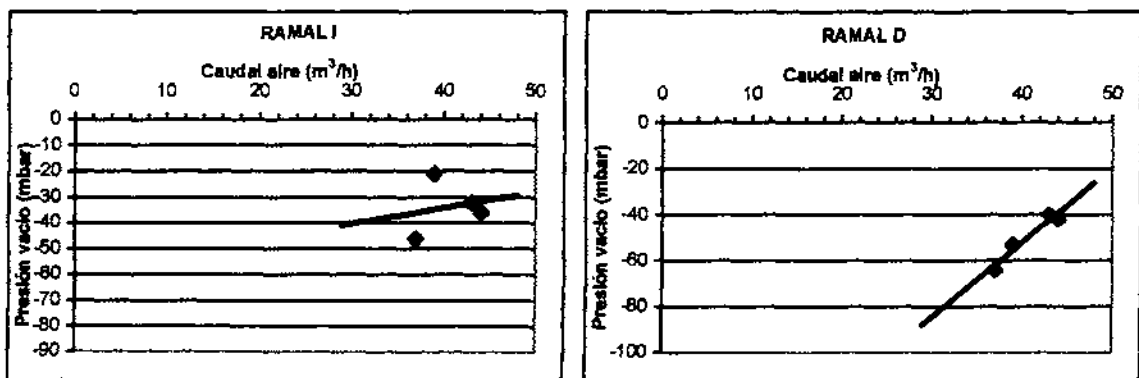
Fig. VIII.29: Relación caudal de extracción de aire y presión de vacío medias (Campo nº 1)



Se observa como cuando el caudal de aire es mayor la presión de vacío que presenta el pozo es baja, y viceversa, a caudales de aire bajos la presión de vacío es alta.

Si representamos la recta existente entre ambos parámetros obtenemos:

Fig. VIII.30: Recta de proporcionalidad caudal aire- presión de vacío (campo nº 1)



Se observa en ambos ramales como se corresponden los caudales elevados con presiones de vacío bajas y los caudales de aire bajos con presiones de vacío altas, siendo esta proporción más acusada en el ramal D.

Caudal de extracción de aire – presión de vacío – distancia radial

Cada uno de los pozos se encontraba situada a una determinada distancia del centro de gravedad de vacío (G), dichas distancias se encuentran recogidas en la tabla siguiente:

Tabla VIII.7: Distancia radial al centro de gravedad de cada pozo (Campo de pruebas nº 1)

Pozo	I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5
Distancia radial al centro de gravedad (m)	26,7	17,3	14,9	19,2	26,9	23,2	7,7	3	13,3	24,7

Por tanto, el orden de consecución de los pozos según la distancia radial será en el ramal I: I-5 > I-1 > I-4 > I-2 > I-3 y en el ramal D: D-5 > D-1 > D-4 > D-2 > D-3. Los pozos I-3 y D-3 se sitúan más próximos al centro de gravedad de vacío respecto al resto, siendo los pozos I-5 y D-5 los situados a mayor distancia.

Se ha estudiado la correspondencia entre los caudales de aire y las presiones de vacío registradas. Los caudales de aire se midieron durante todo el tratamiento, 195 días, sin embargo las presiones de vacío solamente se registraron los 60 primeros días.

Tabla VIII.8: Caudales de aire respecto a distancia radial al centro de gravedad (Campo nº 1)

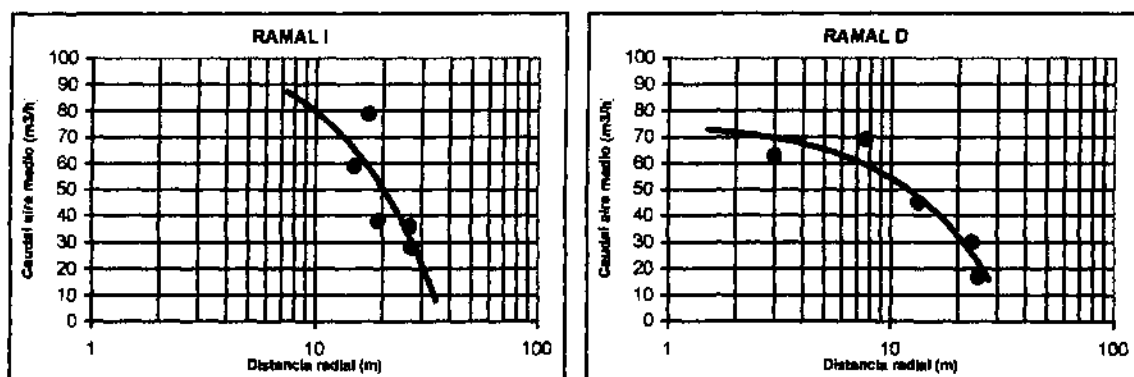
Pozo	Distancia radial (m)	Caudal aire RAMAL I (m <sup>3</sup> /h)					Caudal aire RAMAL D (m <sup>3</sup> /h)						
		I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	MEDIA I	D-1	D-2	D-3	D-4	D-5	MEDIA D
		26,7	17,3	14,9	19,2	26,9	21,00	23,2	7,7	3	13,3	24,7	14,38
Caudal extracción (m <sup>3</sup> /h)	T=1	65	70	10	75	10	46	55	60	40	10	50	43
	T=15	40	55	50	20	32	39	10	20	15	35	10	18
	T=30	10	60	45	25	45	37	30	50	50	50	10	38
	T=45	55	100	30	15	20	44	45	42	70	40	10	41
	T=60	0	100	47	20	38	41	44	62	100	44	10	52
	T=75	20	80	45	30	55	46	10	60	50	25	10	31
	T=90	30	90	55	55	25	51	20	70	50	10	10	32
	T=105	40	60	50	30	40	44	30	100	70	60	40	60
	T=120	10	95	80	30	20	47	20	100	85	20	10	47
	T=135	20	100	60	40	60	56	20	80	100	30	10	46
	T=150	60	80	100	30	10	56	20	70	60	100	15	53
	T=165	40	95	70	40	10	51	55	100	25	50	15	49
	T=180	50	80	85	40	10	53	30	45	80	100	25	56
	T=195	65	40	100	50	20	55	35	100	80	60	10	57
	MEDIA	36	79	59	38	28	47,60	30	69	63	45	17	44,67



Según los datos medios obtenidos en la tabla se observa que los mayores caudales de extracción de aire se corresponden con los pozos de distancia radial menor, I-2 e I-3, y D-2 y D-3, siguiendo dicha relación el mismo orden que la situación de los pozos respecto a la distancia radial al centro de vacío, es decir, los caudales de extracción seguirán el siguiente orden: I-2 > I-3 > I-4 > I-1 > I-5 y en el ramal D: D-2 > D-3 > D-4 > D-1 > D-5.

Si representamos los caudales medios de cada pozo frente a la distancia radial de cada uno, tenemos que el caudal de extracción de aire es mayor en los pozos situados a menor distancia radial del centro de vacío y viceversa:

Fig. VIII.31: Caudal de extracción aire – distancia radial al centro de vacío (campo nº 1)



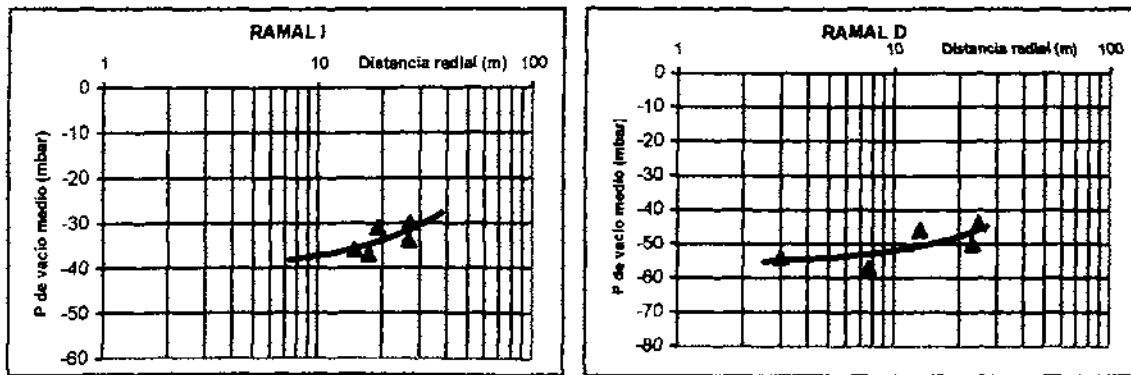
Análogamente, realizamos el mismo estudio con la presión de vacío:

Tabla VIII.9: Presión de vacío respecto a la presión radial (Campo de pruebas nº 1)

Pozo	Presión vacío RAMAL I (mbar)						Presión vacío RAMAL D (mbar)						
	I-1	I-2	I-3	I-4	I-5	MEDIA I	D-1	D-2	D-3	D-4	D-5	MEDIA D	
<b>Distancia radial (m)</b>	26,7	17,3	14,9	19,2	26,9	21,00	23,2	7,7	3	13,3	24,7	15,48	
<b>Presión Vacío (mbar)</b>	T=1												
	T=15	-18	-22	-28	-22	-18	-60,00	-53	-72	-58	-44	-40	-53,47
	T=30	-54	-46	-47	-43	-40	-45,72	-70	-70	-72	-51	-61	-64,47
	T=45	-41	-38	-37	-29	-36	-35,97	-42	-41	-44	-45	-38	-42,02
	T=80	-25	-43	-35	-31	-28	-32,28	-37	-44	-41	-45	-35	-40,48
<b>MEDIA</b>	<b>-34</b>	<b>-37</b>	<b>-36</b>	<b>-31</b>	<b>-30</b>	<b>-43</b>	<b>-50</b>	<b>-57</b>	<b>-54</b>	<b>-48</b>	<b>-44</b>	<b>-50</b>	

La representación grafica de las medias de presión respecto a la distancia radial al centro de vacío indican que los pozos situados a mayor distancia radial presentan menor presión de vacío que los ubicados en las cercanías del centro de gravedad de vacío.

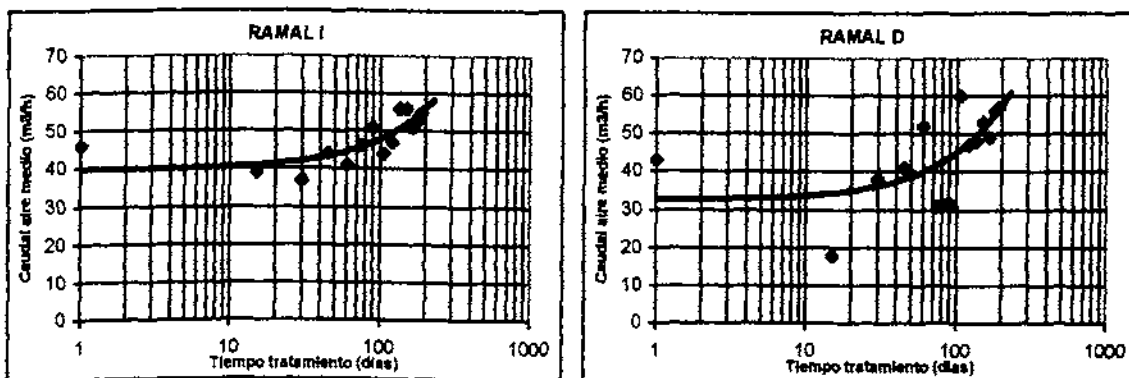
Fig. VIII.32: Presión de vacío – distancia radial (Campo nº 1)



Caudal de aire – presión de vacío – tiempo de tratamiento

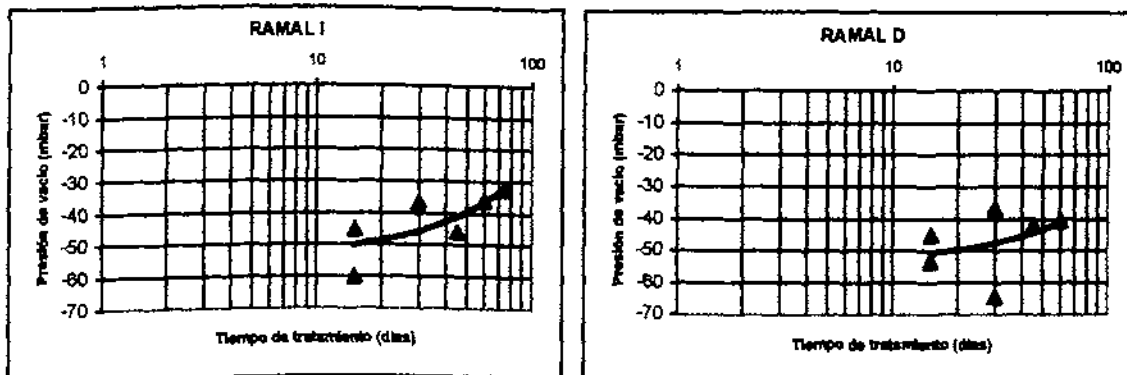
La representación del caudal de aire medio extraído por pozo a lo largo del tratamiento indica como este va aumentando con el tiempo, argumento que se cumple en ambos ramales:

Fig. VIII.33: Caudal de extracción de aire – tiempo de tratamiento (campo nº 1)



De la misma forma, la presión de vacío respecto al tiempo de tratamiento se muestran en los gráficos siguientes:

Fig. VIII.34: Presión de vacío– tiempo de tratamiento (campo nº 1)



La presión de vacío disminuye con el tiempo de tratamiento, al contrario que el caudal de extracción de aire, por lo que ambos parámetros son inversamente proporcionales.

Caudal extracción –caudal de inyección

Se ha realizado el seguimiento de los caudales de extracción durante los días previos a la conexión de la inyección y después de la desconexión de la misma, para ver si existe variación en los mismos. Asimismo se realizó una sencilla prueba de inyección desconectando la inyección de aire durante 28 horas y observando la reacción de los caudales de extracción de forma inmediata.

En la tabla siguientes se detalla un resumen de los caudales de aire registrados durante 25 días:

**Tabla VIII.11: Evolución del caudal de extracción con conexión de la inyección de aire (campo nº1)**

FECHA	Conexión inyección	Caudal de extracción de aire (m3/h)											OBSERVACIONES	
		11	12	13	14	15	SUMA	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5		SUMA
15/08/98	No	10	63	43	22	42	180	30	35	20	50	10	145	
16/08/98	No	75	95	20	15	12	217	30	50	20	80	10	190	
17/08/98	No	70	95	18	13	20	216	30	60	30	70	10	200	
18/08/98	No	90	50	28	16	28	210	40	60	30	65	10	205	Se enciende a las 15:00
	<b>MEDIA</b>	<b>61,3</b>	<b>75,8</b>	<b>26,8</b>	<b>16,5</b>	<b>25,5</b>	<b>206</b>	<b>25,0</b>	<b>66,3</b>	<b>10,0</b>	<b>25,0</b>	<b>66,3</b>	<b>185</b>	
19/08/98	Si	10	80	40	25	45	200	40	75	20	45	10	190	
20/08/98	Si	25	100	100	15	20	260	30	50	15	45	10	150	
21/08/98	Si	46	100	20	57	20	243	35	50	20	50	10	165	
22/08/98	Si	60	100	27	15	20	222	50	25	25	85	10	195	
23/08/98	Si	60	100	27	15	20	222	75	25	20	72	10	202	
24/08/98	Si	20	22	20	100	65	227	90	40	35	35	10	210	
25/08/98	Si	10	75	100	15	23	223	20	25	37	20	10	112	Bombeo apagado ramal D unas horas
26/08/98	Si	55	100	25	15	20	215	30	40	95	32	10	207	
27/08/98	Si	10	85	45	20	40	200	10	10	38	20	10	88	se apaga a las 8:00
28/08/98	Si	45	95	95	10	20	265	40	85	55	50	10	240	se enciende a las 12:10
29/08/98	Si	55	100	30	15	20	220	45	42	70	40	10	207	
30/08/98	Si	60	100	30	15	20	225	35	80	55	30	10	210	
31/08/98	Si	10	95	50	25	35	215	50	45	70	40	10	215	
01/09/98	Si	55	30	25	75	10	195	47	87	10	20	37	201	
02/09/98	Si	10	100	25	15	75	225	25	95	57	27	10	214	
	<b>MEDIA</b>	<b>35,4</b>	<b>85,5</b>	<b>43,9</b>	<b>28,8</b>	<b>30,2</b>	<b>224</b>	<b>41,5</b>	<b>51,6</b>	<b>41,5</b>	<b>40,7</b>	<b>11,8</b>	<b>191</b>	
03/09/98	No	10	85	50	20	40	205	35	40	90	40	10	215	Se apaga a las 10:00
04/09/98	No	20	85	25	50	23	203	-	-	-	-	-	-	Desconectada la extracción en ramal D
07/09/98	No	20	85	50	20	45	220	38	40	50	40	5	173	

FECHA	Conexión inyección	Caudal de extracción de aire (m <sup>3</sup> /h)												OBSERVACIONES
		I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	SUMA	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5	SUMA	
08/09/98	No	20	85	50	20	45	220	42	10	40	42	10	144	
09/09/98	No	20	80	60	20	45	225	55	25	40	50	10	180	
10/09/98	No	20	80	80	30	60	270	55		75	56	10	196	
11/09/98	No	30	80	10	20	40	180	40	45	60	40	10	195	
12/09/98	No	35	55	40	15	30	175	45	42	66	46	10	209	
	<b>MEDIA</b>	16,7	85	41,7	30	36	212	44,3	33,7	60,1	44,9	9,29	187	

Según estos resultados se deduce que existe un incremento del caudal de extracción cuando está conectada la extracción de aire en ambos ramales, pasando de 206 m<sup>3</sup>/h de media en el ramal I cuando no hay inyección a 224 m<sup>3</sup>/h de media en los 16 días en que está conectada, para nuevamente disminuir a 212 m<sup>3</sup>/h cuando se desconecta de nuevo. Existe una diferencia de caudal de 18 m<sup>3</sup>/h cuando se conecta la inyección y de 12 m<sup>3</sup>/h.

En el ramal D sucede exactamente lo mismo, los caudales de extracción medios se sitúan en 185 m<sup>3</sup>/h, y con la inyección conectada ascienden a 191 m<sup>3</sup>/h, para descender al desconectar la inyección a 187 m<sup>3</sup>/h; existe, por tanto, una diferencia de caudal mucho menor que en el ramal I, ya que con inyección el caudal asciende solamente 6 m<sup>3</sup>/h solamente, para luego descender a los caudales de extracción medios anteriores cuando se desconecta.

Con respecto a los caudales individuales, hay que señalar que en líneas generales aumentan el caudal de extracción medio con la inyección todos los pozos salvo el I-1 en el ramal I y el D-4 en el ramal D.

Por consiguiente, se cumple que el caudal de extracción de aire es superior en el ramal I, y que se ve más influida por la inyección de aire que el ramal D.

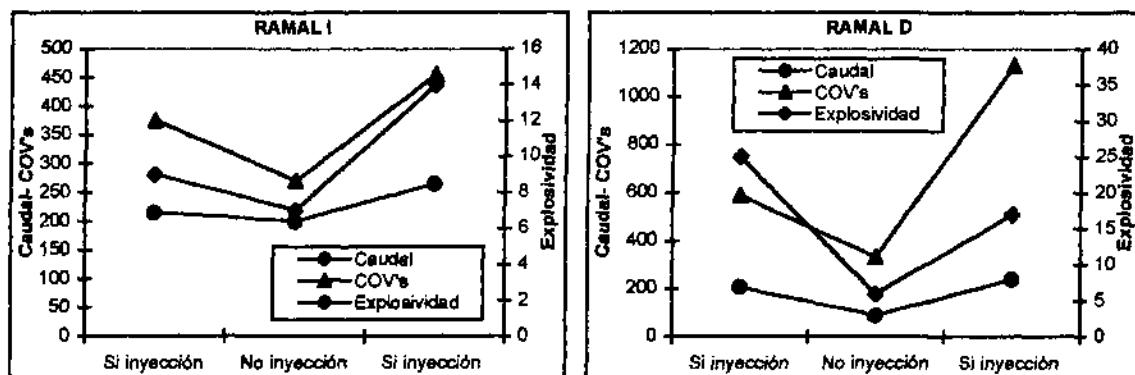
Se realizó una pequeña prueba entre el 27 y el 28 de julio para observar si también existía relación entre la concentración de COV's y explosividad; para ello, se apagó durante 28 horas la inyección de aire y se midieron dichos parámetros, obteniendo que existe una disminución generalizada de los COV's y de la explosividad, además del caudal de extracción lógicamente, y que al conectar la inyección de nuevo existe un aumento amplio de estos parámetros. Los resultados se indican en la tabla siguiente:

Tabla VIII.12: Evolución de COV's, explosividad y caudal de aire con y sin inyección (campo n° 1)

	Con inyección			Sin inyección			Con inyección		
	Caudal ext. (m³/h)	COV's (ppm)	Explosividad (% LIE hexano)	Caudal ext. (m³/h)	COV's (ppm)	Explosividad (% LIE hexano)	Caudal ext. (m³/h)	COV's (ppm)	Explosividad (% LIE hexano)
I 1	55	101	0	10	14,2	0	45		
I 2	100	477	5	85	380	0	95	709	7
I 3	25	416	4	45	460	0	95	662	8
I 4	15	231	3	20	270	0	10	398	4
I 5	20	132	0	40	175	0	20	271	4
<b>RAMAL I</b>	<b>215</b>	<b>375</b>	<b>9</b>	<b>200</b>	<b>270</b>	<b>7</b>	<b>265</b>	<b>456</b>	<b>14</b>
D 1	30	850	8	10	160	4	40	1019	11
D 2	40	420	0	10	90	0	85	1029	10
D 3	95	1110	12	38	248	27	55	1410	14
D 4	32	443	4	20	112	15	50	1297	15
D 5	10	560	5	10	12	5	10	789	10
<b>RAMAL D</b>	<b>207</b>	<b>590</b>	<b>25</b>	<b>88</b>	<b>334</b>	<b>6</b>	<b>240</b>	<b>1132</b>	<b>17</b>

En los gráficos se ve claramente la evolución:

Fig. VIII.35: Evolución COV's, explosividad y caudal con inyección (Campo n° 1)



Presión de vacío – inyección de aire

Se ha estudiado la relación directa que existe entre los caudales de extracción de aire y la presión de vacío ejercida en el suelo. En este punto se investiga si existe correspondencia entre la inyección de aire y la presión de vacío observada en los pozos de extracción y control.

En la tabla siguiente se enumeran los datos utilizados para dicho estudio:

**Tabla VIII.13: Evolución de la presión de vacío con y sin inyección de aire (campo nº 1)**

FECHA	Conexión inyección	PRESIÓN DE VACIO (mbar)																							
		I1	I2	I3	I4	I5	SUMA	D1	D2	D3	D4	D5	SUMA	C-1C	C-2C	C-3C	C-4C	E-1C	E-2C	SUMA	C-1L	C-2L	C-3L	C-4L	SUMA
13/08/98	No	-55	-25	-45	-10	-60	-195	-	-	-	-	-	-	-8	-10	0	0	-8	-8	-18	0	0	0	0	0
15/08/98	No	-48	-35	-35	-45	-55	-218	-30	-48	-10	-10	-49	-147	-2	-6	0	-2	-2	-8	-10	0	0	0	0	0
16/08/98	No	-10	-5	-40	-42	-45	-142	-35	-38	-37	-15	-36	-161	-10	-10	0	-5	-8	-10	-25	0	0	0	0	0
17/08/98	No	-15	-8	-32	-40	-35	-130	-25	-25	-25	-25	-25	-128	-5	-10	0	0	-5	-2	-15	0	0	0	0	0
19/08/98	No	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-12	-15	0	0	-11	-20	-27	0	0	0	0	0
20/08/98	No	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-11	-5	0	0	-5	-5	-16	0	0	0	0	0
	<b>MEDIA</b>	<b>-32,0</b>	<b>-18,3</b>	<b>-38,0</b>	<b>-34,3</b>	<b>-48,8</b>	<b>-171,3</b>	<b>-30,0</b>	<b>-37,0</b>	<b>-24,0</b>	<b>-18,7</b>	<b>36,7</b>	<b>-144,3</b>	<b>-8</b>	<b>-9,3</b>	<b>0</b>	<b>-1,2</b>	<b>-6,2</b>	<b>-8,8</b>	<b>-18,5</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>
21/08/98	Si	-22	-10	-18	-20	-20	-90	-25	-25	-35	-25	-25	-135	>0	>0	0	0	>0	>0	0	0	0	0	0	0
22/08/98	Si	-30	-5	-5	-30	-30	-100	-10	-20	-45	-40	-50	-165	>0	>0	0	0	>0	>0	0	0	0	0	0	0
23/08/98	Si	-30	-10	-30	-30	-30	-130	-30	-30	-30	-28	-30	-148	>0	>0	0	0	>0	>0	0	0	0	0	0	0
24/08/98	Si	-38	-35	-35	-10	-25	-143	-10	-10	-10	-10	-10	-50	>0	>0	0	0	>0	>0	0	0	0	0	0	0
	<b>MEDIA</b>	<b>-30,0</b>	<b>-15,0</b>	<b>-22,0</b>	<b>-22,5</b>	<b>-28,3</b>	<b>-115,8</b>	<b>-18,8</b>	<b>-21,3</b>	<b>-30,0</b>	<b>-25,3</b>	<b>28,8</b>	<b>-124,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>
03/09/98	No	-50	-10	-50	-50	-30	-190	-30	-35	-15	-30	-60	-170	-5	-12	-10	-4	-5	-12	-31	0	0	0	0	0
04/09/98	No	-40	-10	-46	-28	-58	-182	-30	-25	0-19	-30	-60	-145	-5	-12	-15	0	-5	-15	-32	0	0	0	0	0
07/09/98	No	-40	-10	-55	-47	-27	-179	-50	-40	-50	-20	-48	-208	-10	-10	-2	-4	-8		-28					0
	<b>MEDIA</b>	<b>-43,3</b>	<b>-10,0</b>	<b>-50,3</b>	<b>-41,7</b>	<b>-38,3</b>	<b>-183,7</b>	<b>-36,7</b>	<b>-33,3</b>	<b>-21,7</b>	<b>-26,7</b>	<b>56,0</b>	<b>-174,3</b>	<b>-6,7</b>	<b>-11,3</b>	<b>-8,0</b>	<b>-2,7</b>	<b>-6,0</b>	<b>-13,5</b>	<b>-28,7</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>	<b>0,0</b>

Según estos resultados se puede indicar que al existir inyección de aire la presión de vacío en los pozos de extracción disminuye (y el caudal aumenta) volviendo a aumentar cuando se desconecta la inyección.

En los pozos de control largos no se observa ninguna influencia de la inyección, ya que no existe presión de vacío en ningún momento, pero por el contrario, en los pozos de control cortos se observa que al conectarse la inyección automáticamente la presión de vacío en los pozos se anula, por lo que la influencia de la inyección de aire es superior a la ejercida por la extracción de aire.

**CAMPO DE PRUEBAS Nº 2**

Caudal aire – presión de vacío

Al igual que en el campo de pruebas nº 1 se ha realizado el seguimiento de la presión de vacío en cada pozo de extracción los primeros 60 días de tratamiento y de los caudales de extracción hasta el final del tratamiento. En la tabla siguiente se resume la evolución de ambos parámetros cada 15 días:

Tabla VIII.14: Caudales de extracción de aire (campo de pruebas nº 2)

TIEMPO	CAUDAL AIRE RAMAL I (m <sup>3</sup> /h)						CAUDAL AIRE RAMAL D (m <sup>3</sup> /h)					
	I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	MEDIA	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5	MEDIA
T = 1	40	28	30	30	24	30	10	25	55	60	10	32
T = 15	34	28	30	38	22	30	10	25	65	60	10	34
T = 30	34	26	34	40	22	31	10	25	60	60	10	33
T = 45	36	26	36	40	20	32	10	30	60	55	20	35
T = 60	60	34	30	24	12	32	15	25	60	60	12	34
T = 75	28	27	30	64	15	33	15	30	55	50	15	33
T = 90	30	60	60	0	20	34	15	20	30	75	25	33
<b>MEDIA</b>	<b>37</b>	<b>33</b>	<b>36</b>	<b>34</b>	<b>19</b>	<b>32</b>	<b>12</b>	<b>26</b>	<b>55</b>	<b>60</b>	<b>15</b>	<b>33</b>

Los caudales de aire extraídos los primeros 90 días de tratamiento se van incrementando en el tiempo en líneas generales en todos los pozos, obteniéndose caudales mayores en el ramal D.

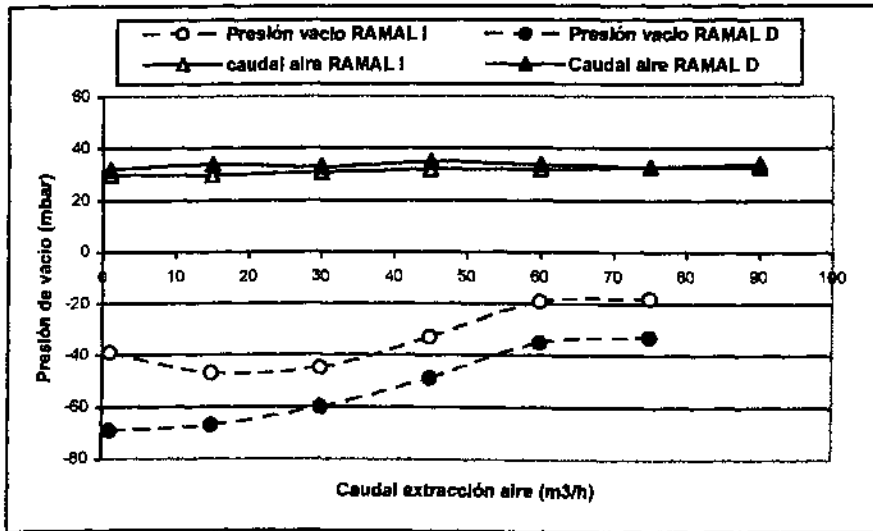
Tabla VIII.15: Presión de vacío (campo de pruebas nº 2)

TIEMPO	PRESIÓN VACIO RAMAL I (mbar)						PRESIÓN VACIO RAMAL D (mbar)					
	I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	MEDIA	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5	MEDIA
T = 1	-50	-30	-25	-41	-37	-37	-68	-65	-65	-55	-40	-59
T = 15	-65	-45	-40	-40	-35	-45	-75	-75	-65	-65	-45	-65
T = 30	-45	-40	-26	-42	-30	-37	-65	-60	-62	-60	-45	-58
T = 45	-25	-27	-25	-30	-17	-25	-55	-50	-45	-40	-30	-44
T = 60	-30	-25	-10	-10	-10	-17	-40	-35	-37	-38	-15	-33
T = 75	-26	-26	-24	-15	-15	-21	-30	-20	-22	-15	-15	-20
<b>MEDIA</b>	<b>-40</b>	<b>-32</b>	<b>-25</b>	<b>-30</b>	<b>-24</b>	<b>-30</b>	<b>-56</b>	<b>-51</b>	<b>-49</b>	<b>-46</b>	<b>-32</b>	<b>-47</b>

Las presiones de vacío registradas en los primeros 75 días de tratamiento indican que la presión tiende a disminuir en el tiempo, siendo las presiones producidas en los pozos del ramal D superiores a los del ramal I.

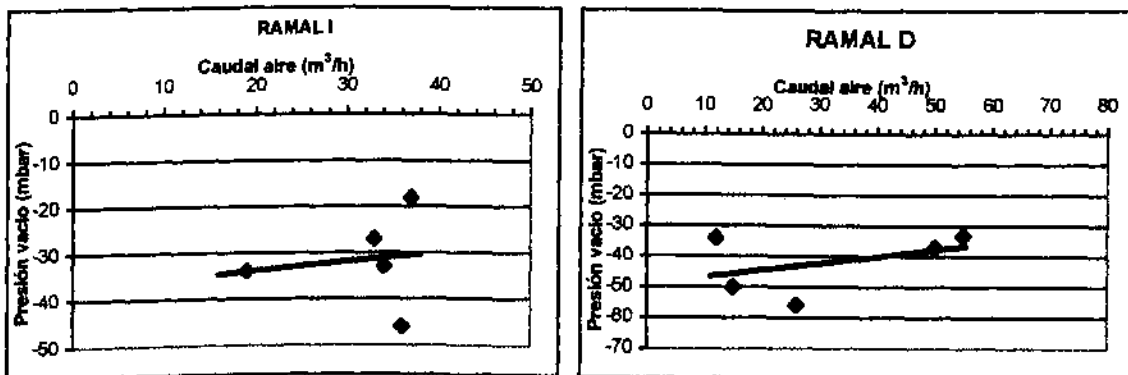
En los gráficos siguientes se relacionan ambos parámetros, considerando las medias de cada ramal:

Fig. VIII.36: Relación caudal de extracción de aire y presión de vacío medias (Campo nº 2)



Se observa que cuando el caudal de aire se incrementa la presión de vacío en el pozo es baja, y viceversa, a caudales de aire bajos la presión de vacío es alta. Si representamos la recta existente entre ambos parámetros obtenemos:

Fig. VIII.37: Recta de proporcionalidad caudal aire- presión de vacío (campo nº 2)



Se observa en ambos ramales como se corresponden los caudales elevados con presiones de vacío bajas y los caudales de aire bajos con presiones de vacío altas.

Caudal de extracción de aire – presión de vacío – distancia radial

Cada uno de los pozos se encontraba situada a una determinada distancia al centro de gravedad de vacío, dichas distancias se encuentran recogidas en la tabla siguiente:



Tabla VIII.16: Distancia radial de cada pozo (Campo de pruebas nº 2)

Pozo	I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5
Distancia radial (m)	23,9	15,7	11,3	14,5	22,1	25,8	11,3	3,1	9,5	15,6

Por tanto, el orden de consecución de los pozos según la distancia radial será en el ramal I: I-3 > I-4 > I-2 > I-5 > I-1 y en el ramal D: D-3 > D-4 > D-2 > D-5 > D-1. Los pozos I-3 y D-3 se sitúan más próximos al centro de gravedad de vacío respecto al resto, siendo los pozos I-1 y D-1 los situados a mayor distancia.

Se ha estudiado la correspondencia de entre los caudales de aire y las presiones de vacío registradas. Los caudales de aire se midieron durante todo el tratamiento, 190 días, sin embargo las presiones de vacío solamente se registraron los 60 primeros días.

Tabla VIII.17: Caudales de aire respecto a distancia radial (Campo de pruebas nº 2)

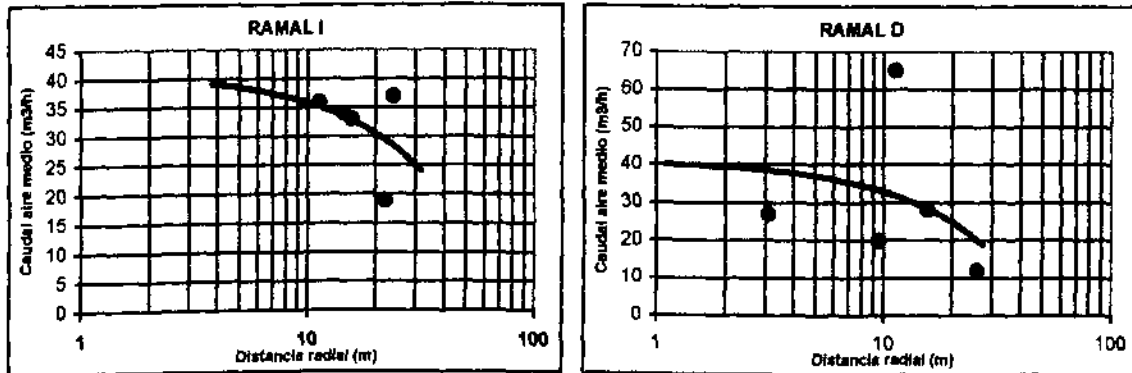
Pozo	Caudal aire RAMAL I (m <sup>3</sup> /h)						Caudal aire RAMAL D (m <sup>3</sup> /h)						
	1	2	3	4	5	MEDIA I	D1	D2	D3	D4	D5	MEDIA D	
Distancia radial (m)	23,9	15,7	11,3	14,5	22,1	17,50	25,8	11,3	3,1	9,5	15,6	13,06	
Caudal extracción (m <sup>3</sup> /h)	T=1	40	28	30	30	24	30	10	25	55	60	10	32
	T=15	34	28	30	38	22	30	10	25	65	60	10	34
	T=30	34	26	34	40	22	31	10	25	60	60	10	33
	T=45	36	26	36	40	20	32	10	30	60	55	20	35
	T=60	60	34	30	24	12	32	15	25	60	60	12	34
	T=75	20	26	26	60	12	29	15	30	55	50	15	33
	T=90	30	50	60	0	26	33	15	20	30	75	25	33
	T=105	12	50	50	60	54	45	25	10	35	90	30	38
	T=120	30	60	60	60	40	50	40	60	60	60	50	54
	T=135	26	65	50	65	10	43	52	36	30	50	45	43
	T=150	30	35	70	40	10	37	30	50	70	60	10	44
	T=165	30	30	60	20	10	30	20	15	100	75	10	44
	T=180	40	60	60	40	10	42	10	10	95	80	15	42
	T=190	20	60	80	40	10	42	60	10	100	80	25	55
MEDIA	32	41	48	40	20	36,21	23	27	63	65	21	39,57	

Según los datos de la tabla registrados se observa que los caudales de extracción mayores se corresponden con los pozos con menor distancia al centro de gravedad (I-3 y D-3), y sucesivamente con los demás pozos. Sin embargo, existe una discrepancia en el pozo I-1 y

D-1, ya que tienen un caudal mayor a pesar de la mayor distancia respecto al consecutivo , I-5 y D-5.

Si representamos los caudales medios de cada pozo frente a la distancia radial de cada uno, tenemos que el caudal de extracción de aire es mayor en los pozos situados a menor distancia del centro de gravedad de vacío y viceversa:

Fig. VIII.38: Caudal de extracción aire – distancia radial (campo n° 2)



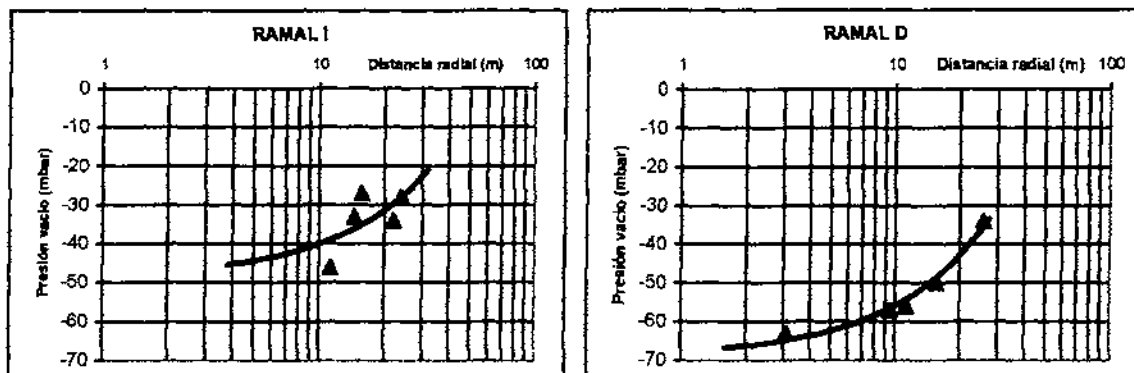
Análogamente, realizamos el mismo estudio con la presión de vacío:

Tabla VIII.18: Presión de vacío respecto a la presión radial (Campo de pruebas n° 2)

Pozo	Presión vacío RAMAL I (mbar)						Presión vacío RAMAL D (mbar)						
	I1	I2	I3	I4	I5	MEDIA I	D1	D2	D3	D4	D5	MEDIA D	
Distancia radial (m)	23,9	15,7	11,3	14,5	22,1	17,50	25,8	11,3	3,1	9,5	15,6	13,80	
Presión Vacío (mbar)	-37	-25	-62	-30	-41	-39	-40	-80	-85	-80	-60	-69	-58,60
	-40	-41	-59	-47	-47	-47	-35	-75	-82	-74	-68	-67	-65,00
	-36	-39	-58	-48	-44	-45	-42	-64	-70	-61	-62	-60	-58,40
	-26	-25	-47	-35	-34	-33	-39	-49	-56	-54	-47	-49	-44,00
	-15	-14	-24	-23	-20	-19	-29	-34	-43	-38	-34	-35	-33,00
	-13	-18	-23	-18	-17	-18	-17	-37	-42	-38	-29	-33	-20,40
-28	-27	-46	-33	-34	-34	-34	-56	-63	-57	-50	-52	-47	

La representación gráfica de las medias de presión respecto a la distancia radial indican que los pozos situados a mayor distancia radial presentan menor presión de vacío que los ubicados en las cercanías del depresor de vacío.

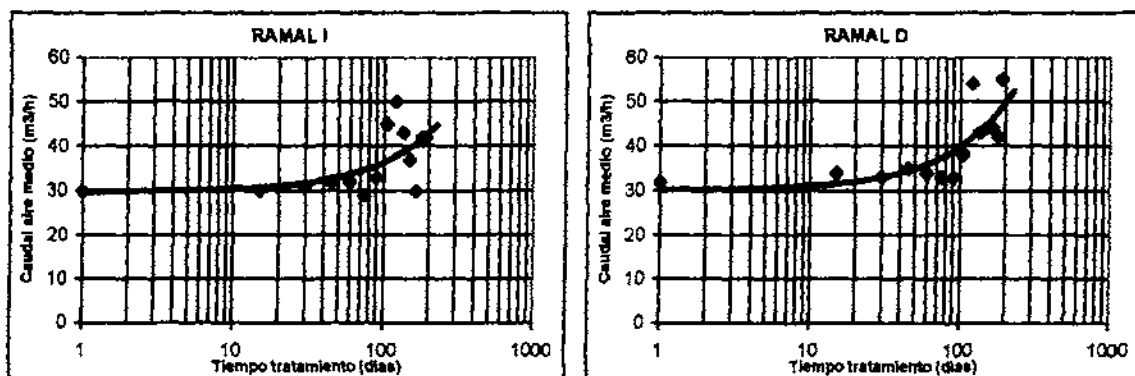
Fig. VIII.39: Presión de vacío – distancia radial (Campo nº 2)



Caudal de aire – presión de vacío – tiempo de tratamiento

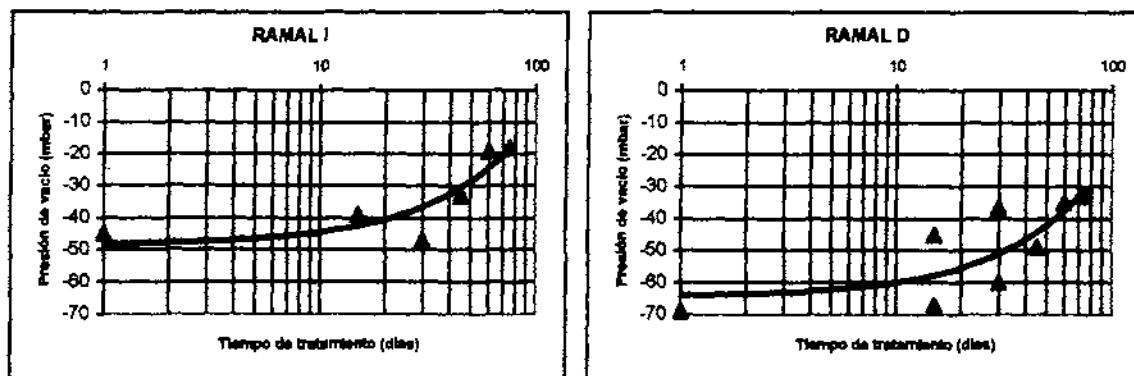
La representación del caudal de aire medio extraído por pozo a lo largo del tratamiento indica como este va aumentando con el tiempo, argumento que se cumple en ambos ramales:

Fig. VIII.40: Caudal de extracción de aire – tiempo de tratamiento (campo nº 2)



Sin embargo, la presión de vacío disminuye con el tiempo de tratamiento en ambos ramales:

Fig. VIII.41: Presión de vacío – tiempo de tratamiento (campo nº 2)



Al igual que lo observado en el campo de pruebas nº 1, la presión de vacío disminuye con el tiempo de tratamiento, al contrario que el caudal de extracción de aire, por lo que ambos parámetros son inversamente proporcionales.

Caudal extracción –caudal de inyección

Se realizó una prueba de inyección del 17 al 28 de julio de 1998, en donde se observó la correspondencia entre la inyección de aire, los caudales de extracción de aire y la influencia con la concentración de COV's y explosividad.

Al conectar la inyección se observó que el caudal inicial de inyección fue de 80 m<sup>3</sup>/h, que posteriormente fue incrementándose hasta alcanzar 130 m<sup>3</sup>/h. En la tabla siguiente se detallan los caudales de extracción y de inyección de aire.

**Tabla VIII.19: Evolución del caudal de extracción con conexión de inyección de aire (Campo nº 2)**

Fecha	Hora	Nº horas de ensayo	CAUDAL DE EXTRACCIÓN (m <sup>3</sup> /h)													CAUDAL INYECCIÓN (m <sup>3</sup> /h)
			I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	SUMA	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5	SUMA		
17/07/98	9:00	0	30	26	30	36	20	142	10	30	60	55	10	166	0	
18/07/98	9:00	24	36	20	34	28	16	134	10	25	60	60	10	165	0	
19/07/98	9:00	48	34	26	34	30	20	144	10	25	65	50	10	160	0	
20/07/98	9:00	72	34	28	30	38	22	152	10	25	65	50	10	160	0	
		MEDIA	33,5	25,0	32,0	33,0	19,5		10,0	26,3	62,5	53,8	10,0			
20/07/98	13:30	75	34	26	34	36	22	152	10	25	65	60	10	170	80	
20/07/98	18:00	80	32	26	32	36	22	148	10	25	60	55	10	160	80	
21/07/98	3:00	90	38	38	36	42	26	180	10	32	70	65	15	192	80	
21/07/98	9:00	96	22	26	32	38	28	146	10	25	60	60	10	166	80	
22/07/98	9:00	120	24	26	32	38	22	142	10	30	60	60	10	170	80	
23/07/98	9:00	144	28	26	32	40	22	148	10	25	60	60	10	166	80	
24/07/98	9:00	168	24	26	32	38	22	142	10	25	60	65	10	170	80	
24/07/98	18:00	177	34	25	34	40	24	157	10	30	60	55	15	170	110	
27/07/98	9:00	240	32	26	34	40	22	154	10	30	60	65	15	180	125	
28/07/98	9:00	264	32	26	36	40	22	156	10	25	60	60	15	170	130	
		MEDIA	30,0	27,1	33,4	38,8	23,2		10,0	27,2	61,5	60,5	12,0			

Según estos resultados se deduce que, al igual que en el campo nº 1, existe un incremento del caudal de extracción cuando se conecta la inyección de aire en ambos ramales, pasando de 143 m<sup>3</sup>/h de media en el ramal I a 152 m<sup>3</sup>/h, y de 162 m<sup>3</sup>/h a 171 m<sup>3</sup>/h, habiendo una diferencia entre ambas situaciones de aproximadamente 10 m<sup>3</sup>/h. Ahora bien, también es necesario destacar que cuando la inyección de aire se efectúa con caudales de aire bajos,

80 m<sup>3</sup>/h, el incremento en el caudal de extracción es muy pequeño, haciéndose más notable cuando el caudal de inyección asciende a 130 m<sup>3</sup>/h.

Como ya se indicó en el apartado VI.2.2.14. Resultados del ensayo de inyección, y análogamente a lo que acontece en el campo de pruebas nº 1, se ve claramente la relación existente entre el incremento de la concentración de COV's y explosividad y la conexión de la inyección.

Presión de vacío – inyección de aire

También se ha estudiado la relación directa que existe entre los caudales de extracción de aire y la presión de vacío ejercida en el suelo. En la tabla siguiente se enumeran los datos utilizados para dicho estudio:

**Tabla VIII.20: Evolución de la presión de vacío con y sin inyección de aire (campo nº 2)**

FECHA	Conexión Inyección	Presión de vacío (mbar)																					
		11	12	13	14	15	SUMA	D1	D2	D3	D4	D5	SUMA	C-1C	C-2C	C-3C	C-4C	SUMA	E-1C	E-2C	E-3C	E-4C	SUMA
17/07/98	No	-45	-40	-50	-50	-50	-235	-70	-70	-80	-80	-75	-375	-10	-10	-10	-15	-45	-10	-10	-10	-10	-40
18/07/98	No	-45	-45	-50	-45	-50	-235	-70	-65	-70	-75	-80	-360	-10	-10	-10	-14	-44	-10	-10	-10	-12	-42
19/07/98	No	-45	-45	-50	-50	-50	-240	-70	-65	-65	-75	-75	-350	-10	-9	-12	-12	-43	-10	-12	-10	-12	-44
20/07/98	No	-50	-50	-50	-50	-50	-250	-70	-70	-70	-70	-70	-350	-11	-10	-20	-10	-51	-5	-10	-10	-10	-35
	<b>MEDIA</b>	<b>-45,3</b>	<b>-45,0</b>	<b>-50,0</b>	<b>-48,8</b>	<b>-50,0</b>	<b>-240,8</b>	<b>-70,0</b>	<b>-67,5</b>	<b>-71,3</b>	<b>-75,0</b>	<b>-75,0</b>	<b>-360,8</b>	<b>-10,25</b>	<b>-9,8</b>	<b>-13,0</b>	<b>-12,8</b>	<b>-45,8</b>	<b>-8,8</b>	<b>-10,5</b>	<b>-10,0</b>	<b>-11,0</b>	<b>-40,3</b>
20/07/98	Si	-50	-50	-40	-60	-70	-270	-80	-80	-80	-80	-80	-400	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
21/07/98	Si	-50	-50	-50	-50	-50	-250	-80	-80	-80	-80	-80	-400	-	-	-	-	-	0	-	-	-	0
22/07/98	Si	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	0
24/07/98	Si	-30	-50	-50	-55	-55	-240	-70	-75	-70	-70	-70	-355	-10	-10	-10	-10	-40	0	0	0	0	0
24/07/98	Si	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	0
27/07/98	Si	-45	-40	-25	-40	-50	-200	-65	-65	-35	-45	-25	-235	-3	-6	-9	-12	-32	0	0	0	0	0
28/07/98	Si	-40	-40	-45	-45	-40	-210	-38	-56	-40	-40	-42	-216	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	<b>MEDIA</b>	<b>-43</b>	<b>-40</b>	<b>-42</b>	<b>-50</b>	<b>-53</b>	<b>-234</b>	<b>-66,6</b>	<b>-71,2</b>	<b>-61</b>	<b>-63</b>	<b>-59,4</b>	<b>-321,2</b>	<b>-4,333</b>	<b>-6</b>	<b>-6,33</b>	<b>-7,33</b>	<b>-24</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>

Se percibe una disminución de la presión de vacío al inyectarse aire en el suelo, siendo más acusado el efecto cuanto mayor es el caudal de inyección. Así mismo, también se advierte como en los pozos de inyección la presión de vacío se anula y como en los pozos de control esta disminuye cuando el caudal de inyección es más alto, momento a partir del cual se anula.

## Conclusiones

- La presión y el caudal de extracción de aire están íntimamente relacionadas, percibiéndose que un caudal de extracción alto se corresponde con una presión de vacío baja y viceversa.
- Un factor a tener en cuenta es la distancia entre el centro de gravedad de vacío (G) y la ubicación de los pozos, ya que, a mayor distancia o separación entre el pozo de extracción y el centro de gravedad se producirán caudales y presiones de vacío menores, y viceversa, cuanto menor es la distancia radial mayor caudal de extracción y presión de vacío se producirá en el pozo.
- El caudal de aire tiende a incrementarse con el tiempo de tratamiento, siendo superior el caudal final respecto del inicial; sin embargo, la presión de vacío tiende a disminuir con el tiempo, como es lógico por la relación inversa que tiene con el caudal de extracción.
- Existe una relación directa entre el caudal de extracción y el de inyección, aumentando los caudales de extracción cuando la inyección esta conectada.
- Al conectar la inyección de aire se va a producir una disminución de la presión de vacío generalizada en todos los pozos, por lo que se deduce que la influencia de la inyección es mayor que la de la presión de vacío (dato que se corrobora con los ensayos realizados para el cálculo de los radios de influencia de vacío y de inyección, Apdo. VII.2.3.4 y VII.5.3.3., en donde el radio de inyección era superior al de vacío). También hay que destacar que solamente a caudales superiores a 80 m<sup>3</sup>/h se observa una influencia de la inyección sobre el sistema.
- También se ha detectado como al inyectar aire en el medio se incrementa la concentración de COV's y de explosividad.

### VIII.1.2.4. Relación entre la concentración en TPH y la evolución de la fracción volátil

Se ha estudiado la configuración de los cromatogramas de las muestras analizadas de suelos, aguas y gases desde la fase inicial de investigación y la fase inicial de los campos de pruebas, hasta la fase de descontaminación de las pruebas piloto.

El estudio se ha referido a la relación existente entre la concentración de TPH y el porcentaje de fracción volátil de la muestra, al análisis de las cadenas y tipo de compuestos que conforman cada muestra y la variación de los mismos con el tiempo.

#### CAMPO DE PRUEBAS N° 1

##### Aguas

Al igual que en suelos y en gases se analizó la concentración en TPH de las aguas subterráneas bombeadas, la fracción volátil y las cadenas de carbono. En la tabla siguiente se muestran los resultados:

Tabla VIII.21: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en muestras de aguas (Campo n° 1)

POZO	FECHA	TIEMPO TRATAMIENTO	TPH	CADENA DE CARBONOS	F. VOLÁTIL		CADENA DE CARBONOS
		días			μg/l	%	
P-6C	25/05/98	0	Prod. libre	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	33	-	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
I+D	10/08/98	24	186122	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	41	76310	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>
I+D	15/09/98	62	100458	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	40	40183	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>
I+D	07/10/98	82	187390	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	40	74956	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>
I+D	23/11/98	129	7460	C <sub>9</sub> -C <sub>16</sub>	32	2387	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>
I+D	04/01/99	171	63270				
I+D	28/01/99	195	680				

La muestra inicial perteneciente al sondeo P-6C es de producto en fase libre, en el que se obtiene que el queroseno está configurado por compuestos con cadenas de C<sub>7</sub>-C<sub>16</sub>. La fracción volátil se corresponderá, por lo tanto, con los compuestos pertenecientes a las cadenas C<sub>7</sub>-C<sub>10</sub>.

A medida que se lleva a cabo el bombeo de las aguas subterráneas y la retirada del producto en fase libre, la concentración de TPH disminuye en líneas generales. También se

observa que el porcentaje de fracción volátil disminuye a lo largo del tiempo, pasando de un 41%, a los 24 días, a un 32% a los 129 días.

En lo que se refiere a las cadenas de carbono se aprecia la desaparición de los compuestos de la cadena  $C_7$ , es decir las fracciones más ligeras o volátiles, apareciendo cadenas de  $C_8$ - $C_{16}$  y aumentando la representatividad de los compuestos pertenecientes a  $C_8$ . A los 129 días, se observa que la cadena  $C_9$  también desaparece, quedando compuestos de  $C_9$ - $C_{16}$ , por lo que no existen ya en las aguas compuestos entre  $C_7$ - $C_8$ . Las cadenas correspondientes a la fracción volátil se corresponderán con  $C_9$ - $C_{10}$ .

### Suelos

En las muestras de suelos seleccionadas se analizaron además de la concentración en TPH, la cantidad de fracción volátil existente en cada, así como se identificaron en los cromatogramas las cadenas que conforman el hidrocarburo en la muestra.

Las muestras de suelo se tomaron a distintas profundidades y se corresponden con diferentes litologías. Se ha asignado una variable a cada tipo de suelo, con el fin de facilitar la búsqueda de correlación entre el tipo de matriz del suelo y la configuración de las cadenas de carbonos. En la tabla siguiente se definen las variables correspondientes a la litología:

**Tabla VIII.22: Definición de la variable correspondiente al tipo de matriz de suelo (Campo n° 1)**

Vble	MATRIZ
1	Cantos y gravas
2	Arenas y gravas
3	Arenas grano muy fino
4	Limos arenosos
5	Arenas y gravas en matriz limosa
6	Arenas y gravas en matriz limoarcillosa
7	Arenas y gravas en matriz arcillosa
8	Arcillas arenosas

A continuación, en las tablas siguientes se muestran los resultados de TPH, porcentaje de fracción volátil y cadenas de carbonos, y el tipo de matriz del suelo.



El análisis de estos resultados indica que además de disminuir la concentración de TPH y la fracción volátil en el tiempo, existe una variación en la configuración de las cadenas de carbono en los cromatogramas.

Tabla VIII.23: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en sondeos iniciales de investigación

SONDEO	PROF.	TPH	CADENA DE CARBONOS	F. VOLÁTIL		CADENA DE CARBONOS	MATRIZ vble
	m			mg/kg	%		
S-6	11	2699	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	10	269,9	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	7
	11,5	6497	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	14	909,6	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	2

Se observa que los muestras de suelo iniciales poseen cadenas de la C<sub>7</sub>-C<sub>16</sub>, situándose la fracción volátil de la C<sub>7</sub>-C<sub>10</sub>; el porcentaje de la fracción volátil, correspondiente a la cantidad de compuestos volátiles respecto al total de TPH, es muy pequeño, entre 10-14% (12% de media).

Tabla VIII.24: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (inicial)

Vble	Fracción Volátil (%)	Cadena de carbonos	Matriz	Permeabilidad	Tamaño de grano
7	10 (10,0)	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	Arenas y gravas en matriz arcillosa y limoarcillosa	baja	fino
2	14 (14,0)	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	Arenas y gravas	alta	medio

La contaminación se encuentra ubicada en dos tipos de suelo muy diferentes, con una matriz de tipo 7 y 2, es decir, en arenas y gravas en matriz arcillosa (grano fino y poco permeables) y en arenas y gravas (grano medio y permeables), no encontrándose variación alguna en la configuración de las cadenas de carbono ni en la morfología de los cromatogramas.

Tabla VIII.25: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en sondeos comprobación a 45 días

SONDEO	PROF.	TPH	CADENA DE CARBONOS	F. VOLÁTIL		CADENA DE CARBONOS	MATRIZ vble
	m			mg/kg	%		
Y1	9,5	266	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	25	67	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	6
	10	103	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	40	41	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	4
	10,5	1084	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	39	423	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	4
	11	148	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	40	59	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	7

SONDEO	PROF.	TPH	CADENA DE CARBONOS	F. VOLÁTIL		CADENA DE CARBONOS	MATRIZ
	m			mg/kg	%		mg/kg
	11,5	552	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	38	210	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	7
	12,5	< 50	C <sub>10</sub> -C <sub>16</sub>	5	2	C <sub>10</sub>	1
Y2	9,5	1032	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	31	320	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	7
	10	415	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	38	158	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	7
	10,5	3096	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	44	1362	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	7
	11	190	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	37	70	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	7
	11,5	2110	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	37	781	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	1
	11,9	12	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	33	4	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	1
	Y3	9,5	754	C <sub>9</sub> -C <sub>16</sub>	21	158	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>
10		45	C <sub>9</sub> -C <sub>16</sub>	34	15	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	6
10,5		1082	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	36	390	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	3
10,8		593	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	38	225	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	1
Y4	11	140	C <sub>9</sub> -C <sub>16</sub>	22	31	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	5
	11,5	40	C <sub>10</sub> -C <sub>16</sub>	15	6	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	5
	11,7	< 50	C <sub>10</sub> -C <sub>16</sub>	5	2	C <sub>10</sub>	1
Y5	10,5	463	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	38	176	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	6
	11	410	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	32	131	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	6
	11,5	6162	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	37	2280	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	6
	11,9	5218	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	39	2035	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	2
	12,15	1813	C <sub>10</sub> -C <sub>16</sub>	24	435	C <sub>10</sub>	2
	13	< 50	C <sub>10</sub> -C <sub>16</sub>	5	2	C <sub>10</sub>	1
Y6	11	503	C <sub>9</sub> -C <sub>16</sub>	21	106	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	3
	12,25	440	C <sub>10</sub> -C <sub>16</sub>	21	92	C <sub>10</sub>	1
	12,5	253	C <sub>10</sub> -C <sub>16</sub>	16	40	C <sub>10</sub>	1
	13	12,5	C <sub>10</sub> -C <sub>16</sub>	16	2	C <sub>10</sub>	1

Sin embargo, a los 45 días desde el comienzo del tratamiento, se produce la desaparición en algunas muestras de la cadena C<sub>7</sub>, apareciendo cadenas de C<sub>8</sub>-C<sub>16</sub>, C<sub>9</sub>-C<sub>16</sub> y C<sub>10</sub>-C<sub>16</sub>, situándose la fracción volátil en las C<sub>8</sub>-C<sub>10</sub>, C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub> y únicamente en C<sub>10</sub>, y aumentando considerablemente el porcentaje de concentración la fracción volátiles, emplazándose entre el 44% y el 15% (31,5 % de media).

Tabla VIII.26: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (45 días)

Vble	Fracción Volátil (%)	Cadena de carbonos	Matriz	Permeabilidad	Tamaño de grano
6-7	21-44 (36,6)	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	Arenas y gravas en matriz arcillosa y limoarcillosa	baja	fino
4-5	15-40 (27,5)	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	Limos arenosos; arenas y gravas en matriz limosa	baja-media	fino
1-2-3	15-37 (24,3)	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> y C <sub>10</sub>	Arenas y gravas	alta	medio

Las muestras se tomaron en una gran variedad de suelos, percibiéndose que existe una diferenciación entre la configuración de las cadenas de carbono y el tipo de matriz de la muestra. Así, se tiene que en matrices de suelo de tipo impermeable y grano fino (tipo 6 y 7, correspondientes a arenas y gravas en matriz limoarcillosa y arcillosa) se encuentran muestras con un porcentaje de fracción volátil más alto (entre 44-21%, con 33,6 % de media) y cadenas de C<sub>7</sub>-C<sub>10</sub>; por el contrario, en suelos con matrices de grano medio-grosso y de carácter permeable (tipo 1, 2 y 3, cantos y gravas, y arenas y gravas) se encuentran las muestras con porcentajes de fracción volátil más pequeñas (37-15%, con 24,3% de media), y con cadenas de C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub> y únicamente C<sub>10</sub>, en algunos casos la fracción volátil prácticamente ha desaparecido, coincidiendo con suelos de grano grueso y muy permeables (tipo 1, cantos y gravas). Los suelos intermedios (tipo 4 y 5, limos arenosos y arenas y gravas en matriz limosa) presentan una fracción volátil media-alta (40-15%, con 27,5% de media).

Tabla VIII.27: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en sondeos de comprobación a 75 días

SONDEO	PROF.	TPH mg/kg	CADENA DE CARBONOS	F. VOLÁTIL		CADENA DE CARBONOS	MATRIZ
	m			%	mg/kg		vble
Y7	9,5	330	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	20	66	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	7
	10,3	2137	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	42	898	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	6
	11	< 50	C <sub>13</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			2
	11,5	6	C <sub>10</sub> -C <sub>16</sub>	16	1	C <sub>10</sub>	1
	13,5	< 50	C <sub>13</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			1
Y8	9	< 50	C <sub>11</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			7
	10	1800	C <sub>9</sub> -C <sub>16</sub>	35	630	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	6
	10,5	4015	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	40	1606	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	6
	11	6613	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	37	2447	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	4

SONDEO	PROF.	TPH mg/kg	CADENA DE CARBONOS	F. VOLÁTIL		CADENA DE CARBONOS	MATRIZ
	m			%	mg/kg		vble
Y9	8	< 50	C <sub>11</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			8
	11,4	351	C <sub>9</sub> -C <sub>16</sub>	31	109	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	1
	11,8	5970	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	38	2269	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	1

A los 75 días, en las muestras con concentraciones muy reducidas, menores de 50 mg/kg, no contienen fracción ligera ya que ha desaparecido por completo, presentando cadenas de C<sub>11</sub>-C<sub>16</sub> a C<sub>13</sub>-C<sub>16</sub>. Se observa que dichas muestras coinciden con el nivel superior e inferior del suelo inicial contaminado, y que los suelos más permeables (cantos y gravas) presentan cadenas de C<sub>13</sub>-C<sub>16</sub> mientras que los menos permeables (arenas y gravas en matriz arcillosa) de C<sub>11</sub>-C<sub>16</sub>.

Tabla VIII.28: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (75 días)

Vble	Fracción Volátil (%)	Cadena de carbonos	Matriz	Permeabilidad	Tamaño de grano
6-7	35-42 (38,5)	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	Arenas y gravas en matriz arcillosa	baja	fino
1-2	16-38 (28,3)	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> y C <sub>10</sub>	Arenas y gravas	alta	medio

Por el contrario, en las muestras que presentan una concentración de TPH superior a 50 mg/kg desaparece por completo las cadenas C<sub>7</sub> situándose entre C<sub>8</sub>-C<sub>16</sub>, C<sub>9</sub>-C<sub>16</sub> y C<sub>10</sub>-C<sub>16</sub>. La fracción volátil sin embargo no se ve disminuida, situándose entre 42-16%, con una media de 32,3%, situándose en las cadenas C<sub>8</sub>-C<sub>10</sub>, C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub> y únicamente en C<sub>10</sub>. Del mismo modo que en el muestreo a los 45 días, las muestras correspondientes a suelos permeables y de matriz gruesa (tipo 1 y 2) se corresponden con las cadenas menos volátiles, es decir de C<sub>9</sub>-C<sub>16</sub> y C<sub>10</sub>-C<sub>16</sub>, y las correspondientes a materiales mas impermeables (tipo 6 y 7) a cadenas de carácter más ligero, C<sub>8</sub>-C<sub>16</sub>. Sin embargo, a pesar de esta reducción general en el numero de cadenas, no se observa una disminución en la representación de la fracción volátil respecto al total de TPH.

**Tabla VIII.28: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en sondeos de comprobación a 140 días**

SONDEO	PROF.	TPH mg/kg	CADENA DE CARBONOS	F. VOLÁTIL		CADENA DE CARBONOS	MATRIZ	TPH GASES*
	m			%	mg/kg		vble	
A8	4,0	< 50					5	
	8,5	< 50					5	
	10,5	152	C <sub>10</sub> -C <sub>16</sub>	15	22,8	C <sub>10</sub>	2	690
	11	201	C <sub>10</sub> -C <sub>16</sub>	20	40,2	C <sub>10</sub>	2	722

\* Concentración de TPH de los gases existentes en la muestra de suelo correspondiente al "head space"

Los últimos sondeos de comprobación realizados, a los 140 días, en muestras con TPH mayor de 50 mg/kg (a concentraciones menores no se detecta nada), corroboran lo anteriormente expuesto, ya que no existen cadenas entre C<sub>7</sub>, C<sub>8</sub> y C<sub>9</sub>, apareciendo únicamente cadenas de C<sub>10</sub>-C<sub>16</sub>, y siendo la fracción volátil muy pequeña, entre 15-20% (17,5 % de media) y correspondiendo exclusivamente a C<sub>10</sub>. Con respecto a la matriz de los suelos, se registra que solamente existe una pequeñísima concentración de TPH (201 y 152 ppm), solamente en las muestras tomadas sobre el nivel freático y que se corresponden con los materiales más permeables (tipo 2); en el resto, y aunque se muestreó también en materiales de carácter más impermeable (tipo 5) no se ha detectado contaminación alguna.

**Tabla VIII.29: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (140 días)**

Vble	Fracción Volátil (%)	Cadena de carbonos	Matriz	Permeabilidad	Tamaño de grano
5	Desaparece	-	Arenas y gravas en matriz limosa	Baja-media	fino
2	15-37 (24,3)	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> y C <sub>10</sub>	Arenas y gravas	alta	medio

Se analizaron los gases existentes entre la matriz del suelo muestreado, con TPH en suelos de 152 ppm y 201 ppm, obteniéndose una concentración de 690 y 722 mg/m<sup>3</sup>, de 119 ppm y 124 ppm respectivamente, es decir ligeramente inferior a la obtenida en el suelo.

### Gases

En las muestras de gases tomadas a la salida de la extracción de gases en ambos ramales (conjunto I y conjunto D) se analizaron además de la concentración en TPH, la cantidad de

fracción volátil existente en cada, así como se identificaron en los cromatogramas las cadenas que conforman el hidrocarburo en la muestra.

En las tablas siguientes se reflejan estos datos:

Tabla VIII.30: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en muestras de gases (Campo nº 1)

FECHA	Nº días de tratamiento	Conjunto I				Conjunto D			
		TPH		Fracción Volátil		TPH		Fracción Volátil	
		(mg/m <sup>3</sup> )	CADENA CARBONOS	(%)	CADENA CARBONOS	(mg/m <sup>3</sup> )	CADENA CARBONOS	(%)	CADENA CARBONOS
22/07/98	7	320	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>		C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	49,7	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>		C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
24/07/98	9	46	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	25	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	57	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	54	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
27/07/98	12	1185	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	80	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	1289	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	75	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
28/07/98	13	1020	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	79	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	1300	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	80	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
29/07/98	14	730	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	72	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	472	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	74	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
30/07/98	15	100	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	67	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	760	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	86	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
31/07/98	16	4100	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	77	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	1275	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	74	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
04/08/98	20	1093	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	84	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	2800	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	83	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
05/08/98	21	1553	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	87	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	1621	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	84	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
06/08/98	22	1966	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	87	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	1690	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	86	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
07/08/98	23	546	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	60	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	1430	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	86	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
10/08/98	26	200	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	64	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	3332	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	79	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
11/08/98	27	912	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	74	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	1646	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	70	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
12/08/98	28	294	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	67	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	1685	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	73	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
13/08/98	29	730	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	76	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	1393	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	73	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
14/08/98	30	825	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	76	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>				
17/08/98	33	665	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	85	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	6216	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	92	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
18/08/98	34	1032	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	86	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	10087	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	78	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
19/08/98	35	1142	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	78	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	13041	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	81	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
20/08/98	36	358	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	80	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	2300	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	78	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
21/08/98	37	1342	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	86	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	3332	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	85	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
24/08/98	40	1800	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	65	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>				
25/08/98	41	2009	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	87	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	2045	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	96	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
26/08/98	42	2260	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	83	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	1373	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	86	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
27/08/98	43	2110	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	83	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	4644	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	87	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
28/08/98	44	1178	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	84	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	3168	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	87	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
31/08/98	47	3022	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	84	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	5222	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	86	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
01/09/98	48	2497	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	82	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	3266	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	84	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
02/09/98	49	680	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	76	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	6630	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	85	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
03/09/98	50	3240	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	87	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	4340	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	86	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>

FECHA	Nº días de tratamiento	Conjunto I				Conjunto D			
		TPH		Fracción Volátil		TPH		Fracción Volátil	
		(mg/m <sup>3</sup> )	CADENA CARBONOS	(%)	CADENA CARBONOS	(mg/m <sup>3</sup> )	CADENA CARBONOS	(%)	CADENA CARBONOS
04/09/98	51	3467	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	89	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	9219	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	90	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
07/09/98	54	2960	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	87	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	6998	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	91	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
08/09/98	55	3270	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	84	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	8195	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	85	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
09/09/98	56	2069	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	78	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	7350	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	84	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
10/09/98	57	4506	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	82	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	5900	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	81	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
14/09/98	61	1656	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	87	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	6600	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	86	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
17/09/98	64	4568	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	83	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	9340	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	81	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
21/09/98	68	2358	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	79	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	5088	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	81	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
24/09/98	71	1970	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	75	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	2715	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	80	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
28/09/98	75	379	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	71	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	972	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	78	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
30/10/98	107	1009	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	74	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	3000	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	79	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
03/11/98	111	553	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	72	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	2344	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	80	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
17/11/98	125	1526	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	78	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	2639	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	83	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
01/12/98	139	52	--	--	--	329	--	--	--
14/12/98	152	828	--	--	--	630	--	--	--
04/01/99	173	2446	--	--	--	938	--	--	--
20/01/99	189	546	--	--	--	860	--	--	--
29/01/99	198	246	--	--	--	400	--	--	--

El estudio de los cromatogramas muestran que en ambos ramales las cadenas de carbonos se corresponden con C<sub>7</sub>-C<sub>16</sub>, y las que pertenecen a la fracción más volátil son la C<sub>7</sub>-C<sub>10</sub>. El porcentaje medio de concentración de los compuestos más volátiles dentro de cada muestra es similar en ambos ramales (77,6% para el conjunto I y 77,8% para el conjunto D), sin embargo, de forma puntual se obtienen en el conjunto D fracciones volátiles superiores a los del conjunto I.

La fracción volátil al comienzo del tratamiento es del 25% en el conjunto I y de 54% en el conjunto D. Rápidamente, la concentración de la fracción más ligera comienza a aumentar, con una media el primer mes de 71% de media en el conjunto I y de 77% de media en el D. A los 60 días, el porcentaje se incrementa, con un 78% de media en el conjunto I (con un máximo de 89%) y un 84% de media en el conjunto D (con un máximo del 96%, es decir prácticamente toda la concentración de TPH se corresponde con los compuestos más ligeros o volátiles). Sin embargo, a partir de los dos meses de tratamiento la fracción volátil comienza a descender a un 75% de media en el conjunto I y un 80% de media en el D.

Siendo los últimos valores disponibles de un 78% en el conjunto I y de un 83% en el conjunto D.

El análisis de la configuración de las cadenas de carbonos de cada cromatograma desde el inicio revela que aunque los compuestos pertenecientes a C<sub>7</sub> están presentes a lo largo del tratamiento, su presencia dentro del cromatograma a lo largo del tiempo de tratamiento va disminuyendo, aumentando la representación de los compuestos pertenecientes a C<sub>8</sub> y C<sub>9</sub>.

La inyección de aire se puso en marcha el 28 de agosto de 1998, por un periodo de 16 días, en los que se observa que se produce un nuevo aumento de la representatividad de los compuestos pertenecientes a C<sub>7</sub> respecto a C<sub>8</sub> y C<sub>9</sub> en todas las muestras así como un ligero aumento de la fracción volátil en las muestras tomadas en ese periodo. Sin embargo, a los pocos días de desconectarse la inyección de aire, esta representatividad disminuye considerablemente y así como el porcentaje de fracción volátil.

## CAMPO DE PRUEBAS N° 2

### Aguas

Del mismo modo que en el campo de pruebas n° 1, se analizó la concentración en TPH de las aguas subterráneas bombeadas, la fracción volátil y las cadenas de carbono. En la tabla siguiente se muestran los resultados:

Tabla VIII.31: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en muestras de aguas (Campo n° 2)

POZO	FECHA	TIEMPO TRATAMIENTO	TPH µg/l	CADENA DE CARBONOS	F. VOLÁTIL		CADENA DE CARBONOS
		días			%	µg/l	
P-8C	20/05/98	0	11010	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	40	4404	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
I+D	10/09/98	67	127	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	28	35,56	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>
I+D	15/09/98	72	132	C <sub>9</sub> -C <sub>16</sub>	10	13,2	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>
I+D	29/09/98	89	129	C <sub>9</sub> -C <sub>16</sub>	16	20,64	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>
I+D	13/10/98	100	100	C <sub>9</sub> -C <sub>16</sub>	5	5	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>
I+D	27/10/98	114	50	C <sub>10</sub> -C <sub>16</sub>	0	0	
I+D	11/11/98	129	50				
I+D	23/11/98	141	50				
I+D	10/12/98	158	10				



De la muestra inicial perteneciente al sondeo P-8C se obtiene que el queroseno está configurado por compuestos con cadenas de  $C_7$ - $C_{16}$ . La fracción volátil se corresponderá, por lo tanto, con los compuestos pertenecientes a las cadenas  $C_7$ - $C_{10}$ .

A medida que se lleva a cabo el bombeo de las aguas subterráneas, la concentración de TPH disminuye de forma drástica. También se observa que el porcentaje de fracción volátil disminuye a lo largo del tiempo, pasando de un 40% inicial a solamente un 5% a los 100 días.

En lo que se refiere a las cadenas de carbono se aprecia la desaparición de los compuestos de la cadena  $C_7$ , es decir las fracciones más ligeras o volátiles, apareciendo cadenas de  $C_8$ - $C_{16}$  y aumentando la representatividad de los compuestos pertenecientes a  $C_8$ . A los 132 días, se observa que la cadena  $C_8$  también desaparece, quedando compuestos de  $C_9$ - $C_{16}$ , por lo que no existen ya en las aguas compuestos entre  $C_7$ - $C_8$ . Las cadenas correspondientes a la fracción volátil se corresponderán con  $C_9$ - $C_{10}$ . El último dato disponible indica que a los 114 días ya no existe fracción volátil en las aguas, ya que sólo existen compuestos de cadenas entre  $C_{10}$ - $C_{16}$ . A partir de ese momento, desaparece prácticamente en su totalidad la fase disuelta del hidrocarburo, ya que las concentraciones no superan el nivel de detección de  $50 \mu\text{g/l}$ .

### Suelos

En las muestras de suelos seleccionadas se analizaron además de la concentración en TPH, la cantidad de fracción volátil existente en cada, así como se identificaron en los cromatogramas las cadenas que conforman el hidrocarburo en la muestra.

Las muestras de suelo se tomaron a distintas profundidades y se corresponden con diferentes litologías. Al igual que en el campo de pruebas nº 1, se ha asignado una variable a cada tipo de suelo, con el fin de facilitar la búsqueda de correlación entre el tipo de matriz del suelo y la configuración de las cadenas de carbonos. En la tabla siguiente se definen las variables correspondientes a la litología:

Tabla VIII.32: Definición de la variable correspondiente al tipo de matriz de suelo (campo n° 2)

Vble	MATRIZ
1	Cantos y Gravas
2	Arenas y gravas
3	Arenas limosas
4	Arenas y gravas en matriz limosa
5	Limos arcillosos
6	Arenas y gravas en matriz limo-arcillosa
7	Arenas y gravas en matriz arcillosa
8	Arcillas

A continuación, en las tablas siguientes se muestran los resultados de TPH, porcentaje de fracción volátil y cadenas de carbonos, y el tipo de matriz del suelo:

El análisis de estos resultados indica que además de disminuir la concentración de TPH y la fracción volátil en el tiempo, existe una variación en la configuración de las cadenas de carbono en los cromatogramas.

Tabla VIII.33: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en sondeos iniciales de investigación

SONDEO	PROF.	TPH	CADENA DE CARBONOS	F. VOLÁTIL		CADENA DE CARBONOS	MATRIZ
	m			mg/kg	%		mg/kg
S-2	9,5	1088	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	15	163,2	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	7
S-8	9,7	1741	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	34	591,9	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	7
	10,5	472	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	18	85,0	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	6

Se observa que los muestras de suelo iniciales poseen cadenas de la C<sub>7</sub>-C<sub>16</sub>, situándose la fracción volátil de la C<sub>7</sub>-C<sub>10</sub>; el porcentaje de la fracción volátil, correspondiente a la cantidad de compuestos volátiles respecto al total de TPH, es muy pequeño, entre 34-15% (22,3% de media).

Tabla VIII.34: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (inicial)

Vble	Fracción Volátil (%)	Cadena de carbonos	Matriz	Permeabilidad	Tamaño de grano
7-6	15-34 (22,3)	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	Arenas y gravas en matriz arcillosa y limoarcillosa	baja	fino

La contaminación se encuentra ubicada en un tipo de suelo de tipo impermeable y de grano fino (tipo 7 y 6, es decir, en arenas y gravas en matriz arcillosa y limoarcillosa), no

encontrándose, en principio, ninguna variación en la configuración de las cadenas de carbono ni en la morfología de los cromatogramas.

Tabla VIII.35: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en sondeos de comprobación a 35 días

SONDEO	PROF.	TPH mg/kg	CADENA DE CARBONOS	F. VOLÁTIL		CADENA DE CARBONOS	MATRIZ
	m			%	mg/kg		vble
X1	5	848,5	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	32	272	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	2
	6	< 50	C <sub>9</sub> -C <sub>16</sub>	22	9	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	2
	7	< 50	C <sub>9</sub> -C <sub>16</sub>	16	6	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	2
	9	< 50	C <sub>11</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			6
	13	< 50	C <sub>11</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			7
	13,5	< 50	C <sub>11</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			7
	15	< 50	C <sub>11</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			2
X2	3	< 50	C <sub>11</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			3
	4	< 50	C <sub>11</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			3
	5	< 50	C <sub>11</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			4
	6	< 50	C <sub>11</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			4
	8	< 50	C <sub>11</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			6
	10	< 50	C <sub>11</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			6
	10,5	< 50	C <sub>9</sub> -C <sub>16</sub>	5	2	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	6
	11	122	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	33	40	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	2
X3	1	158,5	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	22	35	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	7
	1,5	700	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	25	175	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	7
	2	625	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	40	250	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	7
	3	180	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	44	79	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	3
	3,5	402	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	44	177	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	3
	4	369	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	47	173	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	3
	5	< 50	C <sub>11</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			2
	7,5	< 50	C <sub>12</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			2
	11	42	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	40	17	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	7
	13	< 50	C <sub>11</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			5
	16	< 50	C <sub>12</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			1
X4	11,5	< 50	C <sub>10</sub> -C <sub>16</sub>	4	2	C <sub>10</sub>	2
	12	1277	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	47	600	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	7
	12,5	1952	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	48	937	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	7
	13	< 50	C <sub>12</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			4
X5	2,5	< 50	C <sub>12</sub> -C <sub>16</sub>	No detectada			4
	5	< 50	C <sub>12</sub> -C <sub>16</sub>	No detectada			3
	7,5	< 50	C <sub>12</sub> -C <sub>16</sub>	No detectada			3

SONDEO	PROF.	TPH	CADENA DE CARBONOS	F. VOLÁTIL		CADENA DE CARBONOS	MATRIZ vble
	m	mg/kg		%	mg/kg		
	11	< 50	C <sub>12</sub> -C <sub>16</sub>	No detectada			5
	12,5	< 50	C <sub>12</sub> -C <sub>16</sub>	No detectada			5
X6	7,5	< 50	C <sub>12</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			4
	8	10,8	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	10	1	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	7
	8,5	4018	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	45	1808	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	7
	9	102	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	39	40	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	3
	9,5	30	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	38	11	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	3
	10,5	19	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	46	9	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	3
	11	9,7	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	44	4	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	6
	11,5	23	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	48	11	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	7
	11,8	9	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	45	4	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	7

Sin embargo, a los 35 días desde el comienzo del tratamiento, se produce dos hechos relevantes, el primero, es la desaparición en algunas muestras de la cadena C<sub>7</sub>, apareciendo cadenas de C<sub>8</sub>-C<sub>16</sub>, situándose la fracción volátil en C<sub>8</sub>-C<sub>10</sub>, C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub> y únicamente en C<sub>10</sub>, y aumentando considerablemente el porcentaje de concentración la fracción volátiles, emplazándose entre el 48% y el 16% (38,3 % de media) en aquellas muestras con concentraciones de TPH superiores a 50 mg/kg. El segundo hecho, se produce en las muestras con concentraciones de TPH menores de 50 mg/kg, y en las que se observa como las fracciones mas ligeras, C<sub>7</sub>-C<sub>10</sub>, han desaparecido por completo apareciendo cadenas de C<sub>11</sub>-C<sub>16</sub> y C<sub>12</sub>-C<sub>16</sub>.

Tabla VIII.36: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (35 días)

Vble	Fracción Volátil (%)	Cadena de carbonos	Matriz	Permeabilidad	Tamaño de grano
6-7	22-47 (37,8)	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub> y C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	Arenas y gravas en matriz arcillosa y limoarcillosa	baja	fino
3-4	38-47 (35,6)	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	Arenas limosas; arenas y gravas en matriz limosa	baja-media	fino
1-2	16-33 (25,7)	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub> y C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	Arenas y gravas	alta	medio

Debido a que la contaminación en el campo de pruebas n° 2 se encontraba desde la superficie hasta el nivel freático, las muestras se tomaron en diferentes profundidades y en una gran variedad de suelos, percibiéndose que existe una diferenciación entre la configuración de las cadenas de carbono y el tipo de matriz de la muestra. Así, se tiene que

en matrices de suelo de tipo impermeable y grano fino (tipo 6 y 7, correspondientes a arenas y gravas en matriz limoarcillosa y arcillosa) se encuentran muestras con un porcentaje de fracción volátil mas alto (entre 48-22%, con 37,8 % de media) y cadenas de C<sub>7</sub>-C<sub>10</sub> y C<sub>8</sub>-C<sub>10</sub>; por el contrario, en suelos con matrices de grano medio-grueso y de carácter permeable (tipo 1 y 2, cantos y gravas y arenas y gravas) se encuentran las muestras con porcentajes de fracción volátil más pequeñas (33-16%, con 25,7% de media), y con cadenas de C<sub>8</sub>-C<sub>10</sub> y C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub>. Los suelos intermedios (tipo 3 y 4, arenas grano fino y limos arenosos) presentan una fracción volátil bastante alta (47-38%, con 35,6% de media) pero sin embargo las concentraciones son menores a las obtenidas en matrices de permeabilidad más alta.

Tabla VIII.37: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en sondeos de comprobación a 75 días

SONDEO	PROF. m	TPH mg/kg	CADENA DE CARBONOS	F. VOLÁTIL		CADENA DE CARBONOS	MATRIZ vble
				%	mg/kg		
X7	3,5	< 50	C <sub>12</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			4
	8	51	C <sub>9</sub> -C <sub>16</sub>	33	17	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	6
	8,5	1255	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	45	565	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	6
	9	60	C <sub>9</sub> -C <sub>16</sub>	37	22	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	7
	9,5	220	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	45	99	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	3
	11,5	< 50	C <sub>12</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			2
X8	4	< 50	C <sub>13</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			4
	7,5	< 50	C <sub>13</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			4
	11,5	146	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	47	69	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	8
	12	65	C <sub>9</sub> -C <sub>16</sub>	30	20	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	7
	14,5	< 50	C <sub>13</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			1
X9	3,5	< 50	C <sub>11</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			6
	6,5	< 50	C <sub>13</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			2
	9,5	< 50	C <sub>13</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			6
	11,5	< 50	C <sub>13</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			6
	13	< 50	C <sub>11</sub> -C <sub>16</sub>	Desaparecido			7

A los 75 días, desaparece por completo las cadenas C<sub>7</sub> situándose entre C<sub>8</sub>-C<sub>16</sub> y C<sub>8</sub>-C<sub>16</sub>. La fracción volátil sin embargo aumenta, situándose entre 47-33%, con una media de 38,4%, situándose en las cadenas C<sub>8</sub>-C<sub>10</sub>, C<sub>9</sub>-C<sub>10</sub>. Existe una gran cantidad de muestras con una concentración menor a 50 mg/kg, y en las que la fracción volátil ha desaparecido por completo, apareciendo solamente las fracciones mas pesadas del queroseno, C<sub>12</sub>-C<sub>16</sub>, C<sub>13</sub>-C<sub>16</sub> y C<sub>14</sub>-C<sub>16</sub>, es decir no aparecen las cadenas entre C<sub>7</sub>-C<sub>11</sub>.

Tabla VIII.38: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (75 días)

Vble	Fracción Volátil (%)	Cadena de carbonos	Matriz	Permeabilidad	Tamaño de grano
8-7-6	33-47 (38,4)	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	Arcillas; Arenas y gravas en matriz arcillosa y limoarcillosa	baja	fino
3-4	45 (45)	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	Arenas limosas; arenas y gravas en matriz limosa	Baja-media	fino
1-2	desaparecido	—	Cantos y gravas; arenas y gravas	alta	medio

Las muestras correspondientes a suelos permeables y de matriz gruesa (tipo 1 y 2) se corresponden con las muestras que no presentan fracción volátil, es decir de C<sub>12</sub>-C<sub>16</sub> y C<sub>13</sub>-C<sub>16</sub>, y las correspondientes a materiales mas impermeables (tipo 6 y 7) a cadenas de carácter más ligero, C<sub>8</sub>-C<sub>16</sub> y C<sub>9</sub>-C<sub>16</sub>. Sin embargo, y al igual que en el campo de pruebas n° 1, a pesar de esta reducción general en el numero de cadenas, no se observa una disminución en la representación de la fracción volátil respecto al total de TPH, es decir, desaparecen las fracciones más ligeras pero cada vez existen más compuestos volátiles en el suelo.

Tabla VIII.39: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en sondeos de comprobación a 140 días

SONDEO	PROF.	TPH	CADENA DE CARBONOS	F. VOLÁTIL	CADENA DE CARBONOS	MATRIZ vble	TPH GASES*	CADENA DE CARBONOS	F. VOLÁTIL
	m	mg/kg		%			mg/m <sup>3</sup>		%
A11	3,5	1113	C <sub>8</sub> -C <sub>16</sub>	37	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	7	3081	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	78
	5,5	<10	C <sub>13</sub> -C <sub>16</sub>	—	—	7	134	C <sub>9</sub> -C <sub>16</sub>	48
	9	<10	C <sub>14</sub> -C <sub>16</sub>	—	—	2	32	C <sub>10</sub> -C <sub>16</sub>	33
	11,5	<10	C <sub>13</sub> -C <sub>16</sub>	—	—	7	1825	C <sub>9</sub> -C <sub>16</sub>	41
	12,5	<10	C <sub>13</sub> -C <sub>16</sub>	—	—	6	125	C <sub>9</sub> -C <sub>16</sub>	21

\* Concentración de TPH de los gases existentes en la muestra de suelo correspondiente al "head space"

Los últimos sondeos de comprobación realizados, a los 140 días, corroboran lo anteriormente expuesto, ya que además de disminuir de forma extraordinaria la concentración de TPH por debajo de 10 mg/kg, no existen cadenas entre C<sub>7</sub>-C<sub>12</sub> en todas las

muestras analizadas a distintas profundidades, salvo en una de ellas, muy superficial, en las que aparece de C<sub>8</sub>-C<sub>16</sub>, con una fracción volátil del 37% y un TPH de 1.113 mg/kg. Con respecto a la matriz de los suelos, se tiene que solamente existe concentración de TPH en la muestra nombrada anteriormente y que pertenece a una matriz de carácter impermeable (tipo 7). En el resto de las muestras se observa como en las muestras con matriz más impermeables (tipo 6 y 7) las cadenas presentes se corresponden con cadenas C<sub>13</sub>-C<sub>16</sub>, sin embargo, las muestras de las matrices más permeables (tipo 2) ha desaparecido también la C<sub>13</sub>, quedando solamente las fracciones más pesadas.

Tabla VIII.40: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (140 días)

Vble	Fracción Volátil (%)	Cadena de carbonos	Matriz	Permeabilidad	Tamaño de grano
7	38,0 (38,0)	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	Arenas y gravas en matriz arcillosa	baja	fino
7-6	desaparecido	—	Arenas y gravas en matriz limo-arcillosa y arcillosa	baja	fino
2	desaparecido	—	Arenas y gravas	alta	medio

Se tomaron muestras de los gases existentes entre la matriz del suelo muestreado, en todas las muestras, obteniendo concentraciones en gases en todas las muestras, a pesar que en la mayoría se encontraba por debajo de 10 mg/kg. Así, tenemos que en la muestra de TPH de 1113 ppm existe una concentración en gases de 3081 mg/m<sup>3</sup> (531 ppm), y el resto de 143 mg/m<sup>3</sup> (23 ppm), 32 mg/m<sup>3</sup> (6 ppm), 1825 mg/m<sup>3</sup> (315 ppm) y 125 mg/m<sup>3</sup> (22 ppm), Siendo los suelos de carácter más impermeable (tipo 7) los que presentan mayor concentración de gas.

### Gases

En las muestras de gases tomadas a la salida de la extracción de gases en ambos ramales (conjunto I y conjunto D) se analizaron además de la concentración en TPH, la cantidad de fracción volátil existente en cada, así como se identificaron en los cromatogramas las cadenas que conforman el hidrocarburo en la muestra.

En las tablas siguientes se reflejan estos datos:

Tabla VIII.41: TPH, fracción volátil y cadenas de carbono en muestras de gases (Campo n° 2)

FECHA	N° días de tratamiento	Conjunto I				Conjunto D			
		TPH		Fracción Volátil		TPH		Fracción Volátil	
		(mg/m <sup>3</sup> )	CADENA CARBONO	(%)	CADENA CARBONO	(mg/m <sup>3</sup> )	CADENA CARBONO	(%)	CADENA CARBONO
06/07/98	1	2473	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	-	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	462	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	-	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
16/07/98	11	1277	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	-	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	283	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	-	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
17/07/98	12	1260	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	-	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	393	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	-	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
18/07/98	13	257	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	-	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	940	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	-	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
19/07/98	14	1306	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	-	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	126	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	-	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
20/07/98	15	987	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	-	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	172	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	-	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
21/07/98	16	801	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	-	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	200	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	-	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
22/07/98	17	5883	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	-	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	1015	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	50	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
23/07/98	18	4528	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	-	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	62	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	29	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
24/07/98	19	4483	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	75	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	612	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	70	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
27/07/98	22	3115	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	86	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	507	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	70	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
28/07/98	23	5000	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	85	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	513	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	44	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
29/07/98	24	2800	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	75	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	570	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	77	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
30/07/98	25	9190	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	82	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	650	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	72	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
31/07/98	26	3900	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	84	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	605	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	73	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
04/08/98	30	2050	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	83	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	378	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	83	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
05/08/98	31	2120	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	85	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	361	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	74	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
06/08/98	32	5925	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	83	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	510	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	78	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
07/08/98	33	4158	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	82	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	598	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	77	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
10/08/98	36	6034	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	84	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	260	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	72	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
11/08/98	37	5130	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	84	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	238	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	74	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
12/08/98	38	3328	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	82	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	594	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	81	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
13/08/98	39	4200	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	83	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	516	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	78	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
14/08/98	40	3727	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	85	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	588	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	80	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
17/08/98	43	3080	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	84	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	560	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	82	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
18/08/98	44	2751	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	83	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	593	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	79	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
20/08/98	46	1910	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	93	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	510	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	79	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
21/08/98	47	2720	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	87	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	798	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	82	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
24/08/98	50	2863	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	85	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	393	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	79	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
25/08/98	51	-	-	-	-	804	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	82	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
26/08/98	52	3280	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	84	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	492	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	79	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
27/08/98	53	2688	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	84	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	777	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	84	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
28/08/98	54	3291	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	84	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	789	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	82	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
01/09/98	58	2681	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	85	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	776	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	80	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
02/09/98	59	2470	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	90	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	693	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	80	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>



FECHA	N° días de tratamiento	Conjunto I				Conjunto D			
		TPH		Fracción Volátil		TPH		Fracción Volátil	
		(mg/m <sup>3</sup> )	CADENA CARBONO	(%)	CADENA CARBONO	(mg/m <sup>3</sup> )	CADENA CARBONO	(%)	CADENA CARBONO
03/09/98	60	2904	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	87	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	695	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	81	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
04/09/98	61	2120	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	84	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	1010	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	84	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
07/09/98	64	2123	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	83	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	922	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	83	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
08/09/98	65	3100	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	84	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	2093	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	79	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
09/09/98	66	2770	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	84	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	1184	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	83	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
10/09/98	67	1915	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	83	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	719	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	81	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
14/09/98	71	1800	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	84	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	880	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	82	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
17/09/98	74	4240	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	83	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	1600	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	75	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
21/09/98	78	2607	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	80	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	1747	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	80	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
24/09/98	81	4100	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	83	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	1568	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	78	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
30/10/98	117	2583	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	82	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	719	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	71	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
03/11/98	121	2624	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	82	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	1095	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	78	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
17/11/98	135	1695	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	76	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	639	C <sub>7</sub> -C <sub>16</sub>	75	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>
01/12/98	149	1814				1795			
14/12/98	162	1194				361			
04/01/99	183	1667				948			
12/01/99	191	833				405			

El estudio de los cromatogramas de las muestras que en ambos ramales las cadenas de carbonos se corresponden con C<sub>7</sub>-C<sub>16</sub>, y las que pertenecen a la fracción más volátil son la C<sub>7</sub>-C<sub>10</sub>. El porcentaje medio de concentración de los compuestos más volátiles dentro de cada muestra es ligeramente superior en el ramal I (83,5% para el conjunto I y 77,5% para el conjunto D), sin embargo, de forma puntual se obtienen en el conjunto I fracciones volátiles superiores a los del conjunto D.

La fracción volátil al mes del tratamiento es del 75% en el conjunto I y de 70% en el conjunto D. Rápidamente, la concentración de la fracción más ligera comienza a aumentar, con una media a los 45 días de 83% de media en el conjunto I y de 78% de media en el D. A los 60 días, el porcentaje se incrementa, con un 87% de media en el conjunto I (con un máximo de 93% es decir prácticamente toda la concentración de TPH se corresponde con los compuestos más ligeros o volátiles) y un 81% de media en el conjunto D (con un máximo del 84%). Sin embargo, a partir de los tres meses de tratamiento la fracción volátil comienza a descender a un 83% de media en el conjunto I y un 78% de media en el D. Siendo los últimos valores disponibles de un 76% en el conjunto I y de un 75% en el conjunto D.

El análisis de la configuración de las cadenas de carbonos de cada cromatograma desde el inicio revela que aunque los compuestos pertenecientes a  $C_7$  están presentes a lo largo del tratamiento, su presencia dentro del cromatograma a lo largo del tiempo de tratamiento va disminuyendo, aumentando la representación de los compuestos pertenecientes a  $C_8$  y  $C_9$ .

Existen tres periodos de inyección de aire, el primero de ellos del 23 de julio al 13 de agosto, en el cual se observa un incremento de la concentración de TPH en las muestras, y un aumento ligero de la fracción volátil en ambos ramales. Después de desconectar la inyección de aire se observa un detrimento de la concentración de TPH pero se mantiene el porcentaje de fracción volátil en los valores conseguidos durante la inyección de aire.

Con la nueva conexión de la inyección en el segundo periodo de inyección, del 15 de septiembre al 3 de diciembre, se produce un nuevo aumento de la concentración de TPH y de nuevo no se observan cambios notables en el porcentaje de fracción volátil (a pesar que la tendencia general es a disminuir desde el inicio del tratamiento). Ahora bien, el estudio de los cromatogramas indica que en los momentos en que la inyección de aire estaba conectada se produce un aumento de la representatividad de los compuestos pertenecientes a  $C_7$  respecto a  $C_8$  y  $C_9$  en todas las muestras así como un ligero aumento de la fracción volátil en las muestras tomadas en ese periodo. Sin embargo, a los pocos días de desconectarse la inyección de aire, esta representatividad disminuye considerablemente.

### Conclusiones

- En aguas subterráneas se observa que existe una disminución de la concentración de TPH y de la fracción volátil en el tiempo, con la desaparición de las cadenas  $C_7$ - $C_9$  en ambos campos de pruebas. Se observa que en el campo de pruebas n° 2, sin existencia de producto libre, desaparece con mayor facilidad y de forma más rápida la fracción volátil que en el campo de pruebas n° 1.
- En suelos se observa como con la extracción de aire se manifiesta una disminución del TPH en el tiempo, y, sin embargo, un aumento de la fracción volátil. Es decir, se produce la desorción de los compuestos más ligeros de la fase absorbida en el suelo a fase gas o volátil, y por tanto, la fracción ligera gana importancia frente al resto. Las cadenas de fracción volátil se corresponden con  $C_7$ - $C_{10}$  inicialmente en ambos campos,

desapareciendo por completo al final del tratamiento en el campo de pruebas nº 2 y quedando una pequeña representación de C<sub>10</sub> en el campo nº 1, donde existe fase libre.

- En suelos además se observa una relación directa entre la matriz del suelo y la fase absorbida en el suelo y se percibe como los suelos de carácter arcilloso, de baja permeabilidad y de grano fino, dificulta la eliminación de la fracción más volátil respecto a materiales de carácter arenosos, permeables y de grano medio-grueso. Lógicamente, las cadenas C<sub>7</sub>-C<sub>10</sub> serán fácilmente eliminadas de los suelos en matriz más arenosa, presentando mayor dificultad en los materiales arcillosos debido a la capacidad de sorción de las arcillas.
- En las siguientes tablas se resume la relación entre la matriz del suelo y la fracción volátil y cadenas de carbono que se encuentra, englobando los resultados de ambos campos de pruebas y considerando las condiciones iniciales y las existentes a t = 35 y 45 días, t = 75 días y t = 140 días de tratamiento:

**Tabla VIII.42: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (inicial)**

Vbls	Fracción Volátil media (%)	Cadena de carbonos	Matriz	Permeabilidad	Tamaño de grano
7-6	10,0-23,3	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	Arenas y gravas en matriz arcillosa y limoarcillosa	baja	fino
2	14,0	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	Arenas y gravas	alta	medio

**Tabla VIII.43: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (35 y 45 días)**

Vble	Fracción Volátil (%)	Cadena de carbonos	Matriz	Permeabilidad	Tamaño de grano
6-7	36,6-37,8	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub> y C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	Arenas y gravas en matriz arcillosa y limoarcillosa	baja	fino
3-4-5	27,5 – 35,6	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub> y C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	Arenas limosas; arenas y gravas en matriz limosa	Baja-media	fino
1-2	24,3 – 25,7	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> y C <sub>10</sub>	Cantos y gravas; arenas y gravas	alta	medio

Tabla VIII.44: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (75 días)

Vble	Fracción Volátil (%)	Cadena de carbonos	Matriz	Permeabilidad	Tamaño de grano
8-7-6	38,4-38,5	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub> y C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	Arcillas; Arenas y gravas en matriz arcillosa y limoarcillosa	baja	fino
3-4	45	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	Arenas limosas; arenas y gravas en matriz limosa	Baja-media	fino
1-2	28,3- desaparecido	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> y C <sub>10</sub>	Cantos y gravas; arenas y gravas	alta	medio

Tabla VIII.45: Relación entre fracción volátil, cadena de carbonos y matriz del suelo (140 días)

Vble	Fracción Volátil (%)	Cadena de carbonos	Matriz	Permeabilidad	Tamaño de grano
7-6	38,0 - desaparecido	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	Arenas y gravas en matriz arcillosa y limoarcillosa	baja	fino
5	desaparecido	-	Arenas y gravas en matriz limosa	Baja-media	fino
2	desaparecido	-	Arenas y gravas	alta	medio

- Agrupando los resultados anteriores por las características de permeabilidad y tamaño de grano y la evolución de la fracción volátil y cadenas de carbono, se muestra como las fracciones más ligeras se eliminan con mayor facilidad en los materiales de baja permeabilidad y grano medio, sucediendo el efecto contrario en los materiales de carácter más impermeable y grano fino, de modo que la fracción volátil se queda retenida en las arcillas dificultando su extracción:

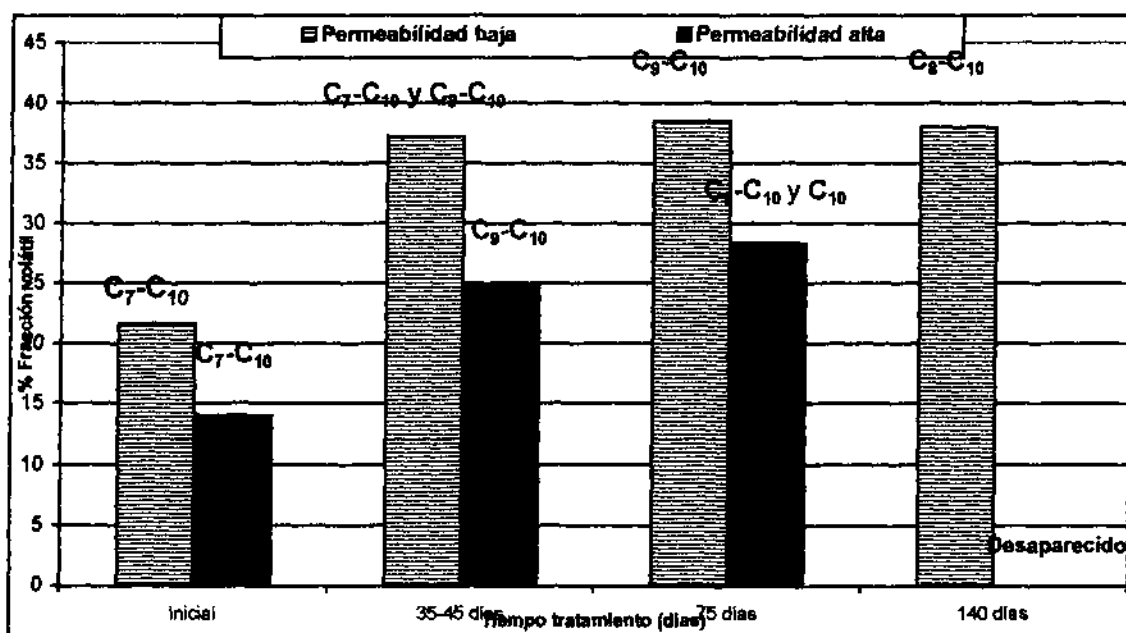
Tabla VIII.46: Evolución de la fracción volátil con el tratamiento en diferentes matrices de suelo

MATRIZ DEL SUELO	PERMEABILIDAD	TIEMPO TRATAMIENTO			
		Inicial	35-45 días	75 días	140 días
Arenas y gravas en matriz arcillosa	BAJA	21,6	37,2	38,5	38,0
Arenas limosas	BAJA-MEDIA	-	31,5	45,0	Desaparecido
Arenas y gravas	ALTA	14,0	25,0	28,3 - desaparecido	desaparecido

**Tabla VIII.47: Evolución de las cadenas de carbono con el tratamiento en diferentes matrices de suelo**

MATRIZ DEL SUELO	PERMEABILIDAD	TIEMPO TRATAMIENTO			
		Inicial	35-45 días	75 días	140 días
Arenas y gravas en matriz arcillosa	BAJA	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub> y C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub> y C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>
Arenas limosas	BAJA-MEDIA	-	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub> y C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	desaparecido
Arenas y gravas	ALTA	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> y C <sub>10</sub>	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> y C <sub>10</sub>	desaparecido

**Fig. VIII.42: Gráfico de evolución de la fracción volátil y cadenas de carbono en el tiempo**



- En gases se advierte que la concentración de TPH disminuye en el tiempo, pero sin embargo la fracción volátil aumenta, con cadenas de C<sub>7</sub>-C<sub>10</sub> en todo momento. Ahora bien, la proporción de compuestos pertenecientes a C<sub>7</sub> si disminuye con el tratamiento, aunque no llegue a desaparecer.
- Se percibe también una relación clara en la evolución de la eliminación o desaparición de las fracciones más ligeras y la existencia de inyección de aire en el medio, ya que en conjunción con la extracción de aire, va a estimular la volatilización de la fase absorbida en el suelo, aumentando la concentración de TPH en gases y disminuyendo en suelos; consecuentemente, al mismo tiempo la fracción volátil aumenta en gases en detrimento

de la existente en el suelo, desapareciendo las cadenas C<sub>7</sub>-C<sub>10</sub>, rango de cadenas de carbonos que, sin embargo, si aparecen en los gases extraídos.

- Se constata la diferencia de evolución y desarrollo de la eliminación de la contaminación entre emplazamientos con presencia de producto libre y sin fase libre, ya que la volatilización es menos propicia con producto libre, ya que los hidrocarburos sobresaturados se encuentran más retenidos en el suelo, y las concentraciones de sorción también son más altas, siendo más difícil la eliminación de los compuestos orgánicos. Sin embargo en términos de rendimiento, dada la mayor concentración y el volumen de partida existente en el campo de pruebas n° 1 respecto al campo n° 2, hace que, en comparación, la eficacia del sistema de tratamiento se considere muy notable.

#### VIII.1.2.5. Relación entre porosidad al aire – permeabilidad al aire – humedad del suelo

En este apartado se estudia la posible relación entre propiedades inherentes del suelo como son la porosidad al aire, la permeabilidad al aire y la humedad del suelo, así como su evolución en el tiempo de tratamiento.

#### **CAMPO DE PRUEBAS N° 1**

##### Porosidad al aire – humedad

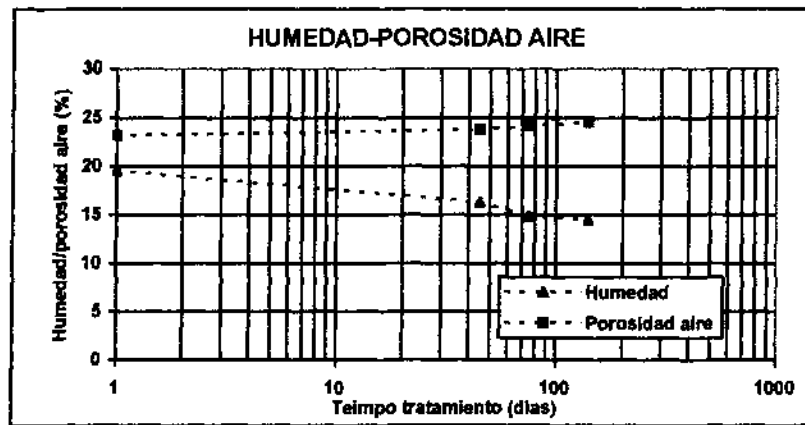
Los datos elaborados de ambos parámetros se indican a continuación:

**Tabla VIII.48: Humedad del suelo – porosidad al aire (Campo de pruebas n° 1)**

Tiempo tratamiento	Humedad	m <sub>aire</sub>
día	%	%
1	19,6	23,2
45	16,35	23,8
75	14,9	24,2
140	14,5	24,5

Según los datos obtenidos, se observa una disminución de la humedad existe en el suelo con el tiempo y un aumento de la porosidad al aire, es decir la extracción de vapores inducida en el suelo hace disminuir la humedad, aumentando consecuentemente la porosidad al aire:

Fig. VIII.43: Relación entre la humedad del suelo y la porosidad al aire (Campo nº 1)



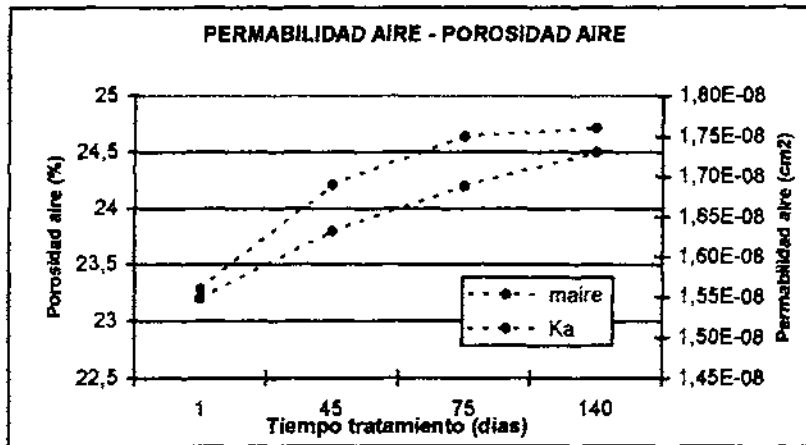
Porosidad al aire – permeabilidad al aire

Se observa que los valores de permeabilidad al aire varían con el tiempo de tratamiento, al igual que los de porosidad al aire, tal y como se observa en los siguientes gráficos de evolución:

Tabla VIII.49: Porosidad al aire-permeabilidad al aire (Campo nº 1)

Tiempo tratamiento días	$m_{aire}$ %	$K_a$ $cm^2$
1	23,2	1,56E-08
45	23,8	1,69E-08
75	24,2	1,75E-08
140	24,5	1,76E-08

Fig. VIII.44: Permeabilidad al aire y porosidad al aire con el tiempo tratamiento (Campo n° 1)



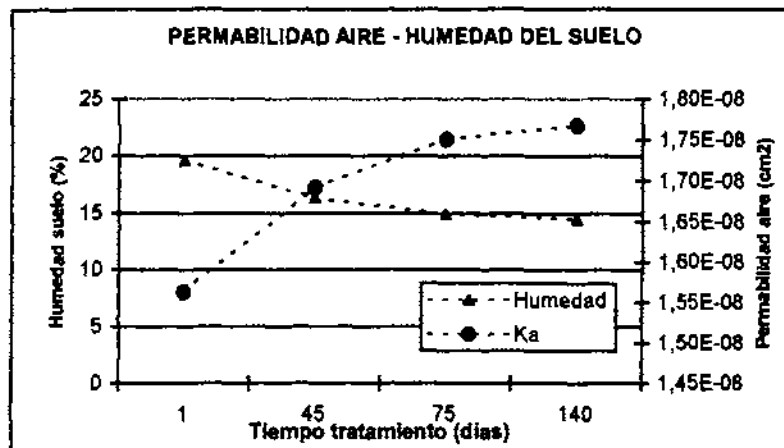
Permeabilidad al aire – humedad del suelo

Los valores de permeabilidad al aire aumentan con el tiempo, en detrimento de la humedad del suelo, que disminuye de forma considerable. Este hecho se puede observar en los siguientes gráficos:

Tabla VIII.50: Permeabilidad al aire - humedad del suelo (Campo n° 1)

Tiempo tratamiento días	$K_a$ cm <sup>2</sup>	Humedad %
1	1,56E-08	19,6
45	1,69E-08	16,35
140	1,76E-08	14,5

Fig. VIII.44: Permeabilidad al aire y humedad del suelo con el tiempo tratamiento (Campo n° 1)





**CAMPO DE PRUEBAS N° 2**

Porosidad al aire – humedad

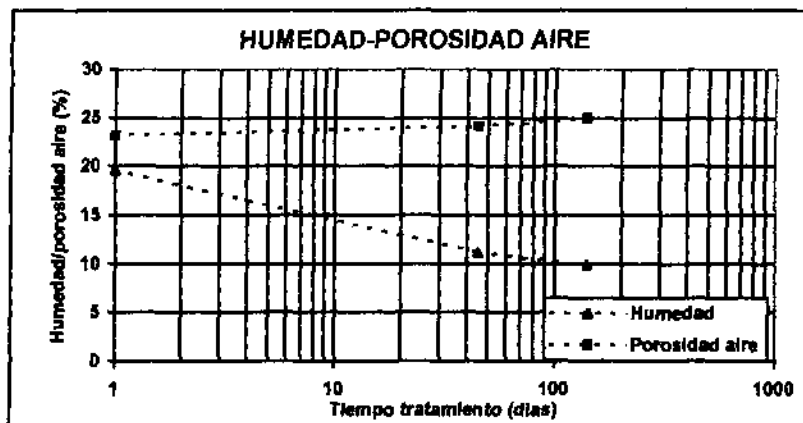
En el campo n° 2 se obtuvieron los siguientes resultados:

**Tabla VIII.51: Humedad del suelo – porosidad al aire (Campo de pruebas n° 2)**

Tiempo tratamiento	Humedad	m <sub>aire</sub>
días	%	%
19,64	23,2	19,64
13,02	24,5	13,02
9,85	25,0	9,85

Del mismo modo, se observa una disminución de la humedad existe en el suelo con el tiempo y un aumento de la porosidad al aire, es decir la extracción de vapores inducida en el suelo hace disminuir la humedad, aumentando consecuentemente la porosidad al aire:

**Fig. VIII.45: Relación entre la humedad del suelo y la porosidad al aire (campo n° 2)**



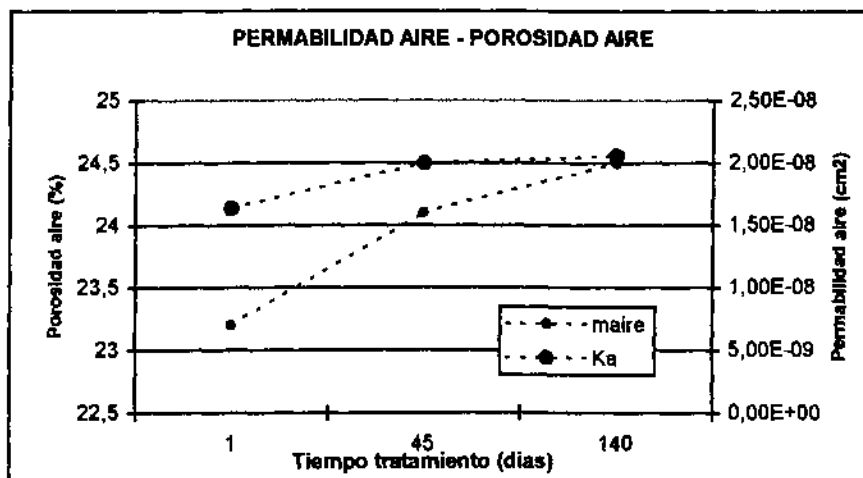
Porosidad al aire – permeabilidad al aire

Se observa que los valores de permeabilidad al aire varían con el tiempo de tratamiento, al igual que los de porosidad al aire, sin embargo, la cantidad de agua presente en el suelo, tiende a disminuir, tal y como se observa en los siguientes gráficos de evolución:

Tabla VIII.52: Porosidad al aire - permeabilidad al aire (campo n° 2)

Tiempo tratamiento	$m_{aire}$	$K_a$
días	%	$cm^2$
1	23,2	1,63E-08
45	24,1	1,99E-08
140	26,6	2,05E-08

Fig.VIII.46: Permeabilidad al aire y porosidad al aire con el tiempo tratamiento (campo n° 2)



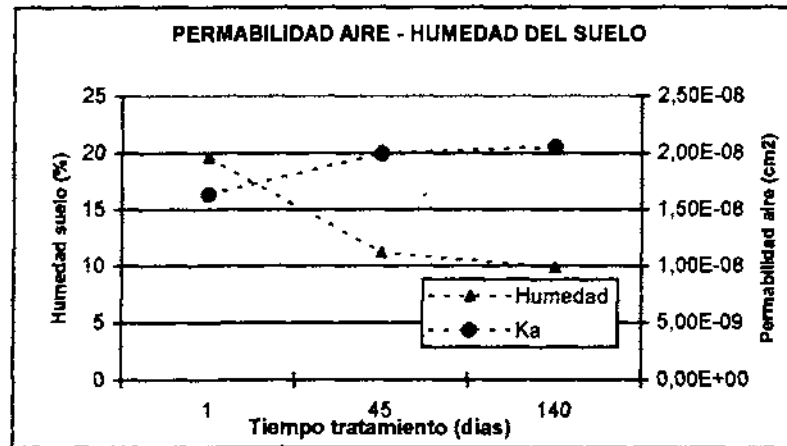
Permeabilidad al aire – humedad del suelo

Al igual que en el campo n° 1, los valores de permeabilidad al aire aumentan con el tiempo, en detrimento de la humedad del suelo, que disminuye de forma considerable. Este hecho se puede observar en los siguientes gráficos:

Tabla VIII.53: Permeabilidad al aire - humedad del suelo (Campo n° 2)

Tiempo tratamiento	$K_a$	Humedad
días	$cm^2$	%
1	1,63E-08	19,64
45	1,99E-08	11,18
140	2,05E-08	9,85

Fig.VIII.47 : Permeabilidad al aire y humedad del suelo con el tiempo tratamiento (Campo n° 2)



### Conclusiones

- Las tres variables: porosidad al aire, permeabilidad al aire y humedad del suelo están íntimamente relacionadas.
- El factor fundamental entre ellas es la humedad del suelo, ya que su evolución influye de forma directa en las otras dos.
- La humedad del suelo tiende a disminuir con el tiempo de tratamiento, debido a la retirada de los vapores de agua y el propio agua gravitacional existente en el suelo, como consecuencia de la aireación de la zona no saturada por la extracción de aire. Este hecho se constata al observarse como la cantidad de agua retenida por el separador de gotas se incrementa con la evolución del sistema.
- Al disminuir la humedad del suelo, se va a producir un incremento de los huecos libres en el suelo para el paso del aire, y por tanto, se incrementará la porosidad al aire del suelo.
- Lógicamente, si se incrementa la porosidad al aire, se aumentará también la facilidad de paso del aire en el suelo, es decir, se incrementará también la permeabilidad al aire.

### VIII.1.2.1.6. Espesor de la zona no saturada y caudales de extracción, inyección y TPH en gases

Se va a estudiar la relación existente entre el abatimiento o descenso del nivel freático, y por tanto, el incremento del espesor de zona no saturada resultante, y la influencia con la inyección de aire, en el caudal de aire extraído y en el TPH extraído.

#### CAMPO DE PRUEBAS Nº 1

##### Espesor zona no saturada – inyección de aire

Tal y como se indicó en el apartado VII.2.3.4.7. Radio de influencia respecto a la inyección de aire, al inyectar aire a presión en el suelo se va a producir un “empuje” del nivel freático en sentido descendente, pero sin embargo, en los pozos en los que se está ejerciendo vacío para la extracción de vapores sucede lo contrario, se produce una ligera elevación del nivel freático, existiendo una mayor elevación cuando existe inyección de aire ya que el medio tiende a contrarrestar el abatimiento que produce la inyección de aire.

Existen dos periodos de inyección, el primero -de corta duración- en donde se inyectó en las gravas, y el segundo -de larga duración y mayor relevancia-, en las arcillas arenosas. Para estudiar la influencia de la inyección de aire en el nivel piezométrico del campo de pruebas nos hemos fijado únicamente en lo acontecido en el segundo periodo de inyección, ya que, en el primero, coinciden la conexión de la inyección con el inicio del abatimiento del nivel freático, y por tanto es difícil diferenciar el efecto del bombeo del de la inyección; sin embargo, en el segundo periodo, cuando los niveles freáticos se encuentran más o menos estabilizados en una cota, es más fiable estudiar dicha relación.

En la tabla siguiente se observa la variación de los niveles antes y después de la inyección:

Tabla VIII.54: Niveles piezométricos antes y después de la inyección de aire (Campo nº 1)

POZO	Antes inyección (5-11-98)			Después inyección 16/11/98		
	NIVEL FREÁTICO	ESP. PROD. LIBRE	NIVEL PIEZOMÉTRICO	NIVEL FREÁTICO	ESP. PROD. LIBRE	NIVEL PIEZOMÉTRICO
I-1	12,47	0	590,5	11,92	0	591,1
I-2				11,75	0	590,5
I-3	11,56	0	590,1	11,77	0	588,9
I-4	11,11	0	591,1	11,64	0	590,6

POZO	Antes inyección (5-11-98)			Después inyección 16/11/98		
	NIVEL FREÁTICO	ESP. PROD. LIBRE	NIVEL PIEZOMÉTRICO	NIVEL FREÁTICO	ESP. PROD. LIBRE	NIVEL PIEZOMÉTRICO
I-5	11,18	0	590,5	14,4	0	587,3
D-1	12,73	0	589,4	12,57	0,15	589,6
D-2	12,32	0	588,5	12,12	0	589,7
D-3						
D-4	11,34	0	590,3	11,7	0	590,0
D-5						
C-1C	11,53(seco)	0		11,53(seco)	0	
C-1L				12,31	0	590,0
C-2C	11,07(seco)	0		11,07(seco)	0	
C-2L	11,65	0	590,2	12,46	0	589,4
C-3C	11,9	0	590,0	12,13	0	589,6
C-3L	11,73	0	590,2		0	
C-4C	12,46	0	590,2	12,53	0	590,2
C-4L	13,08	0	589,0	13,7	0	588,4

\* Los pozos de inyección no se pueden medir cuando la inyección está conectada

El descenso del nivel freático debido a la inyección de aire es mayor en las cercanías de los pozos de inyección, donde se observa un descenso de 20 cm de media antes y después. En los pozos del ramal I se observa que se produce un descenso del nivel freático generalizado de hasta 70 cm con respecto al de partida; pero por el contrario, en el ramal D las variaciones observadas en el nivel freático son dispares de unos pozos a otros, obteniendo como media un nivel piezométrico similar al inicial.

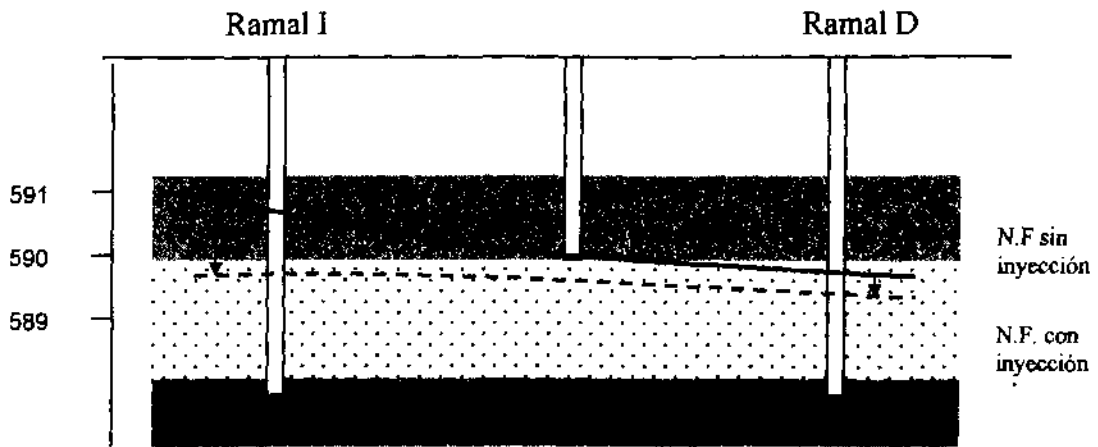
Tabla VIII.55: Niveles piezométricos medios (m) antes y después de la inyección de aire (Campo nº 1)

	Sin inyección	Con inyección
Cota media pozos de control	590,1	589,9
Cota media pozos de ramal I	590,6	589,9
Cota media pozos de ramal D	589,7	589,7

Con estos resultados se concluye que el ramal I y el eje central del campo de pruebas aumenta el espesor no saturado con la inyección de aire, sin embargo, el ramal D permanece con el mismo espesor de ZNS.

En la figura siguiente se representa dicho suceso:

Fig. VIII.48: Oscilación del nivel piezométrico real con la inyección de aire (campo nº 1)



El estudio de los caudales de extracción por ramal acontecidos a lo largo del sistema de tratamiento indican que en el ramal I el volumen de aire extraído medio fue superior al del ramal D. Sin embargo, este hecho es inverso en los momentos en los que no existe inyección de aire en el medio, por lo que, la inyección de aire aumenta la zona de ventilación del ramal I al descender el nivel piezométrico en toda la zona, aumentando el caudal de extracción respecto al ramal D, donde no se ve tan afectado por la misma.

Espesor zona no saturada – caudal extracción de aire

El abatimiento del nivel freático se preconció para mejorar la extracción de producto libre por bombeo, ya que en al situar el nivel freático en materiales más permeables es más factible su retirada. Pero, al abatir el nivel freático, 0,91 m de media en todo el tratamiento y para todo el campo de pruebas, también se produjo un aumento de la zona de suelo expuesta a la extracción de vapores y la inyección de aire, es decir, se aumentó el espesor de la zona no saturada.

Tabla VIII.56: Espesor de la zona no saturada (Campo de pruebas nº 1)

POZO	Espesor de la zona no saturada (m)						
	Inicial	24/07/98	15/08/98	25/09/98	26/10/98	30/11/98	12/01/98
I-1	12,3	12,8	12,4	12,7	12,7	13,0	12,5
I-2	11,2	11,9	11,5	11,5	12,0	12,1	12,4
I-3	11,5	12,0	11,9	12,1	12,3	12,3	12,5
I-4	10,8	12,1	10,8	11,2	11,3	11,7	11,8
I-5	11,1	12,4	11,2	11,2	11,7	11,5	12,5
<b>MEDIA</b>	<b>11,4</b>	<b>12,2</b>	<b>11,6</b>	<b>11,7</b>	<b>12,0</b>	<b>12,1</b>	<b>12,3</b>
D-1	12,0	12,3	12,0	12,7	13,5	13,1	13,3
D-2	11,3	12,7	12,1	12,3		12,5	12,9

POZO	Espesor de la zona no saturada (m)						
	Inicial	24/07/98	15/08/98	25/09/98	26/10/98	30/11/98	12/01/98
D-3	10,7	12,2			12,4		12,6
D-4	11,0	11,7	11,0	11,8		12,2	12,3
D-5	10,5	12,4					10,9
<b>MEDIA</b>	<b>11,1</b>	<b>12,3</b>	<b>11,7</b>	<b>12,3</b>	<b>12,9</b>	<b>12,6</b>	<b>12,4</b>

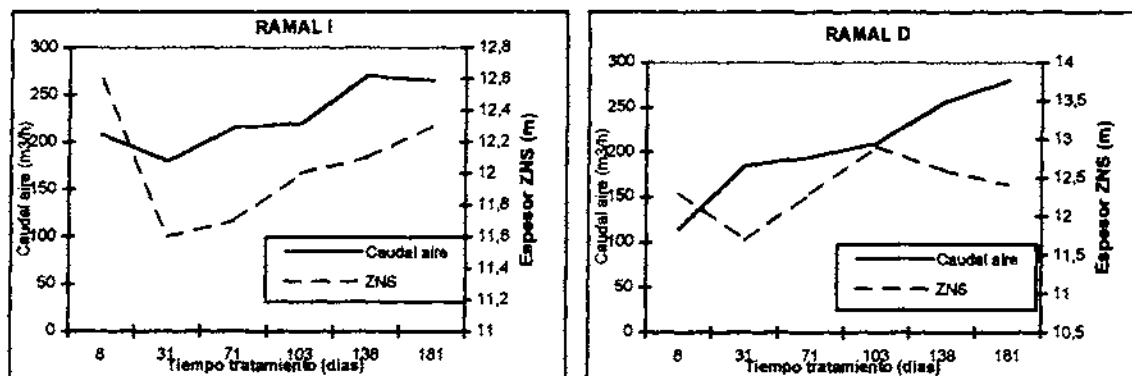
El espesor de la ZNS del ramal D es ligeramente superior al del ramal I, con un espesor medio de 12,01 m el ramal I y de 12,32 m el D. Sin embargo, el caudal de extracción medio de aire fue superior en el ramal I. En la tabla siguiente se detallan los caudales de extracción de aire y el abatimiento del nivel freático según el tiempo de tratamiento:

Tabla VIII.57: Caudal de extracción de aire- espesor zona no saturada (Campo nº 1)

Día tratamiento	Caudal extracción aire (m <sup>3</sup> /h)			Espesor ZNS (m)		
	I	D	MEDIA	I	D	MEDIA
8	208	115	161,5	12,6	12,3	12,5
31	180	235	182,5	11,6	11,7	11,7
71	215	195	205,0	11,7	12,3	12,0
103	220	210	215,0	12,0	12,9	12,5
138	270	255	262,5	12,1	12,6	12,4
181	265	280	272,5	12,3	12,4	12,4

Los gráficos de evolución de ambos parámetros por ramal indican que, en principio, el aumento general del descenso del nivel freático (mayor espesor de zona no saturada) sigue una evolución creciente al igual que el caudal de aire extraído:

Fig. VIII.49: Caudal de extracción de aire y espesor zona no saturada (campo nº 1)

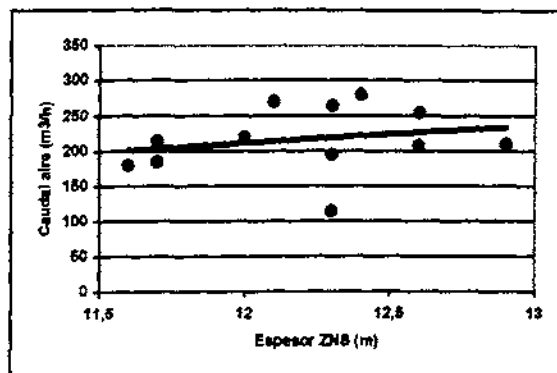


Sin embargo, puntualmente se observa que una disminución del espesor de la zona no saturada hace que se incremente el caudal de extracción y viceversa. Sin embargo, esta

afirmación no es del todo correcta ya que estos incrementos de caudal de aire extraído coinciden con los momentos en los que se estaba inyectando aire en el suelo.

La recta de correlación entre ambos parámetros indica que a mayor espesor de zona no saturada mayor caudal de aire:

Fig. VIII.50: Recta caudal aire – espesor ZNZ (Campo nº 1)



Espesor zona no saturada – concentración de TPH en gases

Sí podemos afirmar que existe una relación directa entre el espesor de la zona no saturada y el aumento de caudal de extracción de aire, y como ya hemos visto que el caudal de extracción de aire esta relacionado con la concentración de TPH y la fracción volátil en gases extraídos, entonces es de suponer que ambas variables también están relacionadas.

En la tabla siguiente se enumeran la concentración de TPH en gases extraída respecto al espesor de zona no saturada:

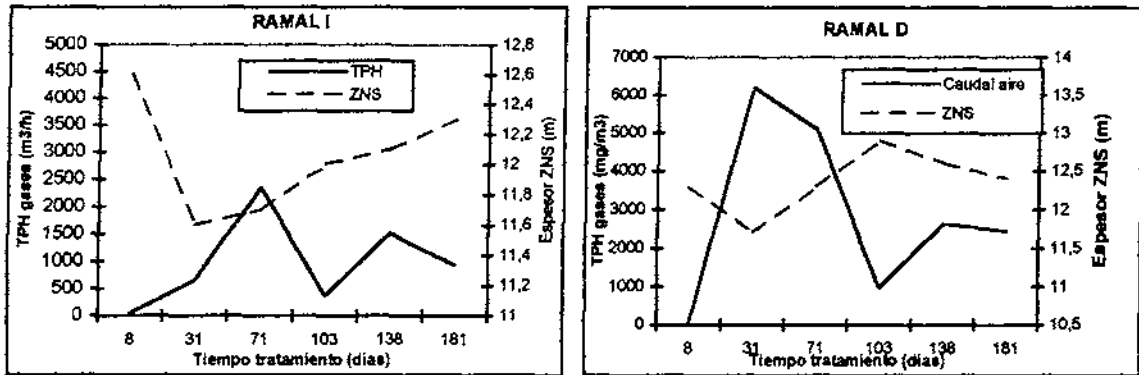
Tabla VIII.58: TPH en gases- espesor zona no saturada (Campo nº 1)

Día tratamiento	TPH en gases (mg/m³)			Espesor ZNS (m)		
	I	D	MEDIA	I	D	MEDIA
8	46	57	51,5	12,6	12,3	12,5
31	665	6216	3440,5	11,6	11,7	11,7
71	2358	5088	3723,0	11,7	12,3	12,0
103	370	972	671,0	12,0	12,9	12,5
138	1526	2639	2082,5	12,1	12,6	12,4
181	938	2446	1692,0	12,3	12,4	12,4



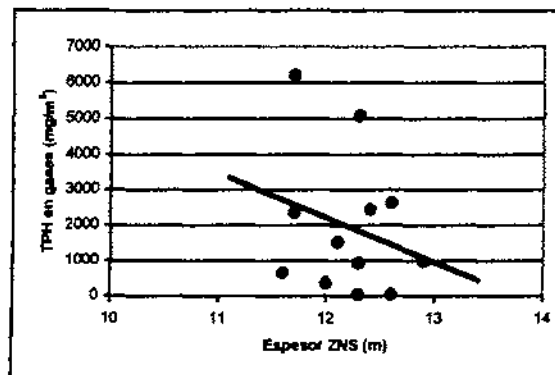
Los gráficos de evolución de ambos parámetros indican que la concentración de TPH es mayor cuanto menor es el espesor de zona no saturada, y viceversa, si se incrementa el espesor de zona no saturada disminuye la concentración de TPH en gases:

Fig. VIII.51: TPH en gases – espesor de ZNS (Campo nº 1)



La recta de correlación entre ambas variables indica que existe una disminución de la concentración de TPH si aumenta el espesor de ZNS, pero hay que tener en cuenta la gran dispersión de datos existente, por lo que es posible que intervengan otra/s variables.

Fig. VIII.52: Recta TPH en gases – espesor ZNS (Campo nº 1)



Los momentos puntuales en los que existe un incremento de la concentración en gases, coinciden con la existencia de inyección en el suelo.

**CAMPO DE PRUEBAS N° 2****Espesor zona no saturada – inyección de aire**

En el apartado VI.1.3.2.13 se detalló el ensayo de inyección realizado entre el 12 y el 29 de julio, en el cual se estudió las consecuencias de la inyección de aire en la evolución de los COV's, explosividad, concentración de TPH y fracción volátil, y caudal de extracción. Además se observó los efectos en los niveles freáticos de los pozos del campo de pruebas.

En este ensayo se puso de manifiesto la relación entre estos parámetros y la entrada de aire por inyección en el sistema. También se observó que existía una variación del nivel freático en los pozos, produciéndose un descenso de hasta 25 cm en los pozos de inyección y un ascenso medio de 15 cm en los de extracción. Este ensayo se llevó a cabo parando el bombeo del agua y esperando a que se estabilizara el nivel freático.

De forma general, se ha investigado si esta consecuencia se repite en otros momentos en los que se encuentra la inyección de aire conectada. Se ha elegido, por la mayor existencia de datos, el segundo periodo de inyección, y en este caso se estaba produciendo el bombeo de aguas subterráneas. En la tabla siguiente se observa la variación de los niveles antes y después de la inyección:

**Tabla VIII.59: Niveles piezométricos antes y después de la inyección de aire (Campo n° 2)**

POZO	Cota pozo	Altura brocal	Antes inyección (09/09/1998)		Después inyección (21/09/1998)	
			NIVEL FREÁTICO	NIVEL PIEZOMÉTRICO	NIVEL FREÁTICO	NIVEL PIEZOMÉTRICO
I-1	603,37	0,84	15,91	586,8		
I-2	606,47	0,6	15,19	590,7		
I-3	606,95	0,65	15,63	590,7	15,65	590,7
I-4	607,01	0,4				
I-5	607,00	0,49	17,53	589,0		
D-1	602,95	0,42	13,89	588,8		
D-2	603,49	0,45	12,16	590,9	12,16	590,9
D-3	606,90	0,82	17,90	588,2		
D-4	606,84	0,6	15,63	590,6		
D-5	606,07	0,57	15,81	589,7		
E-1C	603,87	0,6	12,74(seco)		12,76(seco)	
E-1L	603,87	0,31	12,53	591,0	12,59	591,0
E-2C	606,76	0,49	15,20(seco)		15,27(seco)	
E-2L	606,76	0,8	16,55	589,4	16,28	589,7
E-3C	606,95	0,6	14,90(seco)		15(seco)	

POZO	Cota pozo	Altura brocal	Antes inyección (09/09/1998)		Después inyección (21/09/1998)	
			NIVEL FREÁTICO	NIVEL PIEZOMÉTRICO	NIVEL FREÁTICO	NIVEL PIEZOMÉTRICO
E-3L	606,95	0,1	16,74	590,1	16,46	590,4
E-4C	606,97	0,95	13,06	593,0	12,76	593,3
E-4L	606,97	0,25	13,32	593,4	13,03	593,7
C-1C	607,03	0,99	13,05(seco)		13,13(seco)	
C-1L	607,03	0,71	14,50	591,8	14,33(seco)	
C-2C	606,94	0,32	11,56	595,1	11,42	595,2
C-2L	606,94	1,08	14,60	591,3	14,62(seco)	
C-3C	607,03	0,85	11,32	594,9	11,16	595,0
C-3L	607,03	1,05	15,17	590,8	15,23	590,8
C-4C	607,14	0,4	14,76	592,0	14,05	592,7
C-4L	607,14	0,72	15,47	591,0	15,46	591,0
P-11C	606,94	0,05	10,90	596,0	14,97	591,9
P-11L	606,94	0,05	14,91	592,0	9,60	597,3
P-1C	603,34	0,05	11,35	591,9	11,30	592,0
P-1L	603,34	0,05	11,39	591,9	11,27	592,0

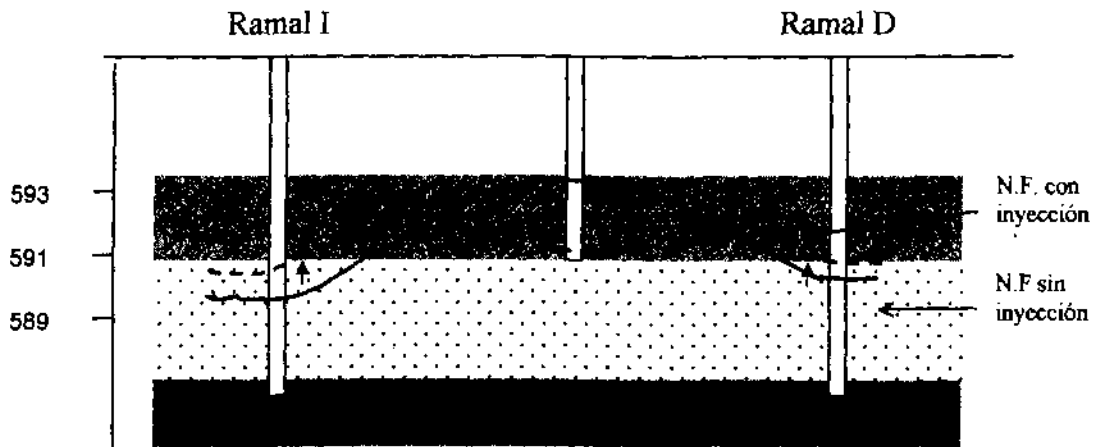
El mayor descenso del nivel freático debido a la inyección de aire se produce en los pozos de inyección, donde se observa un descenso de 70 cm de media antes y después, disminuyendo en las cercanías de los mismos, con 12 cm de diferencia en los pozos de control. Sin embargo, en los pozos de extracción, tanto del ramal I como del ramal D, se observa un ligero ascenso de los niveles, con un aumento de 1,4 m en el ramal I y de 1,3 m en el ramal D. Ahora bien, dada la ausencia de datos en todos los pozos de extracción no se pueden generalizar estas cifras, y no se puede afirmar que en todos los pozos de extracción haya ascendido así el nivel freático.

Tabla VIII.60: Niveles piezométricos medios (m) antes y después de la inyección de aire (Campo nº 2)

	Sin inyección	Con inyección
Cota media pozos de inyección	593,0	592,3
Cota media pozos de control	591,3	591,2
Cota media pozos de ramal I	589,3	590,7
Cota media pozos de ramal D	589,6	590,9

En la figura siguiente se representa dicho suceso:

Fig. VIII.53: Oscilación del nivel piezométrico real con la inyección de aire (Campo n° 2)



Es decir se produce un aumento generalizado del espesor no saturado, salvo en las cercanías de los pozos de extracción donde asciende ligeramente el nivel freático, produciéndose una ligera disminución de la zona no saturada.

En estudio de los caudales de extracción por ramal sucedidos a lo largo del sistema de tratamiento indican que en el ramal D el volumen de aire extraído medio fue superior al del ramal I, y, al contrario que en el campo n° 1, no se observa relación de esta diferencia con la inyección de aire, ya que el espesor no saturado general para el campo de pruebas es más homogéneo. Sin embargo, si se advierte que en los momentos en que existe inyección de aire el caudal de aire se incrementa, y tiene tendencia a disminuir en los periodos en los que no estuvo conectada.

Espesor zona no saturada – caudal extracción de aire

Al abatir el nivel freático, 4,60 m de media en todo el tratamiento y para todo el campo de pruebas, se produjo un gran incremento de la zona de suelo expuesta a la extracción de vapores y la inyección de aire, y por tanto se aumentó enormemente el espesor de la zona no saturada.

Tabla VIII.61: Espesor de la zona no saturada (Campo de pruebas n° 2)

POZO	Espesor de zona no saturada (m)					
	Inicial	08/07/98	29/08/98	16/10/98	01/12/98	12/01/99
I-1	13,1	21,0	14,1	13,2	13,3	13,4
I-2	12,3	21,3	16,6		15,1	16,1

Espesor de zona no saturada (m)						
POZO	Inicial	08/07/98	29/08/98	16/10/98	01/12/98	12/01/99
I-3	12,0	18,5	19,4	16,0	17,4	16,8
I-4	12,1	20,2	19,4	14,8	15,7	16,4
I-5	11,5	21,2	19,0	15,4	17,3	16,8
<b>MEDIA</b>	<b>12,2</b>	<b>20,4</b>	<b>17,7</b>	<b>14,9</b>	<b>15,8</b>	<b>15,9</b>
D-1	12,0	20,4	14,2		13,9	14,1
D-2	11,9	19,3	14,7	14,8	14,9	15,7
D-3	12,7	17,3	20,7	15,4	15,9	15,5
D-4	11,8	16,9	17,6	13,8	16,2	14,7
D-5	11,6	22,4	18,7		15,9	16,5
<b>MEDIA</b>	<b>12,0</b>	<b>19,2</b>	<b>17,2</b>	<b>14,7</b>	<b>15,4</b>	<b>15,3</b>

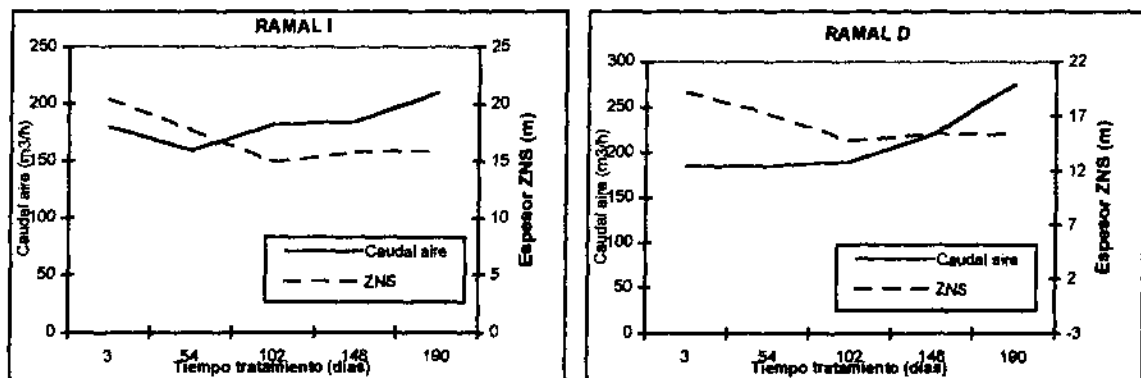
El espesor de la ZNS del ramal I es ligeramente superior al del ramal D, con un espesor medio de 16,94 m el ramal I y de 16,35 m el D. Sin embargo, el caudal de extracción medio de aire fue superior en el ramal D. En la tabla siguiente se detallan los caudales de extracción de aire y el abatimiento del nivel freático según el tiempo de tratamiento:

Tabla VIII.62: Caudal de extracción de aire- espesor zona no saturada (Campo nº 2)

Día tratamiento	Caudal extracción aire (m³/h)			Espesor ZNS (m)		
	I	D	MEDIA	I	D	MEDIA
3	180	185	182,5	20,4	19,2	19,8
54	159	180	169,5	17,7	17,2	17,45
102	182	190	186,0	14,9	14,7	14,8
148	185	220	202,5	15,8	15,4	15,6
190	210	275	242,5	15,9	15,3	15,6

Los gráficos de evolución de ambos parámetros por ramal indican que, en principio, el aumento del nivel freático (menor espesor de zona no saturada) sigue una evolución decreciente, y sin embargo, el caudal de aire extraído sigue una evolución creciente:

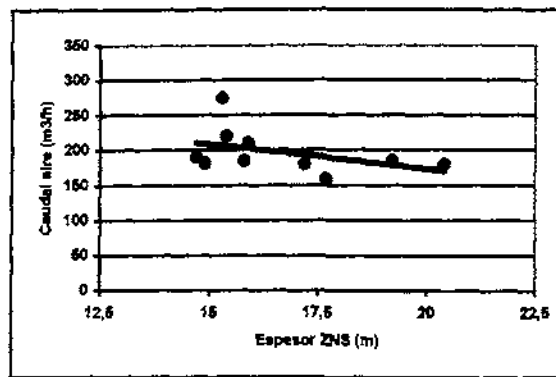
Fig. VIII.54: Caudal de extracción de aire y espesor zona no saturada (campo nº 2)



Puntualmente se observa que una disminución del espesor de la zona no saturada hace que se incremente el caudal de extracción y viceversa. Sin embargo, esta afirmación no es del todo correcta ya que estos incrementos de caudal de aire extraído coinciden con los momentos en los que se estaba inyectando aire en el suelo.

Sin embargo, la recta de correlación entre ambos parámetros indica que a mayor espesor de zona no saturada menor caudal de aire:

**Fig. VIII.55: Recta caudal aire – espesor ZNZ (Campo nº 2)**



Espesor zona no saturada – concentración de TPH en gases

Hemos afirmado que existe una relación directa entre el espesor de la zona no saturada y el aumento de caudal de extracción de aire, en este caso, suponemos que ambas variables también están relacionadas.

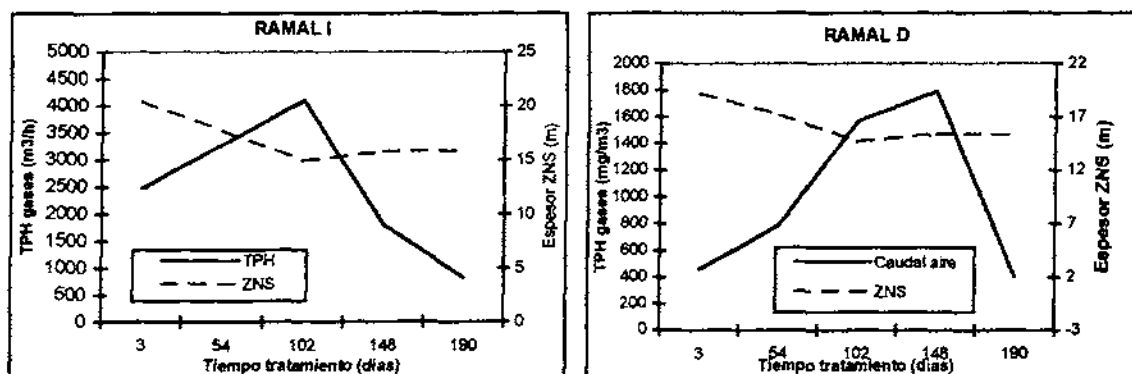
En la tabla siguiente se enumeran la concentración de TPH en gases extraída respecto al espesor de zona no saturada:

**Tabla VIII.63: TPH en gases- espesor zona no saturada (Campo nº 2)**

Día tratamiento	TPH en gases (mg/m <sup>3</sup> )			Espesor ZNS (m)		
	I	D	MEDIA	I	D	MEDIA
3	2473	20,4	462	19,2	1467,5	19,8
54	3291	17,7	789	17,2	2040	17,45
102	4100	14,9	1568	14,7	2834	14,8
148	1814	15,8	1795	15,4	1804,5	15,6
190	833	15,9	405	15,3	619	15,6

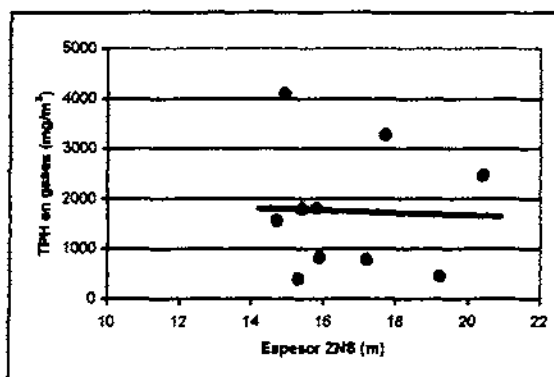
Los gráficos de evolución de ambos parámetros indican que la concentración de TPH es mayor cuanto menor es el espesor de zona no saturada, y viceversa, si se incrementa el espesor de zona no saturada disminuye la concentración de TPH en gases:

Fig. VIII.56: TPH en gases – espesor de ZNS (Campo nº 2)



Sin embargo, la recta de correlación entre ambas variables indica que no existe una disminución clara en la concentración de TPH si aumenta el espesor de ZNS, existiendo una gran dispersión de datos existente, por lo que es posible que intervengan otra/s variable/s.

Fig. VIII.57: Recta TPH en gases – espesor ZNS (Campo nº 2)



Similarmente con el campo de pruebas nº 1, los momentos puntuales en los que existe un incremento de la concentración en gases, coinciden con la existencia de inyección en el suelo.

**Conclusiones**

- Es muy difícil, dado el enorme volumen de variables que influyen en el sistema y la escasez de datos en determinadas situaciones para corroborar hipótesis, relacionar de

forma sencilla el espesor de la zona no saturada con un incremento generalizado del rendimiento de extracción de vapores del suelo.

- Si se observa que existe un aumento del espesor no saturado del suelo con el bombeo y con la aplicación de la inyección de aire.
- En los momentos en los que existe inyección de aire, se percibe un aumento generalizado de los caudales de extracción de aire.
- Dada la disparidad de los resultados en ambos campos, aunque a priori un aumento del espesor de la zona no saturada debería incrementar el caudal de aire extraído, esta afirmación no se cumple en todos los momentos. Hay que tener en cuenta que al descender el nivel piezométrico, la parte del suelo ahora situado en la ZNS tiene un alto contenido en agua entre sus poros, disminuyendo la porosidad eficaz al aire, por lo que cabe pensar que al no existir huecos libres por donde circule el aire, lógicamente, el caudal no se incrementa de forma tan drástica. Una vez que disminuya esta humedad, el caudal de paso del aire se incrementará.
- Con respecto a la concentración de TPH de los gases extraídos, se ha reparado en que en líneas generales a mayor espesor de zona no saturada, mayor es la concentración de TPH (y consecuentemente de COV's y explosividad), pero hay que tener en cuenta que la inyección de aire, además de favorecer el incremento de la ZNS, también aumenta la volatilización de queroseno.



### VIII.1.2.7. Volumen de aire movilizado respecto a la volatilización y la biodegradación

En este apartado se estudia la correspondencia entre el volumen de aire total movilizado en el suelo, esto es el aire movilizado por extracción y por inyección de aire, y la tasa de volatilización y de biodegradación producidas.

#### CAMPO DE PRUEBAS N° 1

En la tabla siguiente se especifican el volumen de aire movilizado por extracción de aire, el inyectado y el total para el campo de pruebas, así como la masa total de hidrocarburos que han sido eliminados tanto por procesos de volatilización como de biodegradación:

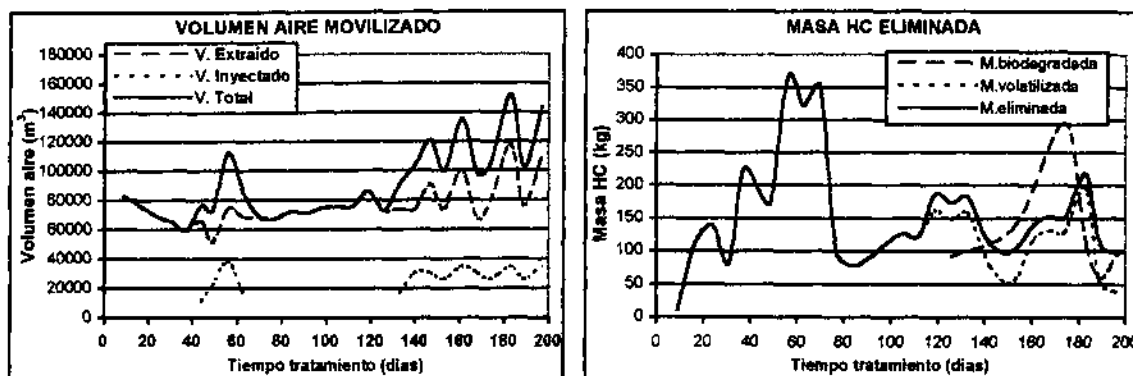
Tabla VIII.64: Volumen de aire movilizado y masa volatilizada y biodegradada (Campo n° 1)

FECHA	DIA DE TRATAM.	VOLUMEN DE AIRE MOVILIZADO			MASA DE HIDROCARBUROSELIMINADOS		
		Extracción m <sup>3</sup>	Inyección m <sup>3</sup>	TOTAL movilizado m <sup>3</sup>	Volatilizados kg	Biodegradados kg	TOTAL eliminados kg
24-jul	9	82.900	-	82.900	10,6	-	10,6
31-jul	17	75.812	-	75.812	114,7	-	114,7
07-ago	24	68.964	-	68.964	138,6	-	138,6
14-ago	31	64.920	-	64.920	82,0	-	82,0
21-ago	37	59.544	-	59.544	222,7	-	222,7
28-ago	44	65.712	10.896	76.608	191,4	-	191,4
02-sep	49	51.048	21.792	72.840	172,9	-	172,9
09-sep	56	74.004	38.136	112.140	365,5	-	365,5
16-sep	63	68.432	16.344	84.776	322,2	-	322,2
23-sep	70	68.516	-	68.516	351,0	-	351,0
30-sep	77	67.480	-	67.480	98,6	-	98,6
07-oct	84	72.352	-	72.352	77,9	-	77,9
14-oct	91	71.190	-	71.190	89,9	-	89,9
21-oct	98	74.592	-	74.592	111,0	-	111,0
28-oct	105	75.533	-	75.533	126,3	-	126,3
04-nov	112	75.852	-	75.852	122,8	-	122,8
11-nov	119	86.142	-	86.142	161,2	-	161,2
18-nov	126	72.912	-	72.912	147,2	91,0-	172,6
25-nov	133	73.920	17.472	91.392	157,1	-	182,5
02-dic	140	73.640	30.576	104.216	93,8	-	123,4
09-dic	147	90.720	30.576	121.296	57,3	-	98,8
15-dic	153	73.440	26.208	99.648	55,5	137,7	102,9
23-dic	161	100.560	34.944	135.504	119,6	-	141,5
30-dic	168	67.200	30.576	97.776	130,6	-	152,5
05-ene	174	79.200	26.208	105.408	129,0	295,6	150,9
14-ene	183	117.720	34.944	152.664	196,1	113,3	218,0
20-ene	189	75.960	26.208	102.168	53,3	58,6	112,0

FECHA	DIA DE TRATAM.	VOLUMEN DE AIRE MOVILIZADO			MASA DE HIDROCARBUROSELIMINADOS		
		Extracción	Inyección	TOTAL movilizado	Volatilizados	Biodegradados	TOTAL eliminados
		m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	kg	kg	kg
28-ene	197	108.480	34.944	143.424	37,4	97,1	96,0
	<b>TOTAL</b>	<b>2.136.745</b>	<b>379.824</b>	<b>2.516.569</b>	<b>3.936</b>	<b>793</b>	<b>4.336</b>

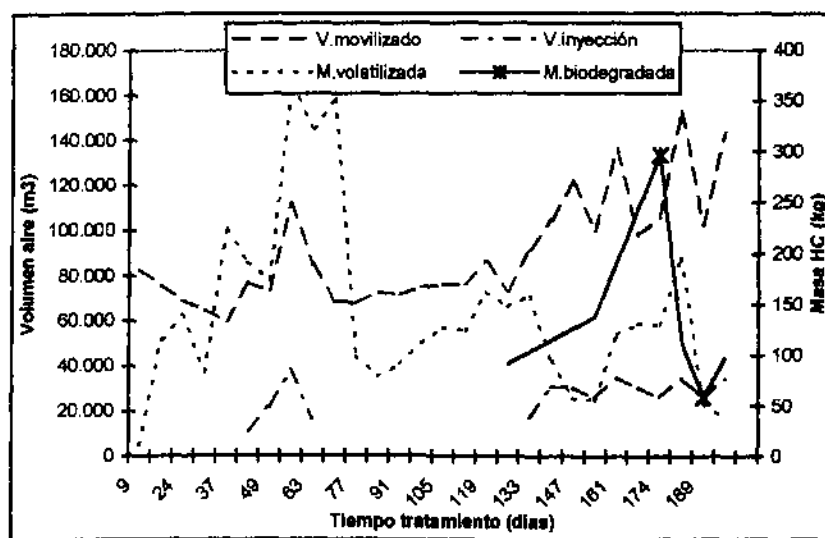
En los gráficos siguientes se muestra de forma clara el aumento del volumen de aire movilizado en los periodos de inyección de aire, así como se observa que la masa de hidrocarburos eliminados mayoritariamente en el sistema se producen por volatilización, y que la masa total aumenta cuando los procesos de biodegradación tienen lugar:

Fig. VIII.58: Volumen de aire movilizado y masa total de hidrocarburos eliminados (campo nº 1)



Si ponemos todas las variables en conjunto en un grafico único se ve claramente la posibilidad de interdependencia entre unas y otras:

Fig. VIII.59: Relación entre el volumen de aire extraído, inyectado y la masa de hidrocarburos volatilizada y biodegradada (Campo nº 1)

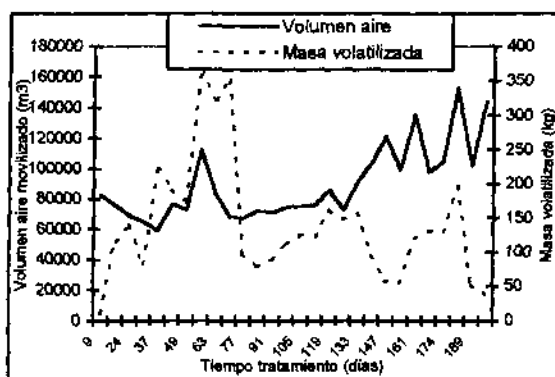


### Volumen de aire movilizado – masa volatilizada

La volatilización de los hidrocarburos se produce por la acción de la extracción de vapores mayoritariamente y de forma secundaria, como veremos en el punto siguiente por el efecto de la inyección de aire.

En el siguiente gráfico se muestra la evolución del volumen de aire movilizado y la masa de hidrocarburos volatilizados a lo largo del tiempo de tratamiento:

**Fig. VIII.60: Relación volumen de aire movilizado- masa de hidrocarburos volatilizados**



La masa de hidrocarburos volatilizados se incrementa de forma concordante cuando lo hace el volumen de aire movilizado, sobre todo al principio del tratamiento, y de forma inversa, al disminuir el volumen de aire también lo hace la masa de hidrocarburos volatilizados. Hacia la mitad del tratamiento se produce una estabilización del volumen de aire movilizado y un aumento de la volatilización, etapa que coincide con el momento en que se estaban produciendo los fenómenos de desorción en el medio, generando más producto en fase libre en el medio y liberándose hidrocarburo en fase sorción susceptible de ser volatilizado.

Al final del tratamiento el volumen de aire se incrementa de forma notable y, por el contrario, la tasa de volatilización disminuye de forma drástica por unas semanas, etapa que coincide (como veremos mas adelante) con el inicio de los procesos de biodegradación; en el último mes de tratamiento se produce un nuevo incremento de la volatilización, momento que concuerda con la afluencia de producto libre en el medio por aportes, hecho que produce que se vuelvan a activar.

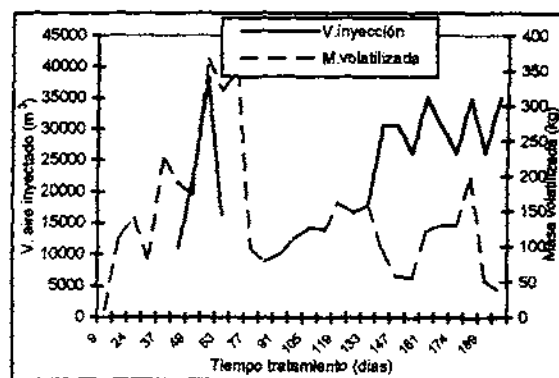
### Volumen de aire inyectado – masa volatilizada

Estudiando el resultado de la masa volatilizada en el tiempo y los momentos en los que se estaba inyectando aire en el medio se observa como a partir de que se conecta el primer periodo de inyección de aire se incrementa la tasa de volatilización notablemente, pero en el segundo periodo de inyección el efecto no es tan notable.

La entrada de aire limpio y a una temperatura superior a la que existe en el suelo va a favorecer y acrecentar la volatilización de las fracciones menos volátiles. A pesar de que los datos de temperatura en el suelo se tomaron siguiendo una metodología imprecisa -al ser tomada cerca de la boca del pozo se ve afectada por las condiciones medioambientales (Apdo. VI.1.3.1.3.)- los datos nos dan idea de que el aire que es inyectado se encuentra a una temperatura superior, unos 5 °C, respecto a la del suelo, y este aporte de calor en el medio va a favorecer la volatilización de las fracciones más ligeras o volátiles de la fase absorbida.

En la segunda etapa de inyección este efecto no es tan notable debido a que al activarse procesos de biodegradación los procesos de volatilización se ven mermados.

Fig. VIII.61: Relación volumen de aire inyectado – masa volatilizada



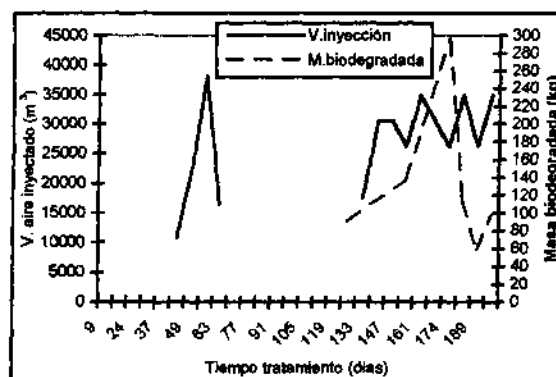
### Volumen de aire inyectado – masa biodegradada

Como ya hemos comentado antes, existe una relación clara entre la inyección de aire y el origen de los procesos de biodegradación de los hidrocarburos.

En el primer periodo de inyección no se producen dichos procesos debido a la gran cantidad de producto libre existente en el medio (factor inhibitor de los procesos biológicos); también hay que subrayar que los procesos de degradación bacteriana no se producen de forma espontánea sino que necesitan de un periodo de adaptación al medio y de espera, hasta que se encuentren en el medio las condiciones óptimas para que los microorganismos comiencen a metabolizar los hidrocarburos y, en consecuencia, empiece el crecimiento de las poblaciones bacterianas.

Con en el segundo periodo de inyección sí comienzan los procesos de biodegradación. Se observa que una vez iniciados se produce un descenso de la tasa de biodegradación; este hecho se corresponde con la afluencia de producto en fase libre en el medio, que retarda e inhibe el crecimiento de las poblaciones bacterianas de forma momentánea ya que, una vez extraído el producto en fase libre, los procesos biológicos vuelven a generarse.

**Fig. VIII.62: Relación volumen de aire inyectado – masa de hidrocarburos biodegradada (Campo nº 1)**



### **CAMPO DE PRUEBAS Nº 2**

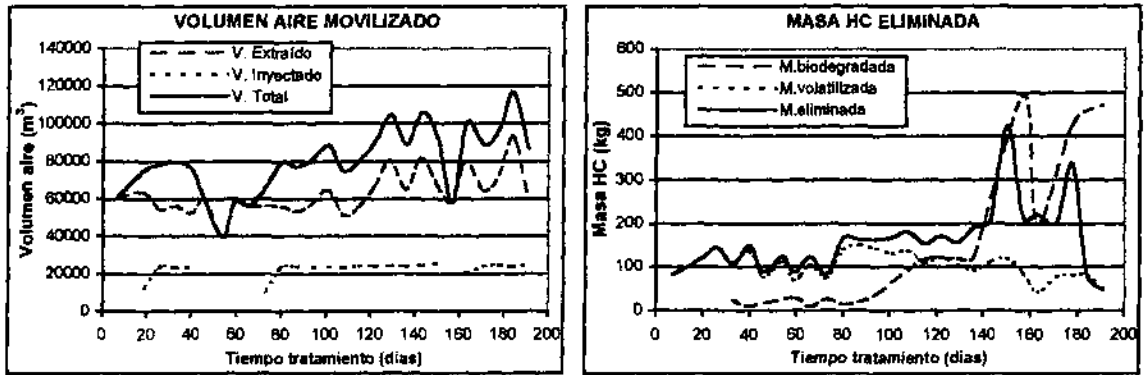
En la tabla siguiente se especifican el volumen de aire movilizado por extracción de aire, el inyectado y el total para el campo de pruebas, así como la masa total de hidrocarburos que han sido eliminados tanto por procesos de volatilización como de biodegradación:

Tabla VIII.65: Volumen de aire movilizado y masa volatilizada y biodegradada (Campo nº 2)

FECHA	DIA DE TRATAM.	VOLUMEN DE AIRE MOVILIZADO			MASA DE HIDROCARBUROSELIMINADOS		
		Extracción	Inyección	TOTAL movilizado	Volatilizados	Biodegradados	TOTAL eliminados
		m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	kg	kg	kg
12-jul	7	61.440	-	61.440	82,5	-	82,5
24-jul	19	63.234	12.300	75.534	117,5	-	117,5
31 jul.	26	54.360	23.760	78.120	144,5	-	144,5
7 ago.	33	56.352	23.232	79.584	107,4	24,2	107,4
14 ago.	40	52.410	23.688	76.098	135,9	10,6	149,0
20 ago.	46	59.292	-	59.292	75,2	-	88,3
28 ago.	54	39.450	-	39.450	113,6	-	124,6
2 sep.	59	58.044	-	58.044	68,0	28,2	88,3
9 sep.	66	56.549	-	56.549	103,9	8,3	124,2
16 sep.	73	56.140	10.080	66.220	73,8	25,4	83,0
23 sep.	80	56.084	23.640	79.724	138,8	13,1	166,3
30. Sep	87	53.340	23.592	76.932	149,0	18,8	163,3
7 oct.	94	57.792	23.640	81.432	142,2	35,6	163,1
14 oct.	101	64.848	23.592	88.440	130,1	-	167,8
21 oct.	108	51.576	23.568	75.144	137,0	92,9	181,1
28 oct.	115	56.112	24.168	80.280	109,8	118,7	153,9
4 nov.	122	66.738	24.000	90.738	122,2	-	172,4
11 nov.	129	80.388	24.192	104.580	105,5	119,3	155,7
18-nov	136	64.932	24.000	88.932	91,1	122,7	191,5
25-nov	143	81.715	24.480	106.195	110,2	-	210,7
02-dic	150	67.760	25.172	92.932	119,9	-	424,9
09-dic	157	58.320	-	58.320	85,7	495,0	213,2
15-dic	163	80.160	20.280	100.440	42,8	199,4	222,3
23-dic	171	64.470	24.108	88.578	76,9	-	204,4
30-dic	178	72.912	24.507	97.419	81,6	429,6	336,6
05-ene	184	93.168	23.800	116.968	81,0	-	81,0
12-ene	191	61.632	25.060	86.692	48,1	470,8	48,1
<b>TOTAL</b>		<b>1.689.219</b>	<b>474.859</b>	<b>2.164.078</b>	<b>2.794</b>	<b>2.213</b>	<b>4.365</b>

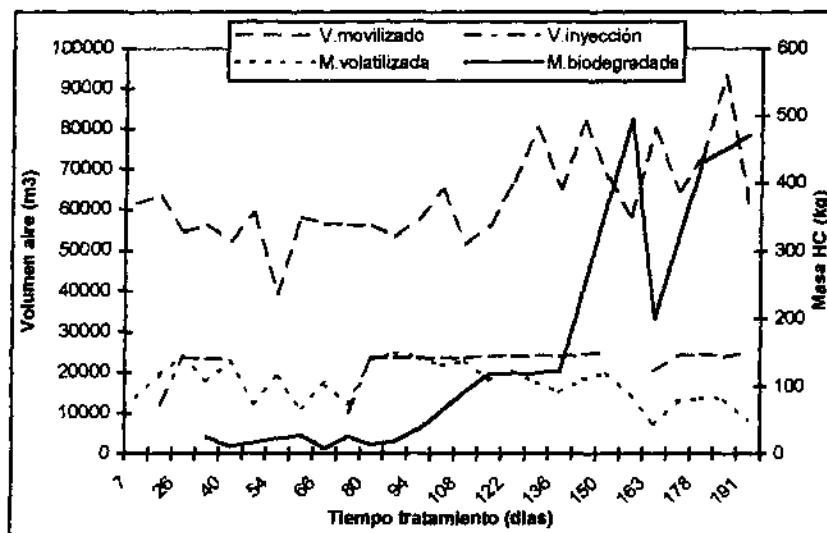
En los gráficos siguientes se muestra de forma clara el aumento del volumen de aire movilizado en los periodos de inyección de aire, así como se observa como la masa de hidrocarburos eliminados en el sistema mayoritariamente se producen por volatilización y que la masa total aumenta cuando los procesos de biodegradación tienen lugar:

Fig.VIII. 63: Volumen de aire movilizado y masa total de hidrocarburos eliminados (campo n° 2)



Si ponemos todas las variables en conjunto en un grafico único se ve claramente la posibilidad de interdependencia entre unas y otras:

Fig. VIII.64: Relación entre el volumen de aire extraído, inyectado y la masa de hidrocarburos volatilizada y biodegradada (Campo n° 2)

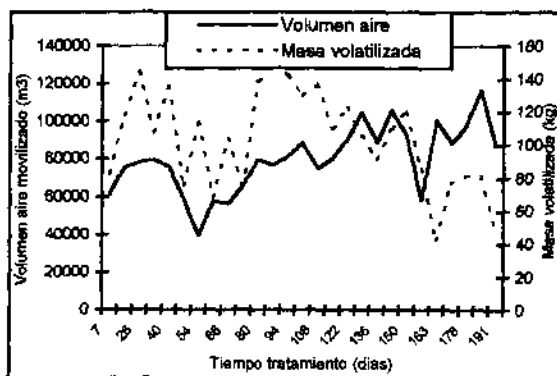


Volumen de aire movilizado – masa volatilizada

La volatilización de los hidrocarburos se produce por la acción de la extracción de vapores mayoritariamente y de forma secundaria, como veremos en el punto siguiente, por el efecto de la inyección de aire.

En el siguiente gráfico se muestra la evolución del volumen de aire movilizado y la masa de hidrocarburos volatilizados a lo largo del tiempo de tratamiento:

Fig. VIII.65: Relación volumen aire movilizado- masa hidrocarburos volatilizados (campo nº 2)



La masa de hidrocarburos volatilizados se incrementa de forma concordante cuando lo hace el volumen de aire movilizado, sobre todo al principio del tratamiento, y va a disminuir la volatilización al disminuir el volumen de aire. Hacia la mitad del tratamiento se produce un incremento del volumen movilizado, pero sin embargo se produce una disminución de la tasa de volatilización al final del tratamiento. Este descenso va a coincidir con el incremento de los procesos de biodegradación desde la segunda mitad del tratamiento hasta el final del mismo donde se hacen más notables.

En el campo de pruebas nº 2 no existe hidrocarburo en fase libre, por lo que no se producirán procesos de desorción, y no existirá por tanto más aporte de hidrocarburo al medio en el tiempo, por lo que la volatilización tendrá una tendencia decreciente a partir del segundo mes de tratamiento.

También se observa, y veremos de forma detallada más adelante, que se produce una acentuación de la masa volatilizada cuando existe inyección de aire, descendiendo en el momento en que se desconecta.

#### Volumen de aire inyectado – masa volatilizada

Estudiando el resultado de la masa volatilizada en el tiempo y los momentos en los tres periodos de inyección de aire en el medio se observa como a partir de que se conecta el primer periodo de inyección de aire se incrementa la tasa de volatilización notablemente, pero en los sucesivos periodos de inyección el efecto no es tan notable.



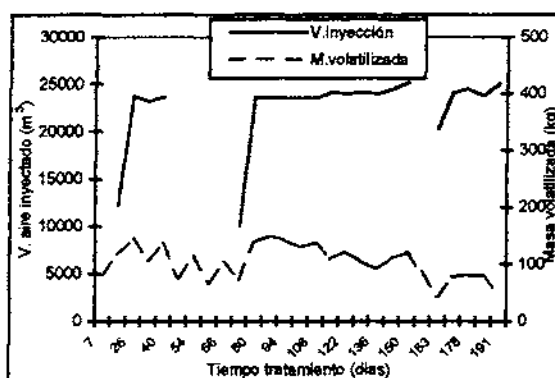
Al igual que en el campo n° 1, la entrada de aire limpio y a una temperatura superior que la que existe en el suelo va a favorecer y acrecentar la volatilización de las fracciones menos volátiles, en este caso con mayor energía al no existir producto en fase libre, y por tanto, presentar una contaminación susceptible de ser volatilizada.

Mediante la inyección de aire, la entrada de aire limpio a presión va a favorecer el arrastre de los compuestos volátiles hacia los pozos de extracción. Así mismo se va a incrementar la temperatura en el suelo, y esta temperatura va a favorecer de forma directa la volatilización de los hidrocarburos (la metodología utilizada para medir la temperatura de inyección fue la misma que para el campo de pruebas n° 1, pero, a pesar de sus incorrecciones, la información que aporta confirma que al inyectar aire se incrementa la temperatura (caso contrastado y corroborado en la bibliografía (EPA, 1998).

En las etapas entre los periodos de inyección se observa que se produce una disminución de la volatilización cuando no existe inyección de aire, hecho que vuelve a corroborar la relación directa entre ambas variables.

En el segundo y tercer periodo de inyección este efecto no es tan notable debido a que al activarse procesos de biodegradación los procesos de volatilización se ven mermados por estos.

**Fig. VIII.66: Relación volumen de aire inyectado – masa volatilizada (campo n° 2)**



#### Volumen de aire inyectado – masa biodegradada

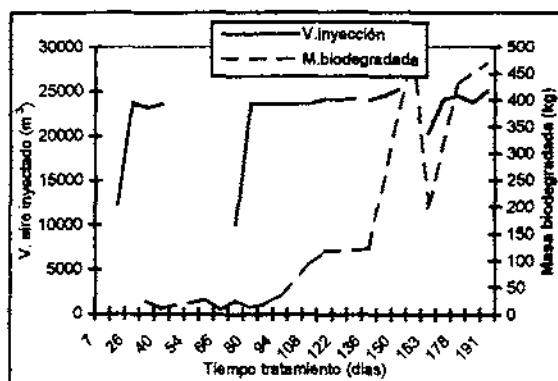
Como ya hemos comentado antes, existe una relación clara entre la inyección de aire y el origen de los procesos de biodegradación de los hidrocarburos.

Hasta pasados los dos primeros meses no se produce el incremento extraordinario de los procesos de biodegradación, que en este campo de pruebas adquieren una gran relevancia. Los procesos de biodegradación comienzan de forma muy lenta, con una tasa de biodegradación muy baja, momento que se corresponde con el periodo de aclimatación necesario de las poblaciones de microorganismos antes de que se produzca la explosión del crecimiento bacteriano, aumentando la tasa de biodegradación de forma espectacular.

Este comienzo de la biodegradación se correlaciona con la conexión del segundo periodo de inyección. Hay que subrayar que en el momento en que se desconecta la inyección de aire, disminuyendo el aporte de oxígeno en el medio y dada la tasa de crecimiento bacteriano que existe en el medio, se va a producir un variación muy negativa de las condiciones del medio, produciéndose un déficit de oxígeno (aceptor de electrones por excelencia en condiciones aerobias) y por tanto, una mortandad de algunas poblaciones bacterianas, hecho que se constata en que disminuye drásticamente la productividad de la masa biodegradada.

Pero, en el momento en que se conecta nuevamente la inyección de aire, tercer periodo de inyección, se produce un nuevo ascenso de la tasa de biodegradación, recuperándose rápidamente el estado de las poblaciones bacterianas. Al final del tratamiento se produce un nuevo descenso, a pesar de estar la inyección conectada debido a que no existen más hidrocarburos en el medio y por tanto, a no tener base de carbono (nutriente fundamental) la biodegradación finaliza.

Fig. VIII.67: Relación volátil de aire inyectado – masa hidrocarburos biodegradada (Campo nº 2)



**Conclusiones**

- La volatilización de los hidrocarburos se produce por dos procesos concretos, primeramente debido a la extracción de aire, que moviliza el aire existente en el suelo y

hace que se “segregen” las fracciones más volátiles tanto de la fase gas como de la sorbida en el suelo debido al efecto del vacío o succión ejercido en la zona no saturada del suelo, y de forma secundaria, pero no menos importante, a través de la inyección de aire, ya que la entrada de aire limpio y a una temperatura superior que la que existe en el suelo va a favorecer y acrecentar la volatilización de las fracciones menos volátiles.

- La biodegradación se produce después de un necesario periodo de adaptación y aclimatación de las poblaciones bacterianas y en el momento en que las condiciones de disponibilidad de oxígeno y de carbono sean accesibles. Existe una relación clara de que los procesos de biodegradación se ven favorecidos por la inyección de aire por dos motivos, el fundamental son los aportes de oxígeno, y el segundo, el aumento de temperatura que se produce en el medio, que hace que los microorganismos se encuentren en condiciones a termófilas adecuadas.
- La inyección de aire de forma discontinua mejora notablemente la volatilización y biodegradación de los hidrocarburos, afectando de forma más directa en los procesos de biodegradación, ya que dichos procesos sufren un impulso cada vez que se pone en marcha la inyección de aire, al introducir en el medio de nuevo aportes de oxígeno. Este hecho se corresponde análogamente con el incremento del radio de influencia de utilización de oxígeno al inicio de cada periodo de inyección de aire, tal y como se explicó en el Apdo. VII.4.3.5. Radio de influencia respecto a la utilización de oxígeno y en la Fig. VII.108.

#### **VIII.1.2.8. Relación velocidad de flujo de aire y tiempos de tránsito**

En este apartado se estudia la correspondencia existente entre la evolución de los diferentes conceptos de velocidad de flujo o movimiento de aire en el tiempo –la velocidad de flujo que tiene en cuenta el caudal de extracción de aire y la velocidad de flujo de Darcy considera el gradiente de presión- y el tiempo de tránsito correspondiente, analizando si los tipos de velocidad de flujo así como los tiempos de tránsito asociados – tiempo en que tarda una partícula en trasladarse desde el pozo de extracción al centro de gravedad de vacío- se corresponden al modelo de descontaminación propuesto.

Relación velocidad de flujo – distancia al centro de gravedad

En el Apdo. VII.2.3.2. Velocidad de flujo de aire ya se indicó que existe una relación evidente entre ambas velocidades de flujo de aire y la distancia al centro de gravedad de vacío, obteniéndose que a menor distancia de vacío mayor es la velocidad de flujo es decir, en los alrededores del centro de gravedad la velocidad de flujo de aire será superior que en las zonas más externas del campo de pruebas.

**CAMPO DE PRUEBAS N° 1**

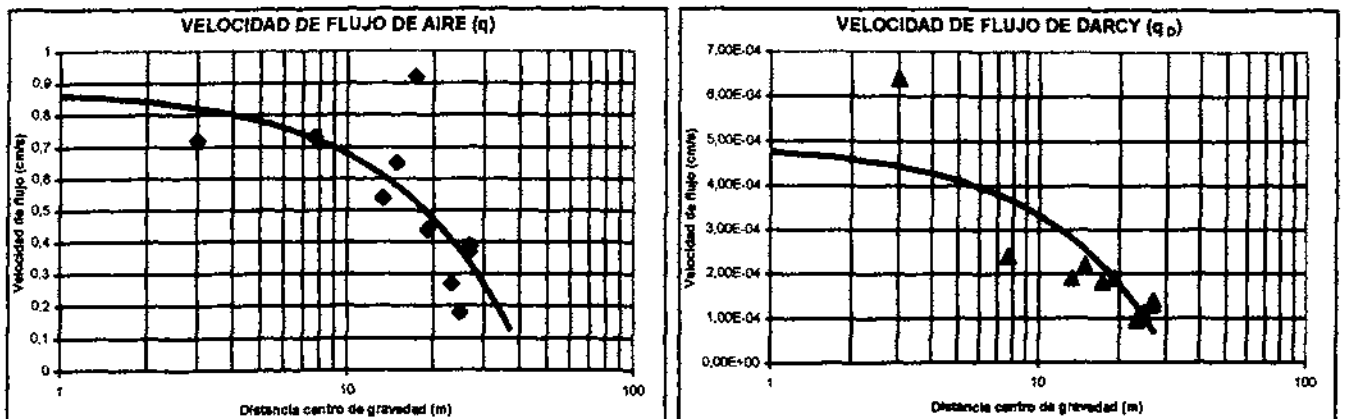
En las tablas siguientes se muestra la velocidad media de flujo obtenida para cada pozo de extracción y las distancias que existen desde cada pozo de extracción al centro de gravedad de vacío.

Tabla VIII.66: Velocidad de flujo y de Darcy de aire medias y distancia al centro de gravedad

RAMAL I	I1	I2	I3	I4	I5	MEDIA
Velocidad flujo medio (cm/s)	0,37	0,92	0,65	0,44	0,39	0,56
Velocidad de Darcy (cm/s)	1,3E-04	1,8E-04	2,2E-04	1,9E-04	1,4E-04	1,7E-04
Distancia al centro gravedad (m)	26,7	17,3	14,9	19,2	26,9	21,00
RAMAL D	D1	D2	D3	D4	D5	MEDIA
Velocidad flujo medio (cm/s)	0,27	0,73	0,72	0,54	0,18	0,49
Velocidad de Darcy (cm/s)	9,4E-05	2,4E-04	6,4E-04	1,9E-04	1,1E-04	2,5E-04
Distancia al centro gravedad (m)	23,2	7,7	3,0	13,3	24,7	14,38

La velocidad de flujo de aire, función del caudal de extracción de aire, es superior que la obtenida mediante el gradiente de presión, velocidad de Darcy, tal y como se indica en los siguientes gráficos:

Fig. VIII.68: Velocidad de flujo y Darcy de aire frente a la distancia al centro de gravedad (campo n° 1)



Se observa un menor grado de dispersión de datos en los resultados de la velocidad de Darcy frente a los obtenidos en la velocidad de flujo.

**Relación velocidades de flujo de aire – tiempo de tratamiento**

Se ha estudiado la evolución que se observa en la ambas velocidades de flujo de aire durante el tiempo de tratamiento. Debido a que se registraron durante un menor número de tiempo la presión de vacío de aire (hasta los 75 días aproximadamente) en los pozos de extracción frente a la totalidad del tratamiento con respecto al caudal de extracción de aire, existirá, por consiguiente, menor información de las velocidades de aire acontecidas en la velocidad de Darcy.

Se han tomado como referencia un intervalo de tiempo de 20 días en la velocidad de flujo de aire y de 15 días en la velocidad de Darcy. Los resultados se indican en las tablas siguientes:

**Tabla VIII.67: Evolución de la velocidad de flujo de aire con el tiempo de tratamiento**

POZO	Tiempo tratamiento (días)	11	12	13	14	15	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5
Altura filtros (m)		12,6	11,8	12,0	11,3	11,5	12,8	12,2	11,9	11,6	10,7
Sección (m <sup>2</sup> )		2,5	2,3	2,4	2,2	2,3	2,5	2,4	2,3	2,3	2,1
Caudal de extracción (m <sup>3</sup> /h)		65	70	10	75	10	46	55	60	40	10
Velocidad de flujo (m/h)	T = 0	26,3	30,2	4,2	33,8	4,4	18,3	23,0	25,7	17,6	4,8
Velocidad de flujo (m/s)		0,007	0,008	0,001	0,009	0,001	0,005	0,006	0,007	0,005	0,001
Velocidad de flujo (cm/s)		0,73	0,84	0,12	0,94	0,12	0,51	0,64	0,71	0,49	0,13
Caudal de extracción (m <sup>3</sup> /h)	T = 30	10	60	45	25	45	37	30	50	50	50
Velocidad de flujo (m/h)		4,0	25,9	19,1	11,3	19,9	14,7	12,5	21,4	22,0	23,8
Velocidad de flujo (m/s)		0,001	0,007	0,005	0,003	0,006	0,004	0,003	0,006	0,006	0,007
Velocidad de flujo (cm/s)		0,11	0,72	0,53	0,31	0,55	0,41	0,35	0,59	0,61	0,66
Caudal de extracción (m <sup>3</sup> /h)	T = 60	20	80	35	20	40	40	55	30	40	10
Velocidad de flujo (m/h)		8,1	34,5	14,9	9,0	17,7	15,9	23,0	12,8	17,6	4,8
Velocidad de flujo (m/s)		0,002	0,010	0,004	0,003	0,005	0,004	0,006	0,004	0,005	0,001
Velocidad de flujo (cm/s)		0,22	0,96	0,41	0,25	0,49	0,44	0,64	0,36	0,49	0,13
Caudal de extracción (m <sup>3</sup> /h)	T = 90	30	90	55	55	25	20	70	50	10	10
Velocidad de flujo (m/h)		12,1	38,8	23,3	24,8	11,1	8,0	29,2	21,4	4,4	4,8
Velocidad de flujo (m/s)		0,003	0,011	0,006	0,007	0,003	0,002	0,008	0,006	0,001	0,001

POZO	Tiempo tratamiento (días)	I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5
Altura filtros (m)		12,6	11,8	12,0	11,3	11,5	12,8	12,2	11,9	11,6	10,7
Sección (m <sup>2</sup> )		2,5	2,3	2,4	2,2	2,3	2,5	2,4	2,3	2,3	2,1
Velocidad de flujo (cm/s)		0,34	1,08	0,65	0,69	0,31	0,22	0,81	0,59	0,12	0,13
Caudal de extracción (m <sup>3</sup> /h)	T = 150	60	80	100	30	10	20	70	60	100	15
Velocidad de flujo (m/h)		24,3	34,5	42,4	13,5	4,4	8,0	29,2	25,7	43,9	7,1
Velocidad de flujo (m/s)		0,007	0,010	0,012	0,004	0,001	0,002	0,008	0,007	0,012	0,002
Velocidad de flujo (cm/s)		0,67	0,96	1,18	0,38	0,12	0,22	0,81	0,71	1,22	0,20
Caudal de extracción (m <sup>3</sup> /h)	T = 180	50	80	85	40	10	30	45	80	100	25
Velocidad de flujo (m/h)		20,2	34,5	36,1	18,0	4,4	11,9	18,8	34,2	43,9	11,9
Velocidad de flujo (m/s)		0,006	0,010	0,010	0,005	0,001	0,003	0,005	0,010	0,012	0,003
Velocidad de flujo (cm/s)		0,56	0,96	1,00	0,50	0,12	0,33	0,52	0,95	1,22	0,33
Caudal de extracción (m <sup>3</sup> /h)	T = 200	70	40	100	50	20	25	100	90	60	15
Velocidad de flujo (m/h)		28,3	17,3	42,4	22,5	8,9	9,9	41,7	38,5	26,3	7,1
Velocidad de flujo (m/s)		0,008	0,005	0,012	0,006	0,002	0,003	0,012	0,011	0,007	0,002
Velocidad de flujo (cm/s)		0,79	0,48	1,18	0,63	0,25	0,28	1,16	1,07	0,73	0,20

Tabla VIII.68: Evolución de la velocidad de aire de Darcy con el tiempo de tratamiento

Pozo	I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5	
Distancia centro de gravedad (cm)	2670	1730	1490	1920	2690	2320	770	300	1330	2470	
Presión Vacío (mbar)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	15	-18	-22	-28	-22	-18	-53	-72	-58	-44	-40
	30	-54	-46	-47	-43	-40	-70	-70	-72	-51	-61
	45	-41	-38	-37	-29	-36	-42	-41	-44	-45	-38
	60	-25	-43	-35	-31	-28	-37	-44	-41	-45	-35
	MEDIA	-35	-40	-39	-34	-34	-51	-54	-54	-47	-45
Gradiente de Presión (mbar/cm)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	15	2,15E-02	3,09E-02	3,19E-02	2,79E-02	2,14E-02	9,34E-03	4,33E-03	5,56E-02	3,33E-02	1,42E-02
	30	8,05E-03	1,70E-02	1,88E-02	1,69E-02	1,31E-02	2,35E-03	6,26E-03	1,15E-02	1,84E-02	5,85E-03
	45	1,26E-02	1,17E-02	1,58E-02	1,41E-02	1,46E-02	1,43E-02	4,43E-02	1,03E-01	2,24E-02	1,49E-02
	60	1,86E-02	1,86E-02	1,71E-02	2,28E-02	1,77E-02	1,63E-02	4,03E-02	1,14E-01	2,26E-02	1,60E-02
	MEDIA	1,48E-02	2,03E-02	2,39E-02	2,15E-02	1,53E-02	1,05E-02	2,71E-02	7,07E-02	1,2E-02	1,21E-02
Gradiente de Presión (atm/m)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	15	2,13E-05	3,05E-05	3,15E-05	2,75E-05	2,11E-05	9,22E-06	4,27E-06	5,48E-05	3,30E-05	1,40E-05
	30	7,95E-06	1,67E-05	1,85E-05	1,67E-05	1,29E-05	2,32E-06	6,18E-06	1,14E-05	1,81E-05	5,78E-06
	45	1,25E-05	1,14E-05	1,55E-05	1,38E-05	1,44E-05	1,41E-05	4,37E-05	1,02E-04	2,21E-05	1,47E-05

Pozo	I1	I2	I3	I4	I5	D1	D2	D3	D4	D5	
Distancia centro de gravedad (cm)	2670	1730	1490	1920	2690	2320	770	300	1330	2470	
	80	1,84E-05	1,84E-05	2,67E-05	2,25E-05	1,74E-05	1,61E-05	3,97E-05	1,13E-04	2,23E-05	1,58E-05
	MEDIA	1,46E-05	2,00E-05	2,36E-05	2,12E-05	1,51E-05	1,03E-05	2,68E-05	6,98E-05	2,09E-05	1,19E-05
VELOCIDAD DE DARCY (cm/s)	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	15	1,94E-04	2,79E-04	2,87E-04	2,51E-04	1,93E-04	8,41E-05	3,90E-05	5,00E-04	2,10E-04	1,28E-04
	30	7,25E-05	1,53E-04	1,69E-04	1,52E-04	1,18E-04	2,12E-05	5,64E-05	1,04E-04	1,66E-04	5,27E-05
	45	1,14E-04	1,95E-04	2,33E-04	2,17E-04	1,31E-04	1,29E-04	3,99E-04	9,31E-04	2,01E-04	1,34E-04
	60	1,68E-04	1,68E-04	2,44E-04	2,05E-04	1,59E-04	1,47E-04	3,63E-04	1,03E-03	2,03E-04	1,44E-04
	MEDIA	1,34E-04	1,83E-04	2,15E-04	1,94E-04	1,38E-04	9,43E-05	2,44E-04	6,37E-04	1,91E-04	1,09E-04

Las velocidades medias de ambos ramales con respecto al tiempo de tratamiento se muestra a continuación:

Tabla VIII.69: Velocidad de aire de Darcy flujo media respecto al tiempo de tratamiento

	TIEMPO DE TRATAMIENTO	RAMAL I	RAMAL D	GLOBAL
VELOCIDAD DE DARCY (cm/s)	1	-	-	-
	15	2,16E-04	2,41E-04	1,92E-04
	30	1,06E-04	1,33E-04	7,99E-05
	45	2,68E-04	1,78E-04	3,59E-04
	60	2,83E-04	1,89E-04	3,77E-04
	MEDIA	2,14E-04	1,73E-04	2,55E-04

La velocidad media de Darcy del ramal D durante los 60 primeros días de tratamiento fue de  $2,14 \cdot 10^{-4}$  cm/s frente a los  $1,73 \cdot 10^{-4}$  cm/s del ramal I, con una media global para el conjunto del campo de pruebas n° 1 de  $2,55 \cdot 10^{-4}$  cm/s.

Tabla VIII.70: Velocidad de flujo de aire media respecto al tiempo de tratamiento

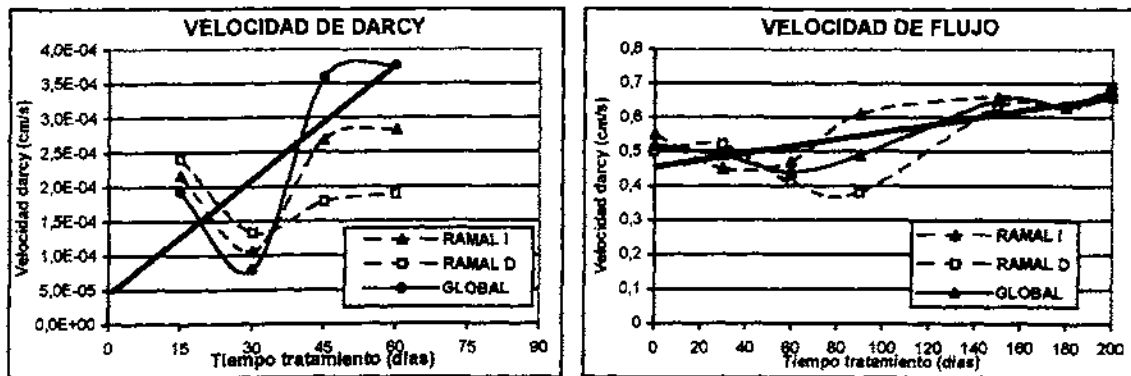
	TIEMPO DE TRATAMIENTO	RAMAL I	RAMAL D	GLOBAL
VELOCIDAD DE FLUJO (cm/s)	0	0,55	0,50	0,52
	30	0,45	0,52	0,49
	60	0,47	0,41	0,44
	90	0,61	0,38	0,49

	TIEMPO DE TRATAMIENTO	RAMAL I	RAMAL D	GLOBAL
	150	0,66	0,63	0,65
	180	0,63	0,63	0,63
	200	0,66	0,69	0,68
	<b>MEDIA</b>	<b>0,58</b>	<b>0,54</b>	<b>0,56</b>

La velocidad media de flujo del ramal I durante el tiempo de tratamiento fue de 0,58 cm/s frente a los 0,54 cm/s del ramal D, con una media global para el conjunto del campo de pruebas nº 1 de 0,56 cm/s.

Realizamos los gráficos de evolución de ambas velocidades de aire respecto al tiempo de tratamiento, observándose que a pesar del corto periodo de registro que se tiene de la velocidad de Darcy la evolución global tiende a incrementarse en el tiempo, efecto que se observa de manera más palpable en la evolución de la velocidad de flujo de aire. Se advierte también que la velocidad obtenida en ambos ramales evoluciona de forma contraria si se trata de la velocidad de flujo o de Darcy, siendo la velocidad del ramal D superior a la del I y sin embargo esta categoría se invierte en la velocidad de flujo, tal y como se observa en la Fig. VIII.48:

Fig. VIII.69: Evolución de la velocidad de aire con el tiempo de tratamiento



Este progreso es consecuencia de la propia definición de velocidad de aire de flujo y de Darcy ya que la primera es directamente proporcional al caudal de extracción y la segunda a la presión de vacío de aire, y ambos parámetros, caudal extracción de aire y presión de vacío son inversamente proporcionales, aumentando cuando disminuye el otro, o lo que es lo mismo, a mayor caudal de extracción menor presión de vacío. Por este motivo, cuando se



produce el descenso de la velocidad de Darcy a los 30 días de tratamiento aproximadamente, la velocidad de flujo correspondiente se incrementa, a razón de este paralelismo.

### **Tiempos de tránsito – distancia al centro de gravedad de vacío.**

El parámetro considerado como tiempo de tránsito, definido como la relación que existe entre la distancia que tiene que recorrer una partícula y la velocidad de movimiento que posee dicha partícula, puede ser función de tres variables distintas: velocidad de flujo de aire, velocidad de Darcy y propiedades intrínsecas del suelo y el pozo de extracción, tal y como se detalla en el Apdo. VII.2.3.3. Tiempo de tránsito del flujo del aire.

El tiempo de tránsito además se relaciona con la distancia que tiene que recorrer dicha partícula, por lo que estudiamos la relación existente entre los tres tiempos de tránsito y la distancia desde el centro de gravedad de vacío y el pozo de extracción de aire.

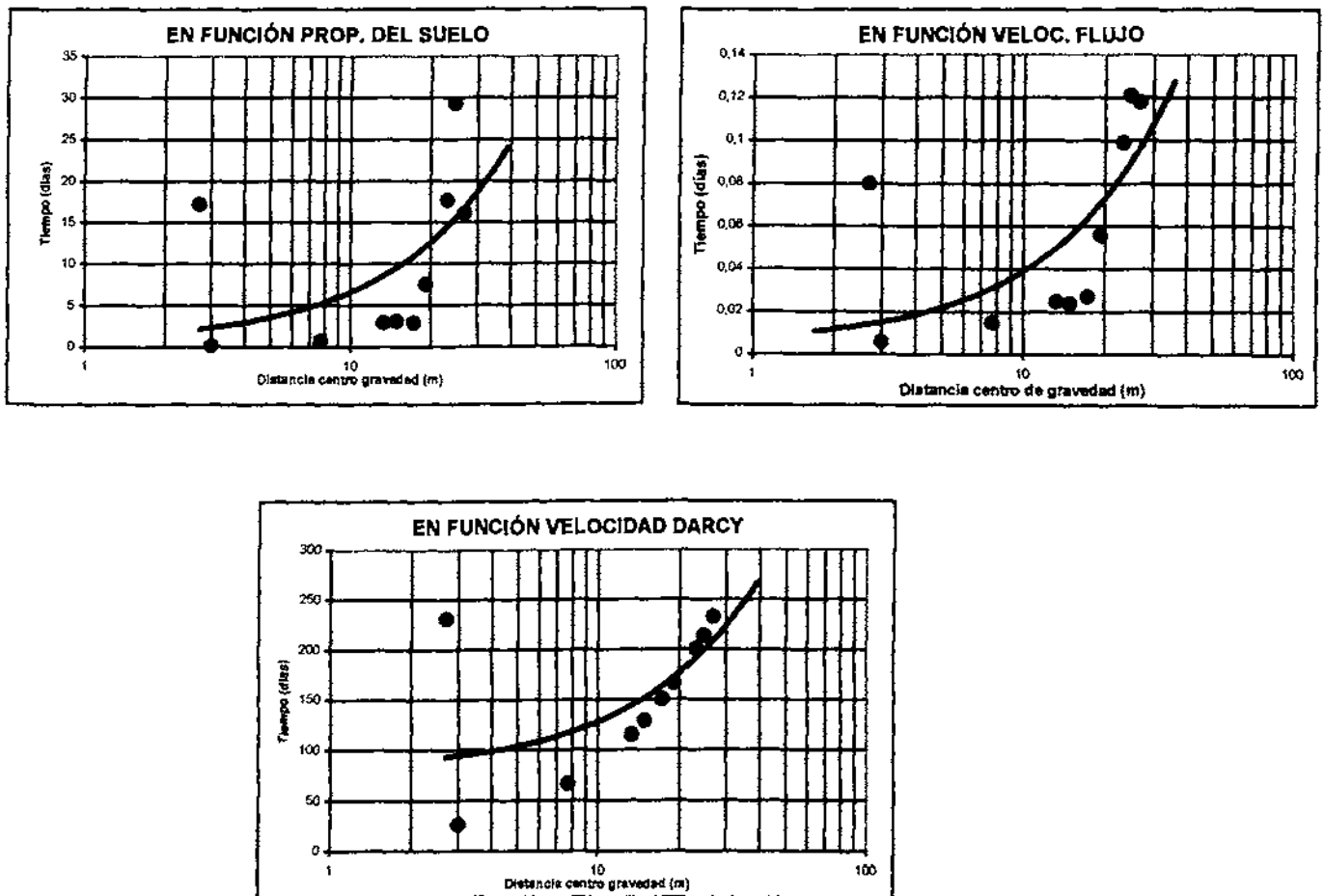
En la tabla siguiente se recogen los tres tipos tiempos de tránsito (valores medios) y la distancia al centro de gravedad de vacío.

**Tabla VIII.71. Tiempo de tránsito medio y distancia al centro de gravedad de vacío.**

Pozo	I1	I2	I3	I4	I5	D1	D2	D3	D4	D5
Tiempo tránsito en función prop. Suelo (días)	17,2	2,9	3,1	7,5	16,1	17,7	0,7	0,1	2,9	29,3
Tiempo tránsito en función Veloc. de flujo (días)	0,083	0,022	0,027	0,050	0,079	0,101	0,012	0,005	0,028	0,156
Tiempo tránsito en función veloc. Darcy (días)	231,3	109,5	80,2	114,7	225,7	284,7	36,5	5,5	80,7	263,2
Distancia al centro de gravedad de vacío (m)	26,7	17,3	14,9	19,2	26,9	23,2	7,7	3,0	13,3	24,7

Si representamos cada tiempo de tránsito respecto a la distancia al centro de gravedad de vacío de cada pozo, se observa como en todos los casos el tiempo de tránsito se incrementa con la distancia radial, es decir, los pozos que se encuentren más alejados del centro de vacío tendrán tiempos de tránsito mayores y como consecuencia las partículas de aire tardarán más tiempo en ser extraídas. En el gráfico siguiente se representa la relación entre el tiempo de tránsito y la distancia radial:

Fig. VIII.70: Tiempos de tránsito respecto a la distancia al centro de gravedad del vacío



**Tiempos de tránsito – tiempo de tratamiento**

El tiempo de tránsito puede ser función de tres variables distintas: velocidad de flujo de aire, velocidad de Darcy y propiedades intrínsecas del suelo y el pozo de extracción, por tanto, los valores de tiempo de tránsito dependerán de forma directa de la presión de vacío, caudal de extracción de aire y espesor de la zona no saturada expuesta a la influencia de vacío y porosidad al aire.

Dado que dichas variables varían con el tiempo de tratamiento, es posible suponer que de igual modo los tiempos de tránsito se modificarán igualmente a lo largo del tratamiento.

Es posible estudiar la evolución del tiempo de tránsito en función de la velocidad de flujo a lo largo del tiempo debido a que hay registro periódico de los caudales de extracción de aire hasta el final del tratamiento, sin embargo, del tiempo de tránsito respecto de la velocidad de

Darcy no hay evolución continua ya que la presión de vacío solamente se registró los primeros meses de tratamiento.

Las tablas con los datos se encuentran en el Anejo V. A continuación se expone la sinopsis de los valores de tiempo de tránsito calculados para ambos campos de pruebas.

Conocidos los valores de velocidad de flujo y de Darcy en determinados intervalos de tiempo, podemos conocer la evolución de ambos tiempo de tránsito:

Tabla VIII.72: Tiempo de tránsito en función de la velocidad de flujo durante el tiempo de tratamiento

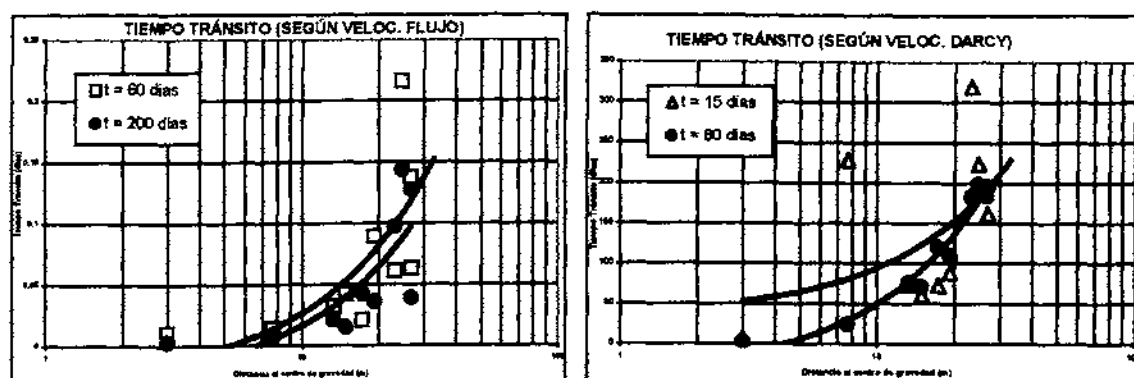
TIEMPO DE TRÁNSITO (días)	TIEMPO TRATAMIENTO (días)	I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5
	t = 1	0,042	0,024	0,146	0,024	0,253	0,053	0,014	0,005	0,032	0,216
t = 30	0,275	0,028	0,033	0,071	0,056	0,066	0,026	0,006	0,025	0,043	
t = 60	0,138	0,021	0,042	0,089	0,063	0,061	0,014	0,010	0,032	0,216	
t = 90	0,092	0,019	0,027	0,032	0,101	0,121	0,011	0,006	0,126	0,216	
t = 150	0,046	0,021	0,015	0,059	0,253	0,121	0,011	0,005	0,013	0,144	
t = 180	0,055	0,021	0,017	0,044	0,253	0,081	0,017	0,004	0,013	0,086	
t = 200	0,039	0,042	0,015	0,036	0,127	0,097	0,008	0,003	0,021	0,144	
<b>MEDIA</b>	<b>0,083</b>	<b>0,022</b>	<b>0,027</b>	<b>0,050</b>	<b>0,079</b>	<b>0,101</b>	<b>0,012</b>	<b>0,005</b>	<b>0,028</b>	<b>0,156</b>	
Distancia centro gravedad (cm)	2.670	1.730	1.490	1.920	2.690	2.320	770	300	1.330	2.470	

Tabla. VIII.73: Tiempo de tránsito en función de la velocidad de Darcy durante el tiempo de tratamiento

TIEMPO DE TRÁNSITO (días)	TIEMPO TRATAMIENTO (días)	I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5
	t = 15	159,3	71,9	60,1	88,5	161,7	319,2	228,6	6,9	73,3	224,0
t = 30	426,1	131,1	101,9	146,0	264,8	1268,0	158,1	33,5	92,9	542,4	
t = 45	271,7	102,6	74,1	102,4	237,4	208,0	22,4	3,7	76,4	212,8	
t = 60	184,1	119,3	70,7	108,3	195,8	183,2	24,6	3,4	75,8	198,1	
<b>MEDIA</b>	<b>231,3</b>	<b>109,5</b>	<b>80,2</b>	<b>114,7</b>	<b>225,7</b>	<b>284,7</b>	<b>36,5</b>	<b>5,5</b>	<b>80,7</b>	<b>263,2</b>	
Distancia centro gravedad (cm)	2.390	1.570	1.130	1.450	2.210	2.580	1.130	310	950	1.560	

Si representamos en un grafico la evolución se observa como en los dos casos estudiados el tiempo de tránsito varía con el tiempo de tratamiento (al principio del tratamiento 15 y/o 60 días y transcurrido un tiempo 200 y/o 75 días), con una tendencia a disminuir el tiempo de tránsito a medida que aumenta el tiempo de tratamiento, siendo más notable en los pozos que se sitúan a menor distancia del centro de gravedad de vacío:

Fig. VIII.71: Evolución de los tiempos de tránsito con el tiempo de tratamiento



**CAMPO DE PRUEBAS Nº 2**

**Relación velocidad de flujo – distancia al centro de gravedad**

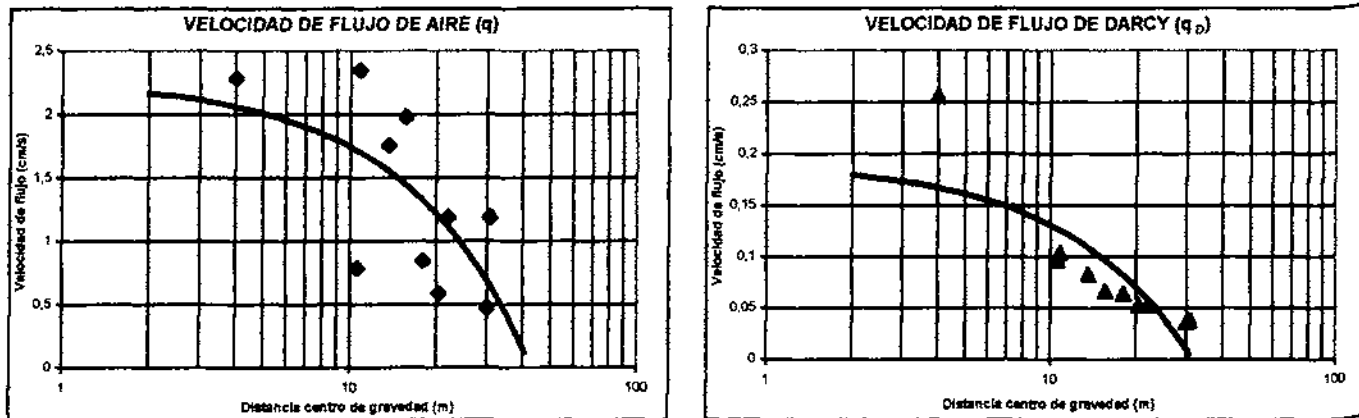
En las tablas siguientes se muestra la velocidad media de flujo obtenida para cada pozo de extracción y las distancias que existen desde cada pozo de extracción al centro de gravedad de vacío.

Tabla VIII.74: Velocidad de flujo y de Darcy de aire medias y distancia al centro de gravedad

RAMAL I	I1	I2	I3	I4	I5	MEDIA
Velocidad flujo medio (cm/s)	0,67	0,66	0,70	0,67	0,31	0,60
Velocidad de Darcy (cm/s)	2,6E-04	3,9E-04	4,1E-04	3,7E-04	2,5E-04	3,4E-04
Distancia al centro gravedad (m)	23,9	15,7	11,3	14,5	22,1	17,50
RAMAL D	D1	D2	D3	D4	D5	MEDIA
Velocidad flujo medio (cm/s)	0,47	0,55	1,02	1,08	0,34	0,69
Velocidad de Darcy (cm/s)	2,2E-04	4,8E-04	1,2E-03	3,2E-04	2,3E-04	4,9E-04
Distancia al centro gravedad (m)	25,8	11,3	3,1	9,5	15,6	13,06

La velocidad de flujo de aire, que tiene en cuenta los caudales de aire, es superior a la obtenida mediante el gradiente de presión, velocidad de Darcy, tal y como se indica en los siguientes gráficos:

**Fig. VIII.72: Velocidad de flujo y Darcy de aire frente a la distancia al centro de gravedad (campo nº 2)**



Se observa una menor grado de dispersión de datos en los resultados de la velocidad de Darcy frente a los obtenidos en la velocidad de flujo.

**Relación velocidades de flujo de aire – tiempo de tratamiento**

Al igual que en el campo nº 1 se ha estudiado la evolución que se observa en ambas velocidades de flujo de aire durante el tiempo de tratamiento.

Se han tomado como referencia un intervalo de tiempo de 20 días en la velocidad de flujo de aire y de 15 días en la velocidad de Darcy. Los resultados se indican en las tablas siguientes:

**Tabla VIII.75: Evolución de la velocidad de flujo de aire con el tiempo de tratamiento**

POZO	Tiempo tratamiento (días)	12	13	11	14	15	D2	D3	D1	D4	D5
Altura filtros (m)		14,7	16,3	16,7	16,4	16,9	14,9	15,2	16,2	15,2	17,0
Sección (m <sup>2</sup> )		2,9	3,2	3,3	3,2	3,3	2,9	3,0	3,2	3,0	3,3
Caudal de extracción (m <sup>3</sup> /h)	T = 0	40	22	40	16	36	70	70	30	10	10
Velocidad de flujo (m/h)		13,9	6,9	12,2	5,0	10,8	23,9	23,5	9,4	3,4	3,0
Velocidad de flujo (m/s)		0,008	0,004	0,007	0,003	0,006	0,013	0,013	0,005	0,002	0,002

POZO	Tiempo tratamiento (días)	12	13	11	14	15	D2	D3	D1	D4	D5
Altura filtros (m)		14,7	16,3	16,7	18,4	16,9	14,9	15,2	16,2	15,2	17,0
Sección (m <sup>2</sup> )		2,9	3,2	3,3	3,2	3,3	2,9	3,0	3,2	3,0	3,3
Velocidad de flujo (cm/s)		0,77	0,38	0,68	0,28	0,60	1,33	1,30	0,52	0,19	0,17
Caudal de extracción (m <sup>3</sup> /h)	T = 30	42	38	26	22	34	60	60	25	10	10
Velocidad de flujo (m/h)		14,6	11,9	7,9	6,8	10,2	20,5	20,1	7,9	3,4	3,0
Velocidad de flujo (m/s)		0,008	0,007	0,004	0,004	0,006	0,011	0,011	0,004	0,002	0,002
Velocidad de flujo (cm/s)		0,81	0,66	0,44	0,38	0,57	1,14	1,12	0,44	0,19	0,17
Caudal de extracción (m <sup>3</sup> /h)	T = 60	40	36	34	12	30	60	60	25	12	15
Velocidad de flujo (m/h)		13,9	11,2	10,4	3,7	9,0	20,5	20,1	7,9	4,0	4,5
Velocidad de flujo (m/s)		0,008	0,006	0,006	0,002	0,005	0,011	0,011	0,004	0,002	0,002
Velocidad de flujo (cm/s)		0,77	0,82	0,58	0,21	0,50	1,14	1,12	0,44	0,22	0,25
Caudal de extracción (m <sup>3</sup> /h)	T = 90	60	45	50	26	30	70	80	40	25	20
Velocidad de flujo (m/h)		20,8	14,1	15,2	8,1	9,0	23,9	26,8	12,6	8,4	6,0
Velocidad de flujo (m/s)		0,012	0,008	0,008	0,004	0,005	0,013	0,015	0,007	0,005	0,003
Velocidad de flujo (cm/s)		1,15	0,78	0,85	0,45	0,50	1,33	1,49	0,70	0,47	0,33
Caudal de extracción (m <sup>3</sup> /h)	T = 150	100	10	40	60	15	60	90	10	70	20
Velocidad de flujo (m/h)		34,6	3,1	12,2	18,6	4,5	20,5	30,2	3,1	23,5	6,0
Velocidad de flujo (m/s)		0,019	0,002	0,007	0,010	0,003	0,011	0,017	0,002	0,013	0,003
Velocidad de flujo (cm/s)		1,92	0,17	0,88	1,04	0,25	1,14	1,68	0,17	1,30	0,33
Caudal de extracción (m <sup>3</sup> /h)	T = 180	100	55	65	45	10	100	15	70	20	30
Velocidad de flujo (m/h)		34,6	17,2	19,8	14,0	3,0	34,2	5,0	22,0	6,7	9,0
Velocidad de flujo (m/s)		0,019	0,010	0,011	0,008	0,002	0,019	0,003	0,012	0,004	0,005
Velocidad de flujo (cm/s)		1,92	0,95	1,10	0,78	0,17	1,90	0,28	1,22	0,37	0,50

Tabla VIII.76: Evolución de la velocidad de aire de Darcy con el tiempo de tratamiento

Pozo	I1	I2	I3	I4	I5	D1	D2	D3	D4	D5	
Distancia centro de gravedad (cm)	2390	1570	1130	1450	2210	2580	1130	310	950	1560	
Presión Vacío (mbar)	1	-37	-25	-62	-30	-41	-40	-80	-85	-80	-60
	15	-40	-41	-59	-47	-47	-35	-75	-82	-74	-68
	30	-36	-39	-58	-48	-44	-42	-64	-70	-61	-62
	45	-26	-25	-47	-35	-34	-39	-49	-56	-54	-47
	60	-15	-14	-24	-23	-20	-29	-34	-43	-38	-34
	75	-13	-18	-23	-18	-17	-17	-37	-42	-38	-29
	MEDIA	-24	-25	-40	-32	-30	-33	-49	-56	-51	-46

Pozo	I1	I2	I3	I4	I5	D1	D2	D3	D4	D5	
Distancia centro de gravedad (cm)	2390	1570	1130	1450	2210	2580	1130	310	950	1560	
Gradiente de Presión (mbar/cm)	1	2,03E-02	3,85E-02	2,08E-02	3,83E-02	2,01E-02	1,76E-02	4,87E-03	1,61E-03	5,79E-03	1,63E-02
	15	1,92E-02	2,85E-02	2,36E-02	2,65E-02	1,75E-02	1,96E-02	9,29E-03	1,08E-02	1,18E-02	1,13E-02
	30	2,08E-02	2,94E-02	2,40E-02	2,57E-02	1,87E-02	1,69E-02	1,90E-02	5,16E-02	2,61E-02	1,50E-02
	45	2,49E-02	3,82E-02	3,43E-02	3,51E-02	2,32E-02	1,81E-02	3,20E-02	9,44E-02	3,34E-02	2,44E-02
	60	2,95E-02	4,56E-02	5,44E-02	4,31E-02	2,97E-02	2,18E-02	4,58E-02	1,37E-01	5,04E-02	3,31E-02
	75	3,04E-02	4,28E-02	5,50E-02	4,66E-02	3,12E-02	2,67E-02	4,33E-02	1,41E-01	4,96E-02	3,62E-02
	MEDIA	2,57E-02	3,85E-02	4,05E-02	3,68E-02	2,49E-02	2,05E-02	3,24E-02	9,53E-02	3,65E-02	2,54E-02
Gradiente de Presión (atm/m)	1	2,00E-05	3,80E-05	2,05E-05	3,78E-05	1,99E-05	1,74E-05	4,80E-06	1,59E-06	5,71E-06	1,61E-05
	15	1,90E-05	2,82E-05	2,33E-05	2,61E-05	1,73E-05	1,93E-05	9,17E-06	1,07E-05	1,17E-05	1,12E-05
	30	2,05E-05	2,90E-05	2,37E-05	2,54E-05	1,85E-05	1,67E-05	1,88E-05	5,09E-05	2,57E-05	1,48E-05
	45	2,46E-05	3,77E-05	3,39E-05	3,46E-05	2,29E-05	1,79E-05	3,16E-05	9,32E-05	3,30E-05	2,41E-05
	60	2,91E-05	4,50E-05	5,37E-05	4,25E-05	2,93E-05	2,15E-05	4,52E-05	1,36E-04	4,97E-05	3,27E-05
	75	3,00E-05	4,23E-05	5,43E-05	4,60E-05	3,08E-05	2,63E-05	4,27E-05	1,39E-04	4,90E-05	3,57E-05
	MEDIA	2,54E-05	3,80E-05	3,99E-05	3,63E-05	2,46E-05	2,03E-05	3,20E-05	9,41E-05	3,61E-05	2,51E-05
VELOCIDAD DE DARCY (cm/s)	1	2,07E-04	3,93E-04	2,12E-04	3,90E-04	2,05E-04	1,80E-04	4,96E-05	1,64E-05	5,90E-05	1,67E-04
	15	1,96E-04	2,91E-04	2,40E-04	2,70E-04	1,78E-04	2,00E-04	9,47E-05	1,10E-04	1,20E-04	1,15E-04
	30	2,12E-04	3,00E-04	2,45E-04	2,62E-04	1,91E-04	1,72E-04	1,94E-04	5,26E-04	2,66E-04	1,53E-04
	45	2,54E-04	3,90E-04	3,50E-04	3,58E-04	2,37E-04	1,85E-04	3,26E-04	9,62E-04	3,40E-04	2,49E-04
	60	3,00E-04	4,65E-04	5,54E-04	4,39E-04	3,03E-04	2,22E-04	4,67E-04	1,40E-03	5,14E-04	3,37E-04
	75	3,10E-04	4,37E-04	5,60E-04	4,75E-04	3,18E-04	2,72E-04	4,41E-04	1,43E-03	5,06E-04	3,69E-04
	MEDIA	2,62E-04	3,92E-04	4,13E-04	3,75E-04	2,54E-04	2,09E-04	3,31E-04	9,71E-04	3,73E-04	2,59E-04

Las velocidades medias de ambos ramales con respecto al tiempo de tratamiento se muestra a continuación:

Tabla VIII.77: Velocidad de aire de Darcy flujo media respecto al tiempo de tratamiento

	TIEMPO DE TRATAMIENTO	RAMAL I	RAMAL D	GLOBAL
VELOCIDAD DE DARCY (cm/s)	1	2,81E-04	9,43E-05	1,88E-04
	15	2,35E-04	1,28E-04	1,82E-04
	30	2,42E-04	2,62E-04	2,52E-04
	45	3,18E-04	4,13E-04	3,65E-04
	60	4,12E-04	5,86E-04	5,00E-04
	75	4,20E-04	6,04E-04	5,12E-04
	MEDIA	3,16E-04	3,48E-04	3,33E-04

La velocidad media de Darcy del ramal D durante los 75 primeros días de tratamiento fue de  $3,48 \cdot 10^{-4}$  cm/s frente a los  $3,18 \cdot 10^{-4}$  cm/s del ramal I, con una media global para el conjunto del campo de pruebas nº 1 de  $3,33 \cdot 10^{-4}$  cm/s.

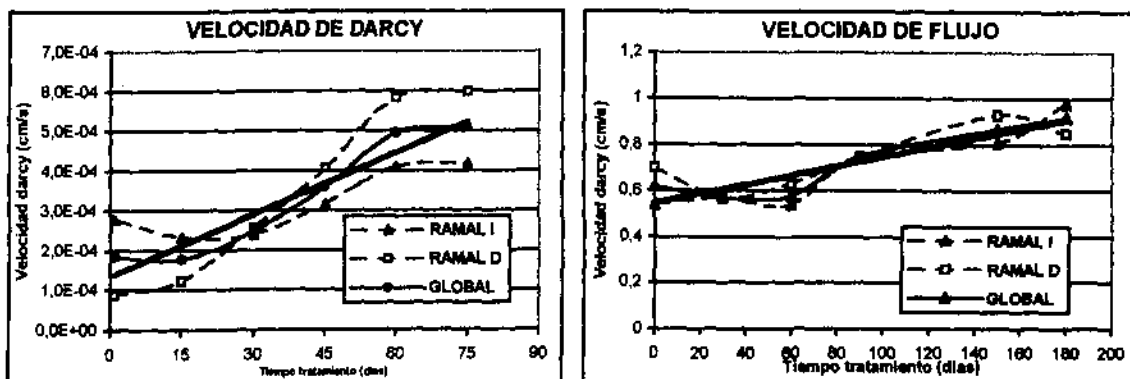
Tabla VIII.78: Velocidad de flujo de aire media respecto al tiempo de tratamiento

	TIEMPO DE TRATAMIENTO	RAMAL I	RAMAL D	GLOBAL
VELOCIDAD DE FLUJO (cm/s)	0	0,54	0,70	0,62
	30	0,57	0,57	0,57
	60	0,54	0,63	0,58
	90	0,75	0,75	0,75
	150	0,81	0,93	0,87
	180	0,98	0,85	0,92
	<b>MEDIA</b>		<b>0,70</b>	<b>0,74</b>

La velocidad media de flujo del ramal D durante el tiempo de tratamiento fue de 0,74 cm/s frente a los 0,70 cm/s del ramal I, con una media global para el conjunto del campo de pruebas nº 1 de 0,72 cm/s.

Realizamos los gráficos de evolución de ambas velocidades de aire respecto al tiempo de tratamiento, observándose que la evolución global la velocidad de Darcy tiende a incrementarse en el tiempo, efecto que se observa de manera más palpable en la evolución de la velocidad de flujo de aire. Sin embargo, el efecto observado en el campo de pruebas nº 1 respecto a que la velocidad obtenida en ambos ramales evoluciona de forma contraria si se trata de la velocidad de flujo o de Darcy, no mostrándose de forma tan categórica, debido a la menor discrepancia entre los valores de velocidad de ambos ramales, tal y como se observa en la Fig. VIII.73:

Fig. VIII.73: Evolución de la velocidad de aire con el tiempo de tratamiento





Al igual que lo observado en el campo de pruebas nº 1, la velocidad de Darcy y la velocidad de flujo son inversamente proporcionales, advirtiéndose por ejemplo a los 60 días de tratamiento, como aumenta en este caso la velocidad de Darcy, y de forma homóloga la velocidad de flujo obtenida disminuye, quedando constatada la relación inversa existente entre presión de vacío y caudal de extracción.

### Tiempos de tránsito – distancia al centro de gravedad de vacío.

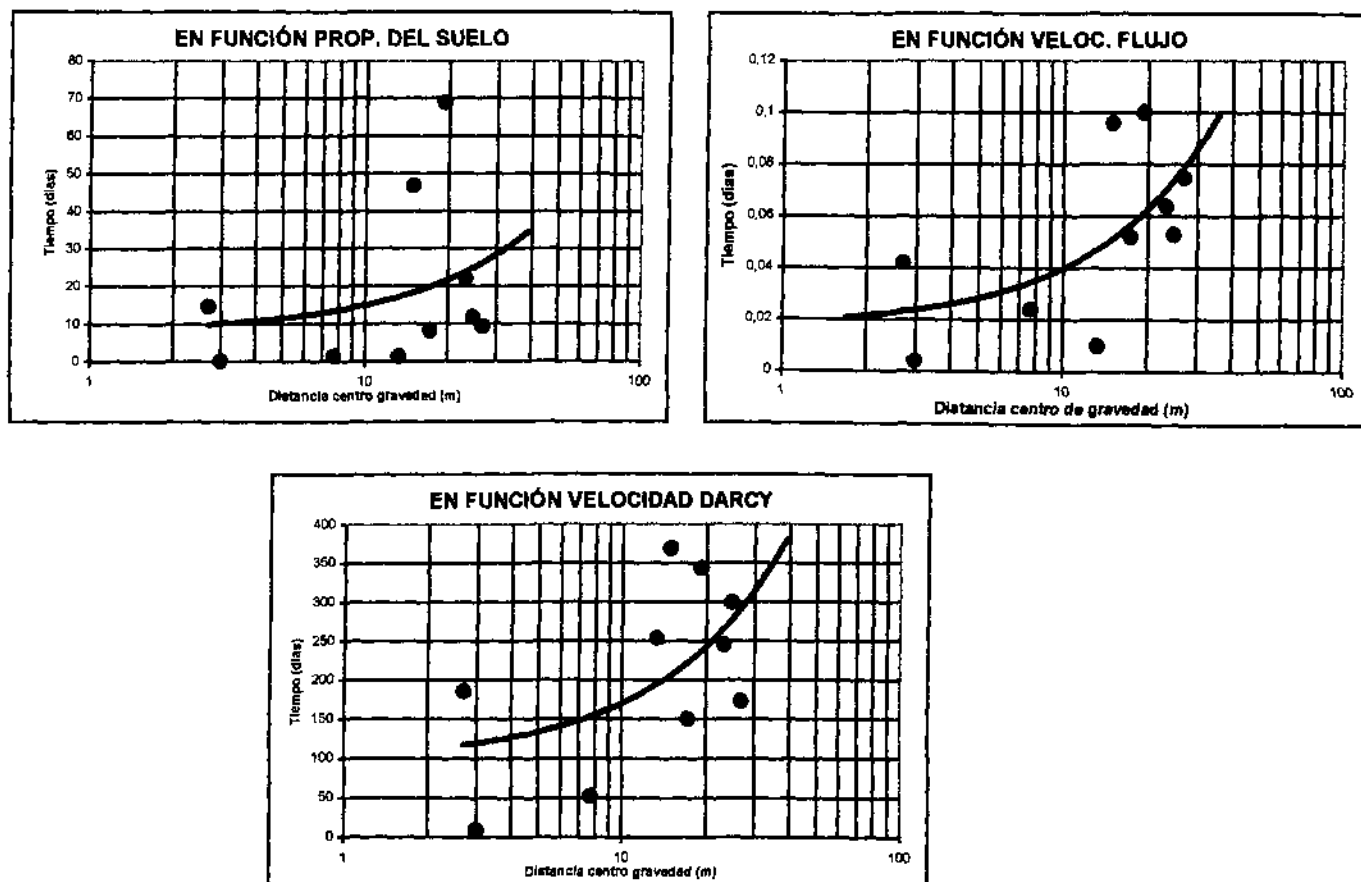
En la tabla siguiente se recogen los tres tipos tiempos de tránsito (valores medios) y la distancia al centro de gravedad de vacío.

**Tabla VIII.79. Tiempo de tránsito medio y distancia al centro de gravedad de vacío.**

Pozo	I1	I2	I3	I4	I5	D1	D2	D3	D4	D5
Tiempo tránsito en función prop. Suelo (días)	14,6	8,3	46,8	68,9	9,3	21,9	1,5	0,1	1,5	11,7
Tiempo tránsito en función Veloc. de flujo (días)	0,042	0,052	0,096	0,100	0,075	0,064	0,024	0,004	0,010	0,053
Tiempo tránsito en función veloc. Darcy (días)	185,4	150,5	369,0	343,1	172,8	254,3	52,8	9,8	253,6	299,7
Distancia al centro de gravedad de vacío (m)	24,6	29,5	58,2	58,0	20,4	25,8	11,3	3,1	9,5	15,6

Si representamos cada tiempo de tránsito respecto a la distancia al centro de gravedad de vacío de cada pozo, se observa como en todos los casos el tiempo de tránsito se incrementa con la distancia radial, es decir, los pozos que se encuentren más alejados del centro de vacío tendrán tiempos de tránsito mayores y como consecuencia las partículas de aire tardarán más tiempo en ser extraídas. En el gráfico siguiente se representa la relación entre el tiempo de tránsito y la distancia radial:

Fig. VIII.74: Tiempos de tránsito respecto a la distancia al centro de gravedad del vacío



**Tiempos de tránsito – tiempo de tratamiento**

De igual modo que en el campo de pruebas nº 1, conocidos los valores de velocidad de flujo y de Darcy en determinados intervalos de tiempo, podemos conocer la evolución de ambos tiempo de tránsito:

Tabla VIII.80: Tiempo de tránsito en función de la velocidad de flujo durante el tiempo de tratamiento

	TIEMPO TRATAMIENTO (días)	I 1	I 2	I 3	I 4	I 5	D 1	D 2	D 3	D 4	D 5
TIEMPO DE TRÁNSITO (días)	t = 1	0,036	0,048	0,019	0,061	0,042	0,022	0,010	0,007	0,059	0,108
	t = 30	0,034	0,028	0,030	0,044	0,045	0,026	0,012	0,008	0,059	0,108
	t = 60	0,036	0,029	0,023	0,081	0,051	0,026	0,012	0,008	0,049	0,072
	t = 90	0,024	0,023	0,015	0,037	0,051	0,022	0,009	0,005	0,024	0,054

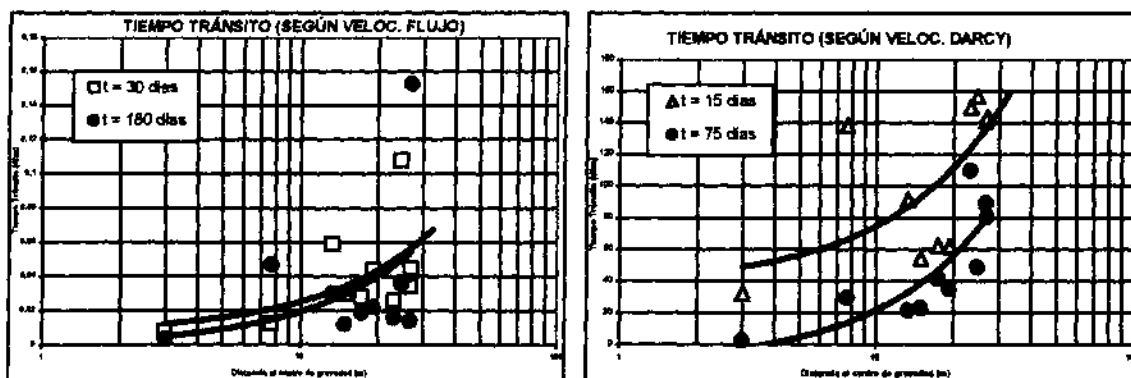
	TIEMPO TRATAMIENTO (días)	11	12	13	14	15	D1	D2	D3	D4	D5
	t = 150	0,014	0,105	0,019	0,016	0,102	0,026	0,008	0,021	0,008	0,054
	t = 180	0,014	0,019	0,012	0,022	0,153	0,016	0,047	0,003	0,030	0,036
	MEDIA	0,023	0,030	0,018	0,032	0,059	0,022	0,011	0,006	0,024	0,062
Distancia centro gravedad (cm)		2.390	1.570	1.130	1.450	2.210	2.580	1.130	310	950	1.560

Tabla. VIII.81: Tiempo de transito en función de la velocidad de Darcy durante el tiempo de tratamiento

	TIEMPO TRATAMIENTO (días)	11	12	13	14	15	D1	D2	D3	D4	D5
TIEMPO DE TRÁNSITO (días)	T = 1	133,7	46,3	61,7	43,0	124,6	166,1	263,6	218,2	186,3	108,4
	t = 15	141,2	62,5	54,4	62,2	143,5	149,7	138,1	32,5	91,4	156,6
	t = 30	130,6	60,6	53,4	63,9	134,2	173,2	67,4	6,8	41,4	118,2
	t = 45	108,9	46,6	37,4	46,9	108,0	161,5	40,1	3,7	32,3	72,6
	t = 60	92,1	39,1	23,6	38,2	84,5	134,4	28,0	2,6	21,4	53,5
	T = 75	89,3	41,6	23,3	35,3	80,5	109,7	29,7	2,5	21,7	48,9
	MEDIA	105,5	46,3	31,7	44,8	100,6	142,7	39,6	3,7	29,5	69,8
Distancia centro gravedad (cm)		2.390	1.570	1.130	1.450	2.210	2.580	1.130	310	950	1.560

De igual modo, si representamos en un grafico la evolución del tiempo de tránsito al principio del tratamiento (30 ó 15 días) y al pasado un tiempo (180 y 75 días) se observa como en los dos casos estudiados el tiempo de tránsito varía con el tiempo de tratamiento, con una tendencia a disminuir el tiempo de tránsito a medida que aumenta el tiempo de tratamiento:

Fig. VIII.75: Evolución de los tiempos de tránsito con el tiempo de tratamiento



En este campo de pruebas la diferencia es más latente si se considera la velocidad de Darcy, siendo la diferencia mayor entre tiempos de tránsito en aquellos pozos de extracción que se encuentren a menor distancia del centro de gravedad de vacío.

### Conclusiones

- La velocidad de movimiento de aire y los vapores orgánicos producida por el sistema de extracción de vapores se puede definir mediante dos parámetros: velocidad de flujo ( $q$ ), directamente proporcional al caudal de aire de extracción, y velocidad de Darcy ( $q_D$ ), en proporción directa con la presión de vacío.
- Los pozos situados a una menor distancia del centro de gravedad de vacío ( $G$ ) muestran velocidades, de flujo y de Darcy, mayores que aquellos pozos que se sitúan a una distancia mayor.
- La velocidad de flujo media, considerando la velocidad media representativa de todos los pozos de cada ramal, es de 0,56 cm/s para el campo de pruebas nº 1 y de 0,72 cm/s para el campo de pruebas nº 2.
- La velocidad de Darcy, considerando la velocidad media de ambos ramales, es de  $2,55 \cdot 10^{-4}$  cm/s para el campo de pruebas nº 1 y de  $3,33 \cdot 10^{-4}$  cm/s para el campo de pruebas nº 2.
- La tendencia general de ambas velocidades es a incrementarse con el tiempo de tratamiento, viéndose afectada su evolución, de modo puntual, por las oscilaciones del caudal de extracción de aire y la presión de vacío, debido a la dependencia directa respecto a estas variables.
- El tiempo de tránsito –tiempo que tarda en recorrer una partícula la distancia existente desde el centro de gravedad de vacío al pozo de extracción- se relaciona de forma directa con la velocidad de flujo ( $Tt [f(q)]$ ) y de la velocidad de Darcy ( $Tt [f(q_D)]$ ), y con las propiedades del suelo ( $Tt [f(n_a)]$ ).
- El tiempo de tránsito medio respecto a la velocidad de flujo del campo de pruebas nº 1 es de 0,067 días y de 0,036 días para el campo de pruebas nº 2.

- El tiempo de tránsito medio respecto a la velocidad de Darcy del campo de pruebas nº 1 es de 143,2 días y de 61,5 días para el campo de pruebas nº 2.
- El tiempo de tránsito de una partícula será mayor cuanto mayor sea la distancia existente entre el pozo de extracción y el centro de gravedad de vacío, indistintamente del tipo de tiempo de tránsito evaluado.
- Con el tiempo de tratamiento, el tiempo de tránsito tiende a disminuir, necesitando una partícula un menor tiempo para recorrer la distancia existente entre el centro de gravedad de vacío y el pozo de extracción al final de tratamiento.

## VIII.2. NÚMERO DE RENOVACIÓN DE AIRE

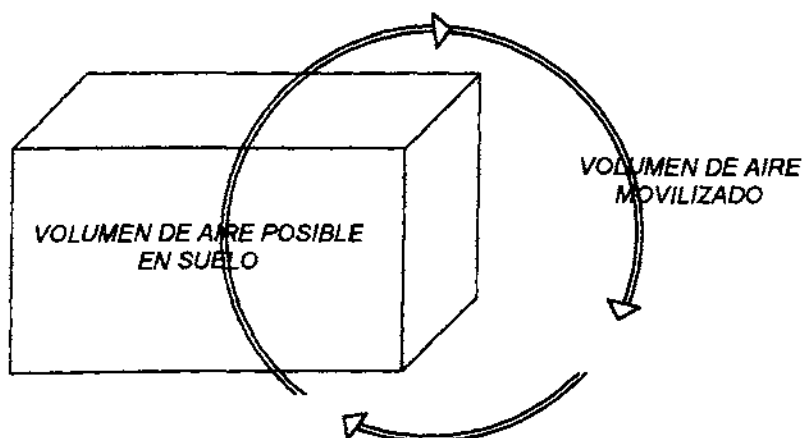
### VIII.2.1. Determinación del número de renovación de aire

En el Apdo. IV.6.3.2.3. Tasa de renovación de aire, se muestra el método de cálculo tradicional del número y la tasa de renovaciones de aire. Dicho método es muy complejo y requiere una serie de parámetros difíciles de cuantificar en campo, por lo que se ha ideado un procedimiento más sencillo basado en el volumen de aire movilizado y la masa volatilizada y/o biodegradada.

El **número de renovación de aire (NRA)** se define como la cantidad de aire que es posible movilizar en el suelo en función de las propiedades intrínsecas del suelo y de las condiciones de diseño del sistema de tratamiento.

$$\text{Nº RENOVACIÓN DE AIRE (NRA)} = \frac{\text{Volumen aire movilizado}}{\text{Volumen aire posible en el suelo}}$$

Fig. VIII. 76: Esquema conceptual del volumen de aire movilizado y posible en el suelo



El *volumen de aire movilizado* se corresponde con el volumen de aire que se ha desplazado como consecuencia de la extracción de vapores y la inyección de aire en el suelo con respecto al tiempo de tratamiento, es decir:

$$\begin{aligned} \text{VOLUMEN AIRE MOVILIZADO} &= \text{Volumen de aire extraído (m}^3\text{)} + \text{volumen de aire inyectado (m}^3\text{)} \\ &= \text{m}^3 \end{aligned}$$

Es necesario tener en cuenta que el volumen de aire movilizado por unidad de tiempo va a depender de forma directa de las propiedades intrínsecas del suelo (porosidad al aire y humedad del suelo), del espesor de la zona no saturada, así como de la cantidad de aire que es posible movilizar por el sistema de tratamiento (radio de influencia adecuados y potencia del depresor adecuadas al tipo de suelo).

El *volumen de aire posible en el suelo* se corresponde con el volumen de huecos libres y ocupados con aire dentro del suelo, y se calcularía como el volumen limitado entre el área de suelo bajo la influencia del sistema de vacío por el espesor de zona no saturada y la porosidad al aire, es decir:

$$\text{VOLUMEN AIRE EN EL SUELO } (V_A) = \text{Área de influencia (m}^2\text{)} \times \text{espesor ZNS (m)} \times \text{porosidad aire (\%/100)} = \text{m}^3$$

El área de influencia de vacío se relaciona con la superficie de suelo que está bajo los efectos de la presión de vacío, teniendo en cuenta el centro de gravedad de vacío y el radio de influencia para el conjunto del sistema de extracción.

En principio, en un sistema cerrado el aire de entrada es similar al de salida, por lo que en un tiempo determinado (t), el aire movilizado será igual al volumen de huecos libres al aire existentes en el suelo, es decir en un tiempo "t" se habrá desalojado del medio la misma cantidad de aire que existe en el suelo. Se considera entonces el volumen de aire que se encuentra dentro del volumen de suelo bajo los efectos de la influencia de vacío.

Por consiguiente, conocido por un lado, el volumen movilizado en un tiempo de tratamiento determinado ( $t_x$ ) -que se corresponderá con el volumen de aire movilizado por la extracción de vapores y la inyección de aire- y por otro lado, el volumen de aire que es posible que pueda existir o permanecer en el suelo, se determina el número de renovación/es de aire que se han producido para un tiempo de tratamiento determinado ( $t_x$ ):

$$\begin{aligned} \text{N}^\circ \text{ RENOVACIÓN DE AIRE } (t_x) &= \frac{\text{Volumen aire movilizado } (t_x)}{\text{Volumen aire posible en el suelo } (t_x)} = \\ &= \frac{\text{Volumen aire extraído} + \text{Volumen aire inyectado}}{\text{Área influencia} \times \text{espesor ZNS} \times \text{porosidad}_{\text{aire}}} = \frac{Q_a \times t}{A \times b \times n_a} = \text{adim} \end{aligned}$$

Donde

- $Q_a$  = Caudal de aire movilizado ( $m^3/día$ )  
 $t$  = Tiempo de tratamiento (días)  
 $A$  = Área bajo influencia del sistema de aireación -vacío e inyección- ( $m^2$ )  
 $B$  = Espesor de zona no saturada (m)  
 $n_a$  = Porosidad al aire del suelo (%/100)

Luego, el volumen de aire que es posible movilizar por unidad de tiempo se corresponderá con el volumen de huecos interconectados y libres al paso del aire existentes dentro del volumen de suelo que está expuesto a los efectos del sistema de extracción de vapores e inyección de aire.

Se determinarán dos tipos de número de renovación de aire:

- Nº renovación de aire estimado ( $NRA_E$ ): considerando los parámetros de caudal de extracción de aire y tiempo de tratamiento estimados.
- Nº renovación de aire real ( $NRA_R$ ): considerando los parámetros de caudal de aire e inyección, y tiempo de tratamiento reales.

### VIII.2.1.2. Número de renovación de aire estimada ( $NRA_E$ )

En el capítulo anterior (Apdo. VII.1. y VII.4 Tasa de eliminación estimada) se determinó el caudal de extracción de aire estimado que sería posible extraer del suelo con el sistema propuesto y los 10 pozos de aire en ambos campos de pruebas. El caudal estimado para el conjunto del campo de pruebas nº 1 fue de  $99,24 m^3/h$  y para el campo nº 2 de  $83,94 m^3/h$ . Con estos caudales y considerando el tiempo de limpieza necesario para eliminar la masa de hidrocarburos en fase absorbida en el suelo, calcularemos el nº de renovaciones de aire estimados.

#### **CAMPO DE PRUEBAS Nº 1**

El área de influencia de vacío se considera que se corresponde con el ancho existente entre los pozos de extracción (10 m) y la distancia entre los márgenes derecho e izquierdo y la amplitud del campo de pruebas.



$$\text{VOLUMEN AIRE EN EL SUELO } (V_A) = \text{Área } (m^2) \times \text{espesor ZNS } (m) \times \text{porosidad aire } (\%/100) =$$

$$= 2.940 \times 11,25 \times 0,232 = 7.673 \text{ m}^3$$

Los datos utilizados para el cálculo del volumen estimado de aire existente en el suelo así como el volumen estimado de aire existente en el suelo se registran en la tabla siguiente:

**Tabla VIII.82: Volumen estimado de aire existente en el suelo (Campo nº 1)**

Parámetro	unidad	
Espesor zona no saturada	m	11,25
Área suelo bajo influencia vacío	m <sup>2</sup>	2.940
Porosidad aire	%	23,2
<b>Volumen estimado aire en el suelo</b>	<b>m<sup>3</sup></b>	<b>7.673</b>

Se considera que el volumen de aire estimado de aire en el suelo se mantiene constante durante el tiempo de tratamiento.

En el Apdo. VII.1. Tasa de eliminación estimada, se determinó el caudal de extracción de aire esperado es de 9,91 m<sup>3</sup>/día por pozo, es decir 99,24 m<sup>3</sup>/día para todo el campo de pruebas. Según este caudal se determina el volumen de aire movilizado por unidad de tiempo. Como el tiempo de limpieza estimado es de 552 días, el cálculo del volumen de aire movilizado corresponde con ese periodo de tiempo, estableciendo dicho volumen de aire para: t = 0, (t<sub>0</sub>), t = 25 (t<sub>25</sub>), t = 50 (t<sub>50</sub>), t = 75 (t<sub>75</sub>), t = 100 (t<sub>100</sub>), t = 125 (t<sub>125</sub>), t = 150 (t<sub>150</sub>), t = 175 (t<sub>175</sub>), t = 200 (t<sub>200</sub>), t = 225 (t<sub>225</sub>), t = 250 (t<sub>250</sub>), t = 300 (t<sub>300</sub>), t = 350 (t<sub>350</sub>) t = 400 (t<sub>400</sub>) y t = 450 (t<sub>450</sub>) t = 500 (t<sub>500</sub>) y t = 550 (t<sub>550</sub>).

$$\text{VOLUMEN AIRE MOVILIZADO} = \text{Caudal aire extraído } (99,24 \text{ m}^3/h) \times 24 \text{ h} \times \text{intervalo de tiempo (días)} = \text{m}^3$$

En la tabla siguiente se indican los datos utilizados y el volumen de aire movilizado estimado para los periodos de tiempo estipulados:

**Tabla VIII.83: Volumen estimado de aire movilizado por intervalo de tiempo (Campo nº 1)**

Parámetro	Unidad										
Intervalo de tiempo	días	1	25	50	75	100	125	150	175	200	
<b>Volumen estimado de aire movilizado</b>	<b>m<sup>3</sup></b>	2.382	59.544	119.088	178.632	238.176	297.720	357.264	416.808	476.352	

Parámetro	Unidad									
Intervalo de tiempo	días	225	250	300	350	400	450	500	550	
Volumen estimado de aire movilizado	m <sup>3</sup>	535.896	595.440	714.528	833.616	952.704	1.071.792	1.190.880	1.309.968	

Conocidos el volumen de aire existente en el suelo y el volumen de aire movilizado por unidad de tiempo se determina el número de renovación estimado para el campo de pruebas nº 1:

$$N^{\circ} \text{RENOVACIÓN DE AIRE ESTIMADO} = \frac{\text{Volumen estimado aire movilizado } (t_x)}{\text{Volumen aire posible en el suelo}}$$

Tabla VIII.84: Número de renovación de aire estimado (Campo nº 1)

Parámetro	Unidad										
Tiempo de limpieza	días	1	25	50	75	100	125	150	175	200	
Área suelo bajo influencia vacío	m <sup>2</sup>	2.940	2.940	2.940	2.940	2.940	2.940	2.940	2.940	2.940	
Espesor zona no saturada	m	11,25	11,25	11,25	11,25	11,25	11,25	11,25	11,25	11,25	
Porosidad aire	%	23,2	23,2	23,2	23,2	23,2	23,2	23,2	23,2	23,2	
Volumen de aire en el suelo	m <sup>3</sup>	7.673	7.673	7.673	7.673	7.673	7.673	7.673	7.673	7.673	
Volumen de aire movilizado	m <sup>3</sup>	2.382	59.544	119.088	178.632	238.176	297.720	357.264	416.808	476.352	
Nº RENOVACIÓN AIRE ESTIMADO	adim	0	8	16	23	31	39	47	54	62	

Parámetro	Unidad									
Tiempo de limpieza	días	225	250	300	350	400	450	500	550	
Área suelo bajo influencia vacío	m <sup>2</sup>	2.940	2.940	2.940	2.940	2.940	2.940	2.940	2.940	
Espesor zona no saturada	m	11,25	11,25	11,25	11,25	11,25	11,25	11,25	11,25	
Porosidad aire	%	23,2	23,2	23,2	23,2	23,2	23,2	23,2	23,2	
Volumen de aire en el suelo	m <sup>3</sup>	7.673	7.673	7.673	7.673	7.673	7.673	7.673	7.673	
Volumen de aire movilizado	m <sup>3</sup>	535.896	595.440	714.528	833.616	952.704	1.071.792	1.190.880	1.309.968	
Nº RENOVACIÓN AIRE ESTIMADO	adim	70	78	93	109	124	140	155	171	

Por consiguiente, según el tiempo de limpieza estimado de 550 días se obtendrá un número de renovaciones de aire de 171, es decir, se movilizará 171 veces el volumen de aire existente en el suelo.

**CAMPO DE PRUEBAS Nº 2**

De forma análoga se determinada el número de renovación de aire estimado para el campo de pruebas nº 2, utilizando la misma sistemática. El área de influencia de vacío estimado también se corresponde con el ancho existente entre los pozos de extracción (10 m) y la distancia entre los márgenes derecho e izquierdo y la amplitud del campo de pruebas.

Los datos utilizados para el cálculo del volumen estimado de aire existente en el suelo así como el volumen estimado de aire existente en el suelo se registran en la tabla siguiente:

**Tabla VIII.85: Volumen estimado de aire existente en el suelo (campo nº 2)**

Parámetro	Unidad	
Espesor zona no saturada	m	12,1
Área suelo bajo influencia vacío	m <sup>2</sup>	2.625
Porosidad aire	%	23,2
<b>Volumen de aire en el suelo</b>	<b>m<sup>3</sup></b>	<b>7.369</b>

En el Apdo. VII.4. Tasa de eliminación estimada, se determinó el caudal de extracción de aire esperado es de 8,36 m<sup>3</sup>/día por pozo, es decir 83,72 m<sup>3</sup>/día para todo el campo de pruebas. Según este caudal se determina el volumen de aire movilizado por unidad de tiempo. Como el tiempo de limpieza estimado es de 270 días, el cálculo del volumen de aire movilizado corresponde con ese periodo de tiempo, estableciendo dicho volumen de aire para : t = 0, (t<sub>0</sub>), t = 25 (t<sub>25</sub>), t = 50 (t<sub>50</sub>), t = 75 (t<sub>75</sub>), t = 100 (t<sub>100</sub>), t = 125 (t<sub>125</sub>), t = 150 (t<sub>150</sub>), t = 175 (t<sub>175</sub>), t = 200 (t<sub>200</sub>), t = 225 (t<sub>225</sub>), t = 250 (t<sub>250</sub>) y t = 275 (t<sub>275</sub>).

En la tabla siguiente se indican los datos utilizados y el volumen de aire movilizado estimado para los periodos de tiempo estipulados:

**Tabla VIII.86: Volumen estimado de aire movilizado por intervalo de tiempo (Campo nº 2)**

Parámetro	Unidad							
Intervalo de tiempo	días	1	25	50	75	100	125	
Volumen estimado de aire movilizado	m <sup>3</sup>	2.015	50.364	100.728	151.092	201.456	251.820	

Parámetro	Unidad						
Intervalo de tiempo	días	150	175	200	225	250	275
Volumen estimado de aire movilizado	m <sup>3</sup>	302.184	352.548	402.912	453.276	503.640	554.004

Conocidos el volumen de aire existente en el suelo y el volumen de aire movilizado por unidad de tiempo se determina el número de renovación estimado para el campo de pruebas n° 2:

Tabla VIII.87: Número de renovación de aire estimado (Campo n° 2)

Parámetro	Unidad												
Tiempo de limpieza	días	1	25	50	75	100	125	150	175	200	225	250	275
Área suelo bajo influencia vacío	m <sup>2</sup>	2.625	2.625	2.625	2.625	2.625	2.625	2.625	2.625	2.625	2.625	2.625	2.625
Espesor zona no saturada	m	12,1	12,1	12,1	12,1	12,1	12,1	12,1	12,1	12,1	12,1	12,1	12,1
Porosidad aire	%	23,2	23,2	23,2	23,2	23,2	23,2	23,2	23,2	23,2	23,2	23,2	23,2
Volumen de aire en el suelo	m <sup>3</sup>	7.369	7.369	7.369	7.369	7.369	7.369	7.369	7.369	7.369	7.369	7.369	7.369
Volumen de aire movilizado	m <sup>3</sup>	2.015	50.364	100.728	151.092	201.456	251.820	302.184	352.548	402.912	453.276	503.640	554.004
N° RENOVACIÓN AIRE ESTIMADO	adim	0	7	14	21	27	34	41	48	55	62	68	75

Por consiguiente se tiene que según el tiempo de limpieza estimado de 275 días se obtendrá un número de renovación de aire de 75, es decir, se movilizará 75 veces el volumen de aire existente en el suelo.

### VIII.2.1.3. Número de renovación de aire real (NRA<sub>R</sub>)

En el capítulo VI (VI. 2.1.5.y VI.2.2.5. Caudales de extracción y VI.2.1.6. y VI.2.2.6. Caudal de inyección de aire) se expuso el caudal de extracción de aire real que se produjo en ambos campos de pruebas a lo largo del tiempo de tratamiento, para cada pozo de extracción y de forma global para cada campo de pruebas. Las tablas con la relación de caudal se encuentran detalladas en el Anejo VI.

Con estos caudales y considerando el tiempo de tratamiento utilizado para eliminar la masa de hidrocarburos en fase absorbida en el suelo, calcularemos el n° de renovaciones de aire reales que se han producido.

### CAMPO DE PRUEBAS N° 1

El número de renovación de aire se ha calculado con los caudales de extracción de aire reales producidos y según el tiempo de tratamiento de funcionamiento y/o limpieza real del

campo de pruebas (200 días), considerando los siguientes intervalos de tiempo:  $t = 0$ , ( $t_0$ ),  $t = 25$  ( $t_{25}$ ),  $t = 45$  ( $t_{45}$ ),  $t = 50$  ( $t_{50}$ ),  $t = 75$  ( $t_{75}$ ),  $t = 100$  ( $t_{100}$ ),  $t = 125$  ( $t_{125}$ ),  $t = 140$  ( $t_{140}$ ),  $t = 150$  ( $t_{150}$ ),  $t = 175$  ( $t_{175}$ ) y  $t = 200$  ( $t_{200}$ ). Estos intervalos de tiempo se corresponden con los sondeos de comprobación y con el intervalo de tiempo considerado en el nº de renovación estimado (cada 25 días).

Se ha considerado el área de influencia del sistema de extracción de vapores y de inyección de aire respecto al centro de gravedad de presión de vacío (G), y teniendo en cuenta el radio de influencia de vacío y de inyección de 30 m calculado para todo el campo de pruebas.

En el Apdo. VIII.1.2.1.5. se ultima que existe una variación en el tiempo de parámetros como la porosidad al aire, el espesor de zona no saturada del suelo y el caudal de aire movilizado -la porosidad al aire y el caudal de extracción de aire se incrementan de forma correlativa en el tiempo, y según el bombeo producido el abatimiento del nivel freático variará haciéndolo de forma paralela el espesor de zona no saturada- por lo que es necesario considerar las referencias adecuadas de cada parámetro en cada intervalo de tiempo estudiado. Las referencias utilizadas en el cálculo del volumen de aire real existente en el suelo se detallan a continuación:

Tabla VIII.88: Volumen de aire en el suelo a lo largo del tiempo de tratamiento (campo nº 1)

Parámetro	Unidad												
Tiempo de tratamiento	días	0	25	45	50	75	100	125	140	150	175	200	
Área suelo bajo la influencia vacío	m <sup>2</sup>	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	
Espesor zona no saturada:	m	12,25	11,65	11,65	11,65	12,00	12,45	12,35	12,35	12,35	12,35	12,35	
Ramal I	m	12,2	11,6	11,6	11,6	11,7	12,0	12,1	12,1	12,1	12,3	12,3	
Ramal D	m	12,3	11,7	11,7	11,7	12,3	12,9	12,6	12,6	12,6	12,4	12,4	
Porosidad aire	%	23,2	23,2	24,2	24,1	24,3	24,3	24,4	24,5	24,5	24,5	24,5	
Volumen de suelo	m <sup>3</sup>	91.125	94.365	94.377	94.365	97.200	100.845	100.035	100.047	100.035	100.035	100.035	
Volumen de aire en el suelo	m <sup>3</sup>	21.141	21.893	22.839	22.742	23.620	24.505	24.409	24.512	24.509	24.509	24.509	

El volumen de aire existente en el suelo se incrementa en 3.368 m<sup>3</sup> debido al aumento de la porosidad al aire con el tiempo de tratamiento (por la disminución de la humedad del suelo) y a la variación del espesor de zona no saturada expuesta a la extracción e inyección de aire (por el descenso del nivel piezométrico por efecto del bombeo y la inyección de aire), pasando de 21.141 m<sup>3</sup> al inicio del tratamiento a 24.509 m<sup>3</sup> al final.

El volumen de aire movilizado en los tiempos estudiados  $t_0, t_{25}, t_{40}, t_{50}, t_{75}, t_{100}, t_{125}, t_{140}, t_{150}, t_{175}$ , y  $t_{200}$  se corresponderá al volumen de aire extraído e inyectado hasta ese tiempo, y por consiguiente será:

Tabla VIII.89: Volumen de aire movilizado a lo largo del tiempo de tratamiento (campo nº 1)

Parámetro	Unidad												
Intervalo de tiempo	días	0	25	45	50	75	100	125	140	150	175	200	
Volumen estimado aire movilizado	m <sup>3</sup>	1.526	240.180	428.814	482.050	728.047	1.020.738	1.410.462	1.511.625	1.612.000	2.083.667	2.620.800	

Por consiguiente, conocidos el volumen de aire existente en el suelo y el volumen de aire movilizado a lo largo del tiempo del tiempo de tratamiento, el número de renovación de aire real se indica a continuación:

Tabla VIII.90: Número de renovación de aire real (Campo de pruebas nº 1)

Parámetro	Unidad												
Tiempo de tratamiento	Días	0	25	45	50	75	100	125	140	150	175	200	
Area suelo bajo influencia vacío	m <sup>2</sup>	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	8.100	
Espesor Zona No Saturada	M	12,25	11,65	11,65	11,65	12,00	12,45	12,35	12,35	12,35	12,35	12,35	
Porosidad aire	%	23,2	23,2	24,2	24,1	24,3	24,3	24,4	24,5	24,5	24,5	24,5	
Volumen de suelo	m <sup>3</sup>	91.125	94.365	94.377	94.365	97.200	100.845	100.035	100.047	100.035	100.035	100.035	
Volumen de aire en el suelo	m <sup>3</sup>	21.141	21.893	22.836	22.742	23.620	24.505	24.409	24.509	24.509	24.509	24.509	
Volumen de aire movilizado	m <sup>3</sup>	1.526	240.180	428.814	482.050	728.047	1.020.738	1.410.462	1.511.625	1.612.000	2.083.667	2.620.800	
Nº RENOVACIÓN AIRE REAL	Adim	0	11	19	21	31	42	58	62	66	85	107	

El número de renovación de aire finalizado el tiempo de tratamiento a los 200 días es de 107, es decir, 45 veces mayor que el número de renovaciones estimado para el mismo periodo de tiempo; por consiguiente, se movilizó 107 veces el volumen de aire existente en el suelo, 45 veces más de lo esperado.

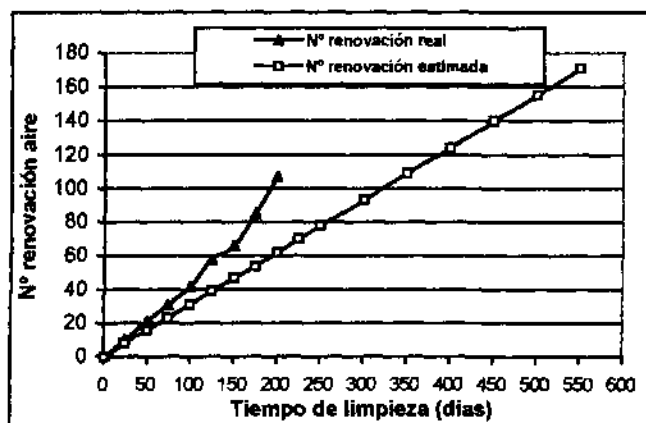
En el gráfico siguiente se muestra el número de renovación/es de aire estimado y real en función del tiempo de tratamiento o limpieza estudiados:

**Tabla VIII.91: Número de renovación de aire real y estimada con el tiempo de limpieza (campo de pruebas nº 1)**

<b>Tiempo de limpieza (días)</b>	<b>1</b>	<b>25</b>	<b>50</b>	<b>75</b>	<b>100</b>	<b>125</b>	<b>150</b>	<b>175</b>	<b>200</b>
<b>Nº de renovaciones aire real</b>	0	10	21	31	42	58	66	85	107
<b>Nº de renovaciones aire estimada</b>	0	8	16	23	31	39	47	54	62

<b>Tiempo de limpieza (días)</b>	<b>225</b>	<b>250</b>	<b>300</b>	<b>350</b>	<b>400</b>	<b>450</b>	<b>500</b>	<b>550</b>
<b>Nº de renovaciones aire real</b>	-	-	-	-	-	-	-	-
<b>Nº de renovaciones aire estimada</b>	70	78	93	109	124	140	155	171

**Fig. VIII.77: Número de renovación aire real y estimado – tiempo de limpieza (campo nº 1)**



En el gráfico se observa como al principio la diferencia entre el número de renovaciones no es muy elevada, incrementándose con el tiempo y finalizando con una diferencia de 45 renovaciones. Existe una gran discrepancia entre el tiempo real de limpieza empleado y el estimado.

**CAMPO DE PRUEBAS Nº 2**

Semejantemente al campo de pruebas anterior, se ha calculado el número de renovación de aire con los caudales de extracción de aire reales producidos y según el tiempo de tratamiento de funcionamiento y/o limpieza real del campo de pruebas (190 días), considerando los siguientes intervalos de tiempo: t = 0, (t<sub>0</sub>), t = 25 (t<sub>25</sub>), t = 35 (t<sub>35</sub>), t = 50 (t<sub>50</sub>), t = 75 (t<sub>75</sub>), t = 100 (t<sub>100</sub>), t = 125 (t<sub>125</sub>), t = 140 (t<sub>140</sub>), t = 150 (t<sub>150</sub>), t = 175 (t<sub>175</sub>) y t = 200 (t<sub>200</sub>).

Estos intervalos de tiempo se corresponden con los sondeos de comprobación y con el intervalo de tiempo considerado en el nº de renovación estimado (cada 25 días).

Se ha considerado el área de influencia del sistema de extracción de vapores y de inyección de aire respecto al centro de gravedad de presión de vacío (G) y considerando el radio de influencia de vacío y de inyección de 30 m calculado para todo el campo de pruebas.

En el Apdo. VIII.1.2.1.5. se ultima que existe una variación en el tiempo de parámetros como la porosidad al aire, el espesor de zona no saturada del suelo y el caudal de aire movilizado por lo que es necesario considerar las referencias adecuadas de cada parámetro en cada intervalo de tiempo estudiado.

Las referencias utilizadas en el cálculo del volumen de aire real existente en el suelo se detallan a continuación:

Tabla VIII.92: Volumen de aire en el suelo a lo largo del tiempo de tratamiento (campo nº 2)

Parámetro	Unidad	0	25	45	50	75	100	125	140	150	175	200
Tiempo de tratamiento	días											
Área suelo bajo la influencia vacío	m <sup>2</sup>	6.300	6.300	6.300	6.300	6.300	6.300	6.300	6.300	6.300	6.300	6.300
Espesor zona no saturada:	m	12,1	19,8	19,8	17,5	17,5	14,8	14,8	14,8	15,6	15,6	15,6
Ramal I	m	12,2	20,4	20,4	17,7	17,7	14,9	14,9	14,9	15,8	15,8	15,8
Ramal D	m	12,0	19,2	19,2	17,2	17,2	14,7	14,7	14,7	15,4	15,4	15,4
Porosidad aire	%	23,2	23,8	24,8	24,1	24,3	24,3	24,5	25,5	25,0	25,0	25,2
Volumen de suelo	m <sup>3</sup>	76.230	124.740	124.740	109.935	110.250	93.240	93.240	93.240	98.280	98.280	98.280
Volumen de aire en el suelo	m <sup>3</sup>	17.685	29.688	30.936	26.494	26.791	22.657	22.844	23.776	24.570	24.570	24.767

El volumen de aire existente final en el suelo se incrementa en 7.082 m<sup>3</sup>, pasando de 17.685 m<sup>3</sup> a 24.767 m<sup>3</sup>, como consecuencia de existir un alto espesor de zona no saturada y el incremento de la porosidad al aire en el suelo (por la disminución de la humedad del suelo con el tiempo de tratamiento). Hay que considerar que al principio del tratamiento descende el nivel piezométrico unos 7 m, y esos 7 m nuevos de zona no saturada pertenecen al acuífero existente en la capa de gravas, estando completamente saturado en agua, siendo la porosidad media al aire baja, suavizando el efecto del gran espesor de ZNS, ya que de no ser así el volumen de aire hubiera sido mucho mayor.

El volumen de aire movilizado en los tiempos estudiados  $t_0$ ,  $t_{25}$ ,  $t_{35}$ ,  $t_{50}$ ,  $t_{75}$ ,  $t_{100}$ ,  $t_{125}$ ,  $t_{140}$ ,  $t_{150}$ ,  $t_{175}$ , y  $t_{200}$  se corresponderá al volumen de aire extraído e inyectado hasta ese tiempo, y por consiguiente será:



Tabla VIII.93: Volumen de aire movilizado a lo largo del tiempo de tratamiento (campo n° 2)

Parámetro	Unidad												
Intervalo de tiempo	días	0	25	35	50	75	100	125	140	150	175	200	
Volumen estimado aire movilizado	m <sup>3</sup>	7.800	206.149	285.296	400.139	607.534	832.800	1.164.600	1.185.413	1.548.831	1.699.950	2.134.800	

Por consiguiente, conocidos el volumen de aire existente en el suelo y el volumen de aire movilizado a lo largo del tiempo del tiempo de tratamiento, el número de renovación de aire real se indica a continuación:

Tabla VIII.94: Número de renovación de aire real (Campo de pruebas n° 2)

Parámetro	Unidad												
Tiempo de tratamiento	días	0	25	35	50	75	100	125	140	150	175	200	
Área suelo bajo influencia vacío	m <sup>2</sup>	6.300	6.300	6.300	6.300	6.300	6.300	6.300	6.300	6.300	6.300	6.300	
Espesor Zona No Saturada	m	12,1	19,8	19,8	17,5	17,5	14,8	14,8	14,8	15,6	15,6	15,6	
Porosidad aire	%	23,2	23,8	24,8	24,1	24,3	24,3	24,5	25,5	25,0	25,0	25,2	
Volumen de suelo	m <sup>3</sup>	76.230	124.740	124.740	109.935	110.250	93.240	93.240	93.240	98.280	98.280	98.280	
Volumen de aire en el suelo	m <sup>3</sup>	17.685	29.688	30.936	26.494	26.791	22.657	22.844	23.776	24.570	24.570	24.767	
Volumen de aire movilizado	m <sup>3</sup>	7.800	206.149	285.296	400.139	607.534	832.800	1.164.600	1.185.413	1.548.831	1.699.950	2.134.800	
Nº RENOVACIÓN AIRE REAL	adim	0	7	9	15	23	37	51	50	63	69	86	

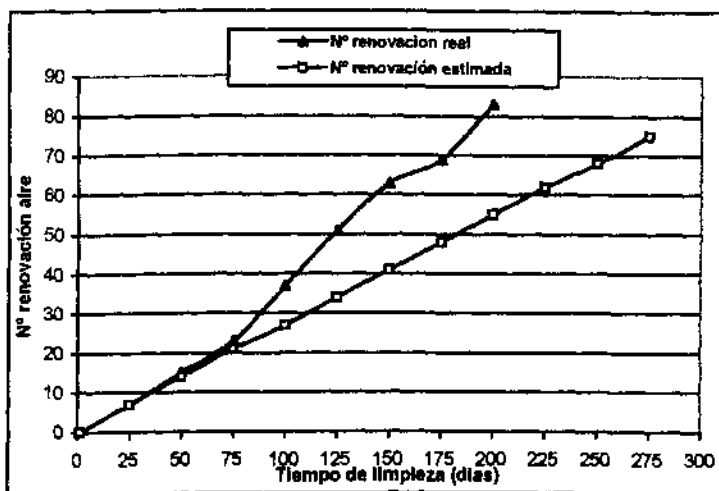
El número de renovaciones de aire finalizado el tiempo de tratamiento a los 200 días es de 86, es decir, 31 veces mayor que el número estimado para el mismo periodo de tiempo; por consiguiente, se movilizó 86 veces el volumen de aire existente en el suelo, 31 veces más de lo esperada.

En el gráfico siguiente se muestra el número de renovación/es estimado y real en función del tiempo de tratamiento o limpieza estudiados:

**Tabla VIII.95: Número de renovaciones de aire real y estimado con el tiempo de limpieza (campo de pruebas nº 2)**

Tiempo de limpieza (días)	1	25	50	75	100	125	150	175	200	225	250	275
Nº de renovaciones aire real	0	7	15	23	37	51	63	69	86	-	-	-
Nº de renovaciones aire estimada	0	7	14	21	27	34	41	48	55	62	68	75

**Fig. VIII.78: Numero de renovaciones aire real y estimado – tiempo de limpieza (campo nº 2)**



En el gráfico se observa como al principio el número de renovaciones real y estimado es prácticamente el mismo, incrementándose con el tiempo y finalizando con una diferencia de 31 renovaciones.

**VIII.2.2. Número de renovación de aire y masa de hidrocarburos eliminados**

En este apartado se relaciona el número de renovación de aire producido con la masa de hidrocarburos eliminados en el tiempo, y en concreto, con la masa de hidrocarburos que permanece en el medio desde el inicio hasta el final del tratamiento, cuando se alcanza el mayor grado de limpieza. El número de renovaciones de aire se corresponde solamente con el funcionamiento del sistema de extracción de vapores y la inyección de aire, por lo que solamente se consideran la eliminación de hidrocarburos por procesos de volatilización y por biodegradación.

Los procesos de volatilización se van a producir como consecuencia del aporte y movimiento de aire en el suelo, que al ponerse en contacto con la superficie del hidrocarburo se va a producir una conversión de constituyentes volátiles de la fase líquida a la fase vapor.

En el caso de la biodegradación, el aporte de oxígeno mediante la introducción de aire en el medio va a incrementar la concentración del principal aceptor de electrones necesario para que se produzcan los procesos de metabolismo bacteriano, cuyo fin es la utilización del hidrocarburo para la producción de energía (moléculas de ATP) con consumo de oxígeno (condiciones aerobias), originando como productos finales de la reacción moléculas de CO<sub>2</sub> y agua.

Se ha estudiado la relación entre ambas variables considerando el número de renovación de aire -real y estimada- y la masa de hidrocarburos eliminados -reales y estimados-. La masa eliminada real se determina teniendo en cuenta la masa de hidrocarburos que han sido eliminados por volatilización y por biodegradación, sin embargo en la estimación de hidrocarburos a eliminar no se consideraron los procesos de biodegradación por lo que solamente se tiene en cuenta la volatilización.

Por tanto, en este apartado se definirán dos modelos de descontaminación:

- Modelo de descontaminación estimado: que considera el número de renovaciones de aire estimada respecto de la masa eliminada estimada con el tiempo de limpieza estimado (volatilización).
- Modelo de descontaminación real: que considera el número de renovaciones de aire real respecto de la masa eliminada real con el tiempo de tratamiento (volatilización + biodegradación).

#### **VIII.2.2.1. Número de renovación de aire estimada y masa estimada de hidrocarburos eliminados (modelo de descontaminación estimado)**

##### **CAMPO DE PRUEBAS N° 1**

En el Apdo. VII.1. Tasa de eliminación estimada, se determinó la tasa de eliminación estimada por volatilización que iba a suceder en el campo de pruebas, en función del caudal de aire de extracción esperado por pozo y la concentración de hidrocarburos volátiles en el suelo. Esta tasa de eliminación se fijó en 19,17 kg/día, con un tiempo de limpieza estimado de 550 días, suponiendo que se eliminarían los 10.595,5 kg de hidrocarburos absorbidos en el suelo.

La evolución de la contaminación en el suelo, es decir, la cantidad de hidrocarburo que queda en el medio, frente a la evolución de la eliminación de los hidrocarburos por volatilización, se detalla en la tabla adjunta:

**Tabla VIII.96: Eliminación estimada de hidrocarburos por volatilización (campo nº 1)**

TIEMPO LIMPIEZA	días	1	50	75	150	200	250	300	350	400	450	500	550
Masa HC eliminados	Kg	19,17	959	1.438	2.876	3.834	4.793	5.751	6.710	7.668	8.627	9.585	10.544
Masa HC por eliminar	Kg	10.544	9.585	9.106	7.668	6.710	5.751	4.793	3.834	2.876	1.917	959	0
MASA HC existentes en suelo	Kg	10.544	9.585	9.106	7.668	6.710	5.751	4.793	3.834	2.876	1.917	959	0

A los 550 días de tratamiento se estima que se han eliminados 10.544 kg, es decir prácticamente todo el hidrocarburo inicial que existe tanto en fase absorbida en el suelo como en fase gas. A los 200 días (tiempo real de limpieza) la eliminación de los hidrocarburos con esta tasa de eliminación se situaría en 3.834 kg (36,2%).

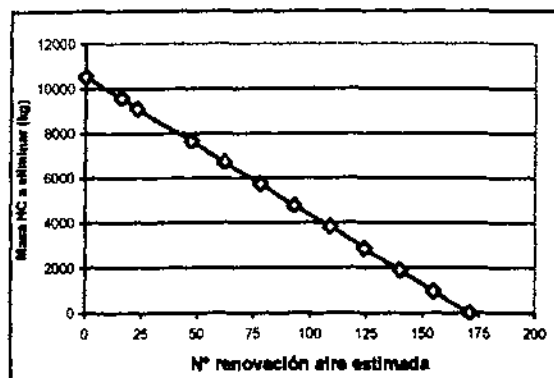
La masa estimada de eliminación de hidrocarburos respecto a número de renovaciones de aire se expone a continuación:

**Tabla VIII.97: Número de renovación de aire estimado y masa de hidrocarburos existentes en el suelo (Campo nº 1)**

TIEMPO LIMPIEZA	días	1	50	75	150	200	250	300	350	400	450	500	550
MASA HC existentes en suelo	Kg	10.544	9.585	9.106	7.668	6.710	5.751	4.793	3.834	2.876	1.917	959	0
Nº renovaciones aire estimado	adim	0	16	23	47	62	78	93	109	124	140	155	171

En el siguiente gráfico se muestran la relación existente entre ambas variables:

**Fig. VIII.79: Número de renovación de aire estimada – masa hidrocarburos por eliminar estimados (campo nº 1)**



En el gráfico se muestra como a medida que aumenta el tiempo lo hace el número de renovaciones de aire, y disminuye la masa de hidrocarburo existente en el medio, eliminándose totalmente a los 550 días y 171 renovaciones de aire.

**CAMPO DE PRUEBAS Nº 2**

En el Apdo. VII.4. Tasa de eliminación estimada, se determinó la tasa de eliminación estimada por volatilización que iba a suceder en el campo de pruebas, en función del caudal de aire de extracción esperado por pozo y la concentración de hidrocarburos volátiles en el suelo. Esta tasa de eliminación se fijó en 18,37 kg/día, con un tiempo de limpieza estimado de 270 días.

La evolución de la contaminación en el suelo, es decir, la cantidad de hidrocarburo que queda en el medio, frente a la evolución de la eliminación de los hidrocarburos por volatilización, se detalla en la tabla adjunta:

**Tabla VIII.98: Eliminación estimada de hidrocarburos por volatilización (campo nº 2)**

TIEMPO LIMPIEZA	días	1	25	50	75	100	125	150	175	200	250	275
Masa HC eliminados	Kg	18,37	459	919	1.378	1.837	2.296	2.756	3.215	3.674	4.593	5.052
Masa HC por eliminar	Kg	5.052	4.611	4.152	3.693	3.233	2.774	2.315	1.856	1.396	478	19
MASA HC existentes en suelo	Kg	5.052	4.611	4.152	3.693	3.233	2.774	2.315	1.856	1.396	478	19

A los 275 días de tratamiento se habrían eliminado 5.052 kg, es decir todo el hidrocarburo inicial que existe tanto en fase absorbida en el suelo como en fase gas, contabilizado como 4.940,5 kg. A los 200 días (tiempo real de limpieza) la eliminación de los hidrocarburos con esta tasa de eliminación se situaría en 3.674 kg (74,4 %).

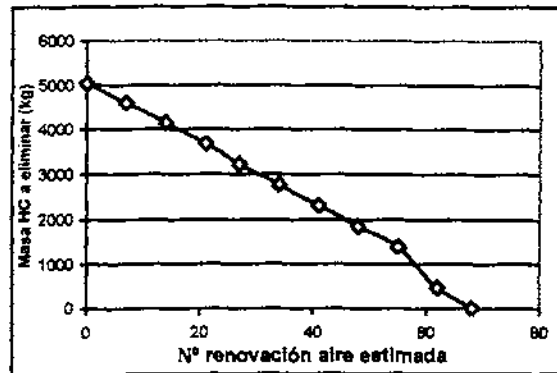
La masa estimada de eliminación de hidrocarburos respecto al número de renovación de aire se expone a continuación:

**Tabla VIII.99: Número de renovación de aire estimada y masa de hidrocarburos existentes en el suelo (Campo nº 2)**

TIEMPO LIMPIEZA	días	1	25	50	75	100	125	150	175	200	250	275
MASA HC existentes en suelo	Kg	5.052	4.611	4.152	3.693	3.233	2.774	2.315	1.856	1.396	478	19
Nº renovaciones aire estimado	adim	0	7	14	21	27	34	41	48	55	62	68

Análogamente al campo de pruebas nº 1 en el siguiente gráfico se muestran la relación existente entre ambas variables:

**Fig. VIII.80: Número de renovación de aire estimada – masa hidrocarburos estimados por eliminar (campo nº 2)**



En el gráfico se muestra como a medida que aumenta el tiempo el número de renovación de aire aumenta, disminuyendo la masa de hidrocarburo existente en el medio, eliminándose a los 275 días y 68 renovaciones de aire.

#### **VIII.2.2.2. Número de renovación de aire real y masa real de hidrocarburos eliminados (modelo de descontaminación real)**

##### **CAMPO DE PRUEBAS Nº 1**

En el Apdo. VII.2.4. Balance de masas, se indica la distribución de la contaminación y la evolución de la descontaminación en el tiempo. Los procesos que han actuado en la eliminación de la fase gas y la fase absorbida en el suelo, se corresponden a los producidos mediante la extracción de vapores e inyección de aire (línea de aire), es decir: volatilización y, en menor grado, biodegradación.

A continuación se indica la evolución de la eliminación de los hidrocarburos durante los 200 días de limpieza (198 días en concreto), y la masa de hidrocarburos que quedaban en el suelo (tabla VII. 84, Apdo. VII.2.4.3.3. Balance de hidrocarburos iniciales y eliminados durante el tratamiento):

Tabla VIII.100: Eliminación real hidrocarburos por volatilización y biodegradación (campo n° 1)

Tiempo de limpieza	días	1	45	75	140	200	TOTAL
MASA HC VOLATILIZADA	Kg	0	760	1.310	1.087	779	3.936
Masa por eliminar	Kg	3.936	3.176	2.626	779	0	-
MASA HC BIODEGRADADA	Kg	0	0	0	228,7	564,5	793,2
Masa por eliminar	Kg	0	0	793,2	564,5	0	-
<b>MASA TOTAL POR ELIMINAR</b>	<b>Kg</b>	<b>3.936</b>	<b>3.176</b>	<b>3.419,2</b>	<b>1.343,5</b>	<b>0</b>	<b>4.729,2</b>

A los 200 días de tratamiento se eliminaron 4.729,2 kg en total mediante la aplicación de la extracción de vapores y la inyección de aire, masa que es un 44,6% menos del valorado inicialmente (10.595,5 kg). Se eliminaron por volatilización 3.936 kg y por biodegradación 793,2 kg (4.729,2 kg en total), por lo que existe un déficit de 5.866 kg respecto a los 10.595 kg iniciales.

Sin embargo, a pesar de esta discrepancia, al final del tratamiento solamente quedan absorbidos en el suelo 45,1 kg y en fase gas 1,5 kg (46,6 kg en total), por lo que los 5.866 kg de hidrocarburos de diferencia no fueron eliminados mediante volatilización y biodegradación si no que dejaron de encontrarse en fase absorbida para pasar a fase libre y fase disuelta por procesos de desorción, eliminándose por el sistema de bombeo y tratamiento.

Este hecho se corrobora al producirse el efecto contrario con la fase libre evaluada, que se situó en 5.060,5 kg y se eliminaron en realidad 11.577 kg —es decir, 6.516,7 kg de diferencia, que descontando el producto libre añadido por aportes laterales, 3.087 kg y los no eliminados 589,05 kg, resulta en realidad una eliminación de 7.901 kg- por tanto, se eliminaron 3.429,5 kg más en forma de fase libre de la que existía en realidad como tal, que es la fase libre generada por los procesos de desorción de la fase absorbida en el suelo. De igual modo, se eliminaron mayor cantidad de hidrocarburos en fase disuelta que la existente inicialmente, hidrocarburos que proceden en parte de la desorción de la fase absorbida (299,8 kg).

Si consideramos la masa global de hidrocarburos eliminados por volatilización y biodegradación como la cantidad de hidrocarburos a eliminar por estos procesos, podemos calcular la masa de hidrocarburos existentes en el suelo por eliminar para cada intervalo de tiempo  $t(x)$  propuesto, es decir:

**Tabla VIII.101: Masa de hidrocarburos existentes en el medio durante los procesos de descontaminación (masa a eliminar)**

Tiempo de limpieza	días	1	45	75	140	200	TOTAL
Masa HC volatilizada	Kg	0	760	1.310	1.087	779	3.936
MASA HC VOLATILIZADA ACUM.	Kg	0	760	2070	3157	3936	
Masa HC por eliminar	Kg	3.936	3.176	2.626	779	0	-
Masa HC biodegradada	Kg	0	0	0	228,7	564,5	793,2
MASA HC BIODEGRADADA ACUM.	Kg	0	0	0	228,7	793,2	
Masa HC por eliminar	Kg	0	0	793,2	564,5	0	-
<b>MASA TOTAL POR ELIMINAR</b>	<b>Kg</b>	<b>4.729,2</b>	<b>3.969,2</b>	<b>2.659,2</b>	<b>1.343,5</b>	<b>0</b>	<b>4.729,2</b>

Si consideramos la masa eliminada cada 25 días de tratamiento, tendremos:

**Tabla VIII.102: Masa de hidrocarburos existentes en el medio durante los procesos de descontaminación (masa a eliminar)**

Tiempo de limpieza	días	1	25	50	75	100	125	150	175	200	TOTAL
MASA VOLATILIZADA ACUM.	Kg	0	264	933	2.070	2.349	2.907	3.250	3.649	3.936	3.936
Masa a eliminar	Kg	3.936	3.672	3.003	1.866	1.587	1.029	686	287	0	-
MASA BIODEGRADADA ACUM.	Kg	0	0	0	0	0	0	0	228,6	793,2	793,2
Masa a eliminar	Kg	0	0	0	0	0	0	793	565	0	-
<b>MASA TOTAL POR ELIMINAR</b>	<b>Kg</b>	<b>4.729</b>	<b>4.465</b>	<b>3.796</b>	<b>2.659</b>	<b>2.380</b>	<b>1.822</b>	<b>1.388</b>	<b>852</b>	<b>0</b>	<b>4.729,2</b>

Conocida la masa real de hidrocarburos existentes en el medio para eliminar en el tiempo, y el número de renovaciones de aire real originados, estudiaremos la relación existente entre ambas variables. Los datos se exponen a continuación:

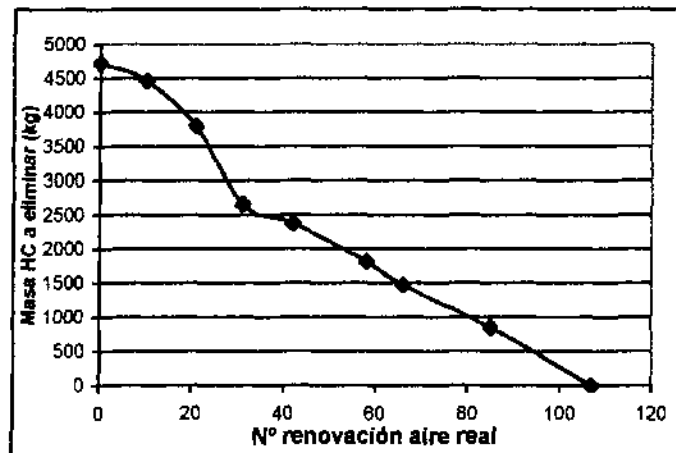
**Tabla VIII.103: Número de renovación de aire real y eliminación de hidrocarburos (Campo nº 1)**

Tiempo de limpieza	días	1	25	50	75	100	125	150	175	200
<b>MASA TOTAL POR ELIMINAR</b>	<b>Kg</b>	<b>4.729</b>	<b>4.465</b>	<b>3.796</b>	<b>2.659</b>	<b>2.380</b>	<b>1.822</b>	<b>1.388</b>	<b>852</b>	<b>0</b>
<b>Nº RENOVACIONES AIRE REAL</b>	<b>adim.</b>	<b>0</b>	<b>10</b>	<b>21</b>	<b>31</b>	<b>42</b>	<b>58</b>	<b>66</b>	<b>85</b>	<b>107</b>



En el gráfico se muestra como a medida que aumenta el tiempo y el número de renovación de aire disminuye la masa de hidrocarburo existente en el medio, eliminándose completamente los hidrocarburos a los 200 días y 107 renovaciones de aire.

Fig. VIII.81: Número de renovación de aire real – masa hidrocarburos por eliminar (campo nº 1)



**CAMPO DE PRUEBAS Nº 2**

En el Apdo. VII.5.4. Balance de masas, al igual que en el campo de pruebas nº 1, se indica la distribución de la contaminación y la evolución de la descontaminación en el tiempo. Los procesos que han actuado en la eliminación de la fase gas y la fase absorbida en el suelo, y que se corresponden a los producidos mediante la extracción de vapores e inyección de aire (línea de aire), son la volatilización y la biodegradación.

A continuación se indica la evolución de la eliminación de los hidrocarburos durante los 200 días de limpieza (191 días en concreto), y la masa de hidrocarburos que quedaban en el suelo:

Tabla VIII.104: Eliminación real de hidrocarburos por volatilización y biodegradación (campo nº 2)

Tiempo de limpieza	días	1	35	75	140	200	TOTAL
MASA HC VOLATILIZADA	Kg	0	451,9	709,2	1097	535,9	2.794
Masa por eliminar	Kg	2.794	2.342,1	1.632,9	535,9	0	
MASA HC BIODEGRADADA	Kg	0	12,1	72,6	759,1	1.366,7	2.210,5
Masa por eliminar	Kg	2.210,5	2.198,4	2.125,8	1.366,7	0	
MASA TOTAL POR ELIMINAR	Kg	5.004,5	4.540,5	3.758,7	1.902,6	0	5.004,5

A los 200 días de tratamiento se eliminaron 5.004,5 kg en total mediante la extracción de vapores y la inyección de aire, masa que se asemeja enormemente con la masa de hidrocarburos iniciales del valorados originariamente (5.517,4 kg), por lo que en este caso se deduce que mayoritariamente actuaron la volatilización y la biodegradación, y que prácticamente la totalidad de los hidrocarburos absorbidos y en fase gas fueron eliminados. Si consideramos la masa global de hidrocarburos eliminados por volatilización y biodegradación como la cantidad de hidrocarburos a eliminar por estos procesos, podemos calcular la masa de hidrocarburos existentes en el suelo para cada intervalo de tiempo  $t$  (x) propuesto, es decir:

**Tabla VIII.105: Masa de hidrocarburos existentes en el medio durante los procesos de descontaminación (masa a eliminar)**

Tiempo de limpieza	días	1	35	75	140	200	TOTAL
Masa HC volatilizada	Kg	0	451,9	709,2	1097	535,9	2.794
MASA HC VOLATILIZADA ACUM.	Kg	0	451,9	1.161,1	2.258,1	2.794	
Masa HC por eliminar	Kg	2.794	2.342,1	1.632,9	535,9	0	-
Masa HC biodegradada	Kg	0	12,1	72,6	759,1	1.366,7	2.210,5
MASA HC BIODEGRADADA ACUM.	kg	0	12,1	84,7	843,8	2.210,5	
Masa HC por eliminar	Kg	2.210,5	2.198,4	2.125,8	1.366,7	0	-
<b>MASA TOTAL POR ELIMINAR</b>	<b>Kg</b>	<b>5.004,5</b>	<b>4.540,5</b>	<b>3.758,7</b>	<b>1.902,6</b>	<b>0</b>	<b>5.004,5</b>

Si consideramos la masa eliminada cada 25 días de tratamiento, tendremos:

**Tabla VIII.106: Masa de hidrocarburos existentes en el medio durante los procesos de descontaminación (masa a eliminar)**

Tiempo de limpieza	días	1	25	50	75	100	125	150	175	200	TOTAL
MASA VOLATILIZADA ACUM.	Kg	0	344	633	1.022	1.582	1.951	2.378	2.583	2.794	2.794
Masa a eliminar	Kg	2.794	2.450	2.161	1.772	1.212	843	416	211	0	-
MASA BIODEGRADADA ACUM.	Kg	0	12,1	30	84,7	245	478,2	1.098	1.727	2.210	2.210,5
Masa a eliminar	Kg	2.210	2.198	2.181	2.126	1.966	1.732	1.113	484	0	-
<b>MASA TOTAL POR ELIMINAR</b>	<b>Kg</b>	<b>5.005</b>	<b>4.648</b>	<b>4.342</b>	<b>3.898</b>	<b>3.178</b>	<b>2.575</b>	<b>1.529</b>	<b>695</b>	<b>0</b>	<b>5.004,5</b>

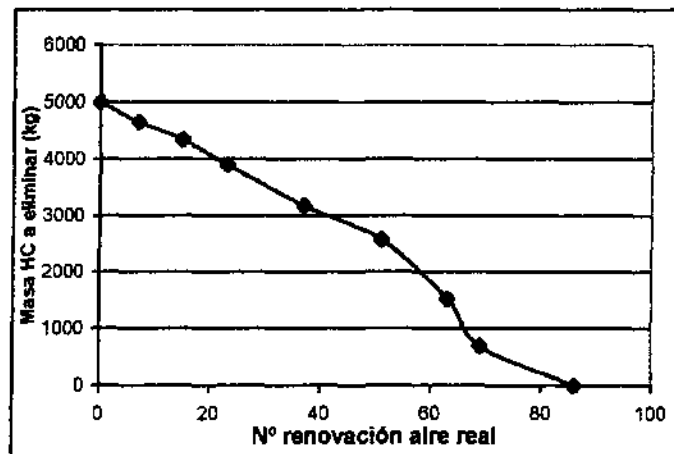
Conocida la masa real de hidrocarburos existentes en el medio para eliminar en el tiempo, y el número de renovaciones de aire real originados, estudiaremos la relación existente entre ambas variables. Los datos se exponen a continuación:

Tabla VIII.107: Número de renovación de aire real y eliminación de hidrocarburos (Campo n° 2)

Tiempo de limpieza	días	1	25	50	75	100	125	150	175	200
MASA TOTAL POR ELIMINAR	Kg	5.005	4.648	4.342	3.898	3.178	2.575	1.529	695	0
N° RENOVACIONES AIRE REAL	adim	0	7	15	23	37	51	63	69	86

En el gráfico se muestra como a medida que aumenta el tiempo y el número de renovación de aire disminuye la masa de hidrocarburo existente en el medio, eliminándose completamente los hidrocarburos a los 200 días (190 días) y 86 renovaciones de aire.

Fig. VIII.82: Número de renovación de aire real – masa hidrocarburos por eliminar (campo n° 2)



### VIII.2.2.3. Relación entre el modelo de descontaminación estimado y el modelo de descontaminación real

En los apartados anteriores se ha mostrado el desfase que existe entre el número de renovaciones de aire y la masa eliminada que se esperaba obtener y la acontecida realmente.

En este apartado se estudia la relación existente entre el número de renovación de aire estimadas y reales respecto de la masa de hidrocarburos eliminados en función tanto del tiempo de limpieza real como del estimado para cada campo de pruebas.

Así mismo, como ya se indicó en el Apdo. IV.7. descripción de casos reales, se ha buscado emplazamientos que pudieran utilizarse en un posible contraste de hipótesis o de criterio

para corroborar las investigaciones realizadas. La descripción de los *emplazamientos de contraste* se encuentra en el Anejo I.

Así, se ha calculado el nº de renovaciones de aire –real y estimada- y la masa de hidrocarburos a eliminar en el emplazamiento de contraste 1, el de mayor definición, y el nº de renovaciones real para los emplazamientos de contraste 2, 3 y 4.

### CAMPO DE PRUEBAS Nº 1

A continuación se muestra en conjunto los valores estimados y reales del número de renovaciones de aire y de la eliminación de hidrocarburos:

Tabla VIII.108: Número de renovación y masa eliminada real y estimada (campo nº 1)

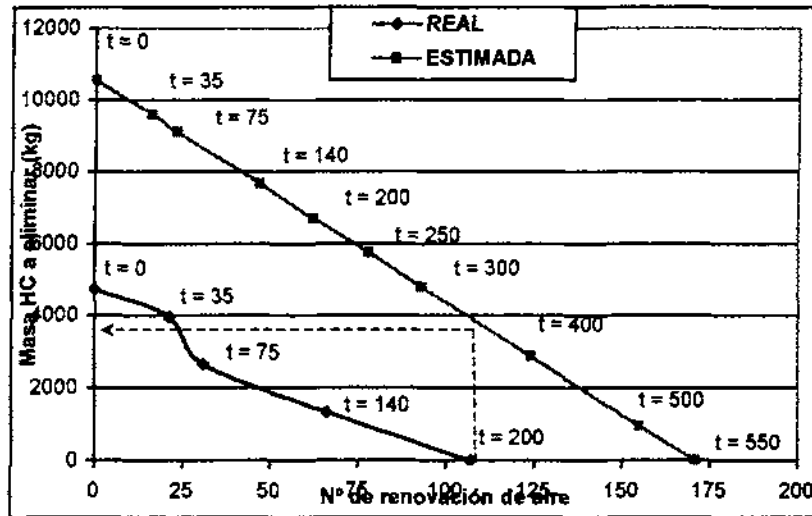
TIEMPO DE LIMPIEZA		días	1	45	75	140	200	250	300	400	500	550	
Nº RENOVACIÓN AIRE REAL		adim	0	21	31	66	107	-	-	-	-	-	TOTAL
MASA REAL	MASA VOLATILIZADA	Kg	0	760	1.310	1.087	779						3.936
	Masa a eliminar	Kg	3.936	3.176	2.626	779	0						
	MASA BIODEGRADADA	Kg	0	0	0	228,7	564,5						793,2
	Masa a eliminar	Kg	0	0	793	565	0						-
	MASA TOTAL	Kg	4.729	3.969	2.859	1.343	0	-	-	-	-	-	4.729,2 kg
Nº RENOVACIÓN AIRE ESTIMADA		adim	0	16	23	47	62	78	93	124	155	171	TOTAL
MASA HC ESTIMADA	MASA VOLATILIZADA	Kg	19,17	959	1.438	2.876	3.834	4.793	5.751	7.668	9.585	10.544	10.544
	Masa a eliminar	Kg	10.544	9.585	9.106	7.668	6.710	5.751	4.793	2.876	959	0	-
	MASA TOTAL	Kg	10.544	9.585	9.106	7.668	6.710	5.751	4.793	2.876	959	0	10.544 kg

Existe una diferencia entre la masa de hidrocarburos eliminados realmente y los estimados de 5.814,8 kg, que como ya hemos explicado anteriormente, pasaron a formar parte de la fase libre y disuelta en el medio, siendo eliminados mediante bombeo.

Los procesos de biodegradación respecto al la volatilización tienen muy poca relevancia y solamente tienen lugar al final del tratamiento. También se observa que además de existir tiempos de limpieza diferentes, el tiempo real ha sido menos de la mitad de lo esperado; el número de renovaciones de aire que se ha producido para el mismo intervalo de tiempo

también ha sido mayor que lo estimado. En el gráfico adjunto se muestra la evolución real y esperada de ambos parámetros:

Fig. VIII.83: Evolución real/estimada del nº de renovaciones de aire y la masa a eliminar (campo nº1)



Entre ambas curvas existe un desfase que se obtiene de la diferencia que existe entre la masa eliminada real y la estimada en un tiempo determinado  $t(x)$ ; así, a  $t = 200$  entre ambas curvas existe una diferencia de 895,2 kg (4.729,2 kg reales frente a 3.834 kg estimados), que se corresponden con los procesos de biodegradación que se han producido y que no se estimaron.

De forma global, entre ambas curvas existe un desfase de un 55,1% (5.815 kg), con un 39,7% de ese desfase correspondiente a los procesos de desorción y a un 15,4% a los procesos de biodegradación.

### CAMPO DE PRUEBAS Nº 2

De la misma forma que en el campo de pruebas nº 1, para el campo de pruebas nº 2 se relacionan la eliminación de hidrocarburos reales y estimados con respecto al número de renovaciones de aire que han tenido lugar.

En la tabla siguiente se muestra en conjunto los valores estimados y reales del número de renovación de aire y de la eliminación de hidrocarburos:

Tabla VIII.109: Número de renovación y masa eliminada real y estimada (campo nº 2)

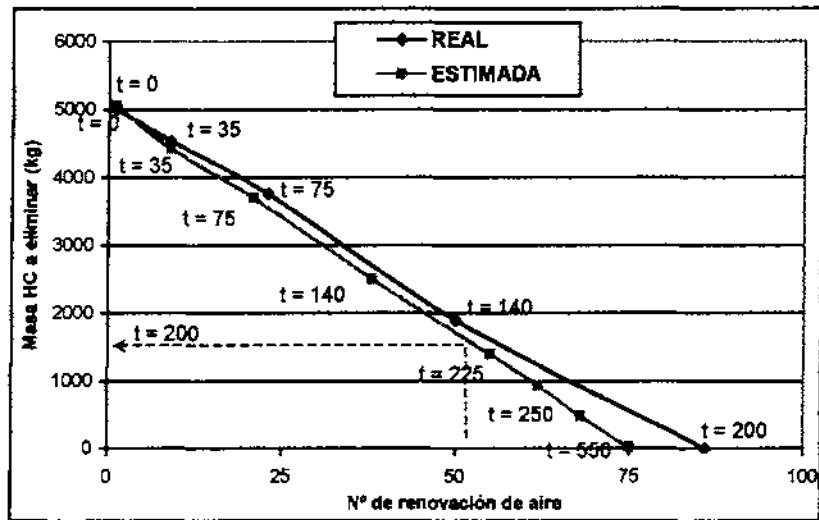
TIEMPO DE LIMPIEZA		días	1	35	75	140	200	225	250	275	
Nº RENOVACIÓN AIRE REAL		adim	1	9	23	50	86	-	-	-	TOTAL
MASA REAL	MASA VOLATILIZADA	Kg	0	451,9	1.161	2.258	2.794	-	-	-	2.794
	Masa a eliminar	Kg	2.794	2.342	1.632	535	0	-	-	-	-
	MASA BIODEGRADADA	Kg	0	12,1	84,7	843,8	2.210	-	-	-	2.210
	Masa e eliminar	Kg	2.210	2.198	2.125	1.366	0	-	-	-	-
	MASA TOTAL	Kg	5.004	4.540	3.758	1.902	0	-	-	-	5.004 kg
Nº RENOVACIÓN AIRE ESTIMADA		adim	0	10	21	38	55	62	68	75	TOTAL
MASA HC ESTIMADA	MASA VOLATILIZADA	Kg	18,37	643	1.378	2.572	3.674	4.133	4.593	5.052	5.052
	Masa a eliminar	Kg	5.052	4.427	3.692	2.498	1.396	937	478	18	-
	MASA TOTAL	Kg	5.052	4.427	3.692	2.498	1.396	937	478	18	5.052 kg

Existe una diferencia prácticamente despreciable (48 kg) entre la masa de hidrocarburos eliminados realmente y los estimados (5.004 kg reales frente a 5.052 kg estimados). La discrepancia con lo ocurrido realmente y lo estimado se encuentra en el tiempo de limpieza empleado –menor del estimado- y en la generación de los procesos de biodegradación, que en este caso tuvieron una gran notabilidad y que no fueron estimados.

Estos procesos de biodegradación respecto a la volatilización, al contrario que en el campo nº 1, si tienen mucha relevancia y tienen lugar casi desde el principio del tratamiento. También se observa que además de existir tiempos de limpieza diferentes, el tiempo real ha sido 75 días menor de lo esperado.

El número de renovaciones de aire que se ha producido para el mismo intervalo de tiempo también ha sido mayor que lo esperado. En el gráfico adjunto se muestra la evolución real y esperada de ambos parámetros:

Fig. VIII.84: Evolución real/estimada del nº de renovaciones de aire y la masa a eliminar (campo nº 2)



En  $t = 200$  entre ambas curvas existe un desfase de un 26,5%, correspondiente a 1.330 kg, que pertenecen a los procesos de biodegradación que han tenido lugar y que no se tuvieron en cuenta en la estimación.

### EMPLAZAMIENTO DE CONTRASTE 1

De los emplazamientos de contraste, solamente del de contraste 1 se tiene información completa y concisa de los procesos y de la evolución del sistema a lo largo del tiempo de tratamiento, con el balance de masas y el desglose de los procesos de eliminación que han tenido lugar. Todos los datos se exponen en el Anejo I.

Así mismo, dado que se conocen los valores de caudal de aire de extracción por alto vacío, la porosidad al aire, espesor de zona no saturada y el radio de influencia de vacío a lo largo del tratamiento, se ha calculado el número de renovaciones de aire -real y estimado-.

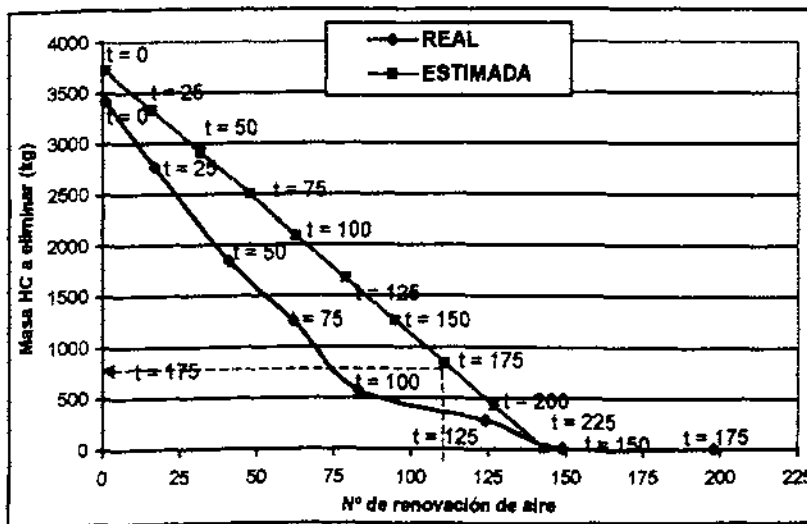
En la tabla VIII.110 se muestran los hidrocarburos eliminados por volatilización (1.543 kg) y biodegradación (1.881,8) durante los 170 días de tratamiento, con una suma total de 3.425,5 kg. La tasa de eliminación estimada fue de 16,56 kg/día.

Tabla VIII.110: Número de renovación y masa eliminada real y estimada ( emplazamiento de contraste 1)

TIEMPO DE LIMPIEZA		días	1	25	50	75	100	125	150	175	200	225	
Nº RENOVACIÓN AIRE REAL		adim	1	17	41	62	83	124	149	198	-	-	TOTAL
MASA REAL	MASA VOLATILIZADA	Kg	0,0	611,1	1.007,4	1.299,0	1.473,8	1.519,8	1.538,7	1.540,0	1.543,7	-	1.543,7
	Masa a eliminar	Kg	1.543,7	932,6	536,3	244,7	69,9	23,9	5,0	3,7	0,0	-	-
	MASA BIODEGRADADA	Kg	0	45,8	567,3	869,2	1.374,1	1.619,9	1.875,2	1.880	1.881,8	-	1.881,8
	Masa a eliminar	Kg	1881,8	1836,0	1314,5	1012,6	507,7	261,9	6,6	1,8	0,0	-	-
	MASA TOTAL	Kg	3.425,5	2.768,6	1.850,8	1.257,3	577,6	285,8	11,6	5,5	0,0	-	3.425,5 kg
Nº RENOVACIÓN AIRE ESTIMADA		adim	1	16	32	48	63	79	95	111	127	143	TOTAL
MASA HC ESTIMADA	MASA VOLATILIZADA	Kg	16,6	414,0	828,0	1242,0	1656,0	2070,0	2484,0	2898,0	3312,0	3726,0	3.726
	Masa a eliminar	Kg	3726,0	3328,6	2914,6	2500,6	2086,6	1672,6	1258,6	844,6	430,6	16,6	-
	MASA TOTAL	Kg	3726,0	3328,6	2914,6	2500,6	2086,6	1672,6	1258,6	844,6	430,6	16,6	3.726,0 Kg

Al igual que lo observado en los campos de pruebas nº 1 y nº 2, en el emplazamiento de contraste existe una discrepancia entre la masa de hidrocarburos eliminados realmente y los estimados (3.425,5 kg reales frente a 3.726,0 kg estimados). La diferencia con lo ocurrido realmente y lo estimado se encuentra en el tiempo de limpieza empleado –menor del estimado- y en la generación de los procesos de biodegradación, que en este caso tuvieron una enorme notabilidad (más de la mitad de los hidrocarburos eliminados fueron por biodegradación) y que no fueron estimados.

Fig. VIII.85: Evolución real/estimada del nº de renovaciones de aire y la masa a eliminar (emplazamiento de contraste 1)





En  $t = 175$  entre ambas curvas existe un desfase de un 24,6%, correspondiente a 844,6 kg, que pertenecen a los procesos de biodegradación que han tenido lugar y que no se tuvieron en cuenta en la estimación.

### **EMPLAZAMIENTOS DE CONTRASTE 2, 3 Y 4**

De estos emplazamientos solamente se tiene información sobre las características del emplazamiento, el tiempo real de tratamiento empleados, el número real de renovaciones finales y el grado de limpieza final obtenido, no se posee datos sobre la masa de hidrocarburos eliminados. Vamos a trabajar con la hipótesis de que en mayor o menor grado existió biodegradación aunque no esté cuantificada.

En la tabla siguiente se muestran los datos para los tres emplazamientos.

Tabla VIII.111: Número de renovaciones de aire en los emplazamientos de contraste 2, 3 y 4

EMPLAZAM. CONTRASTE	Tiempo tratam.	Área de influencia de vacío	Espesor ZNS	Porosidad aire	Volumen aire en el suelo	Volumen de aire movilizado	Nº RENOVACIONES DE AIRE
	días	m <sup>2</sup>	m	%	m <sup>3</sup>	m <sup>3</sup>	adim
2	200	6.718	5,5	25,5	9.421,6	1.584.000	168
3	342	1.724	2,4	26,5	11.272,5	2.052.000	182
4	295	1.418	3,45	23,5	11.503,7	2.053.200	178

### Conclusiones

- Existe una discrepancia en cuanto al tiempo de limpieza estimado y el real, siendo el tiempo de limpieza real mucho menor de lo estimado.
- El número de renovación de aire estimado es menor que el real, ya que en la realidad influyen parámetros -porosidad al aire, humedad del suelo, volumen de aire movilizado y espesor de zona no saturada- que aumentan el área de paso del aire y hacen que con el tiempo el número de renovaciones de aire sea superior a lo estimado.
- En el campo de pruebas nº 1 se ha producido una menor volatilización de la esperada, a pesar de que el número de renovación de aire fue muy superior a lo esperado, ya que tuvieron lugar procesos de desorción que disminuyeron la masa de hidrocarburos susceptibles de ser volatilizados. Los procesos de desorción se corresponden con casi

un 39,7% del total eliminado; la biodegradación, por contra, tiene menor identidad, un 15,4%.

- En el campo de pruebas nº 2, sin embargo, la masa de hidrocarburos eliminada global es la misma que la estimada, pero se produjo en 85 días menos de lo estimado, existiendo un desfase del 26,5% respecto al estimado, desfase que se corresponde con los procesos de biodegradación, que en esta prueba piloto alcanza una gran importancia y que inicialmente no se consideraron.
  
- Los resultados obtenidos del emplazamiento de contraste 1 son similares a los de los campos de pruebas, en donde se observa que el nº de renovaciones de aire real es menor al estimado, al igual que el tiempo de tratamiento necesario para la eliminación de los hidrocarburos, dado que no se consideran los procesos de biodegradación en conjunto con la volatilización.

### VIII.3. TASA DE RENOVACIÓN DE AIRE

Se define la **tasa de renovación de aire (TRA)** como el número de renovaciones de aire que son necesarias para eliminar la totalidad de los hidrocarburos por unidad de tiempo, es decir:

$$\text{TASA RENOVACIÓN AIRE (TRA)} = \frac{\text{N}^\circ \text{ renovaciones de aire } (t_{(x)})}{\text{Masa HC volatilizada y/o biodegradada } (t_{(x)})}$$

Por tanto, para eliminar todos los hidrocarburos que existen en el medio en fase absorbida y en fase gas se necesitará un determinado número de renovaciones de aire, renovaciones que se obtendrán en un determinado intervalo de tiempo.

En este apartado se definirá la tasa de renovación de aire real y estimada para cada campo de pruebas y se formalizarán los resultados obtenidos en un gráfico donde se muestre el número de renovaciones necesarias y el tiempo a emplear necesario para la obtención de un determinado grado de limpieza.

#### VIII.3.1. Determinación de la tasa de renovación de aire (TRA)

##### VIII.3.1.1. Tasa de renovación de aire estimada (TRA<sub>E</sub>)

##### **CAMPO DE PRUEBAS N° 1**

La masa de hidrocarburos que inicialmente se propuso eliminar mediante extracción de vapores fueron 10.595,5 kg, hidrocarburos que se eliminarían con una tasa de eliminación de 19,17 kg/día, siendo necesario emplear para ello un tiempo de limpieza de 550 días.

El número de renovaciones de aire que se producirían a los 550 días, considerando el caudal de extracción estimado de 99,24 m<sup>3</sup>/h y el volumen de aire posible de movilizar, ascenderían a 171.

Por tanto, la tasa de renovación estimada sería:

$$\text{Tasa de renovación de aire ESTIMADA (t = 550 días)} = \frac{10.595,5}{171} = 62$$

Es decir, para la eliminación total de los hidrocarburos (100% de limpieza) se necesitaría una tasa de renovación de aire de **62**.

### **CAMPO DE PRUEBAS N° 2**

La masa de hidrocarburos que inicialmente se propuso eliminar mediante extracción de vapores fueron 5.515,2 kg, hidrocarburos que se eliminarían con una tasa de eliminación de 18,37 kg/día, siendo necesario emplear para ello un tiempo de limpieza de 270 días.

El número de renovaciones de aire que se producirían a los 270 días, considerando el caudal de extracción estimado de 83,94 m<sup>3</sup>/h y el volumen de aire posible de movilizar, ascendieron a 75.

Por tanto, la tasa de renovación estimada sería:

$$\text{Tasa de renovación de aire ESTIMADA (t = 270 días)} = \frac{5.515,2}{75} = 73$$

Es decir, para la eliminación total de los hidrocarburos (100% de limpieza) se necesitaría una tasa de renovación de aire de **73**.

### **EMPLAZAMIENTO DE CONTRASTE 1**

La masa de hidrocarburos que inicialmente se propuso eliminar mediante extracción de vapores fueron 3.713 kg, hidrocarburos que se eliminarían con una tasa de eliminación de 16,56 kg/día, siendo necesario emplear para ello un tiempo de limpieza de 225 días.

El número de renovaciones de aire que se producirían a los 225 días, considerando el caudal de extracción estimado de 108 m<sup>3</sup>/h y el volumen de aire posible de movilizar, ascendieron a 143.

Por tanto, la tasa de renovación estimada sería:

$$\text{Tasa de renovación de aire ESTIMADA (t = 225 días)} = \frac{3,726}{143} = 26$$

Es decir, para la eliminación total de los hidrocarburos (100% de limpieza) se necesitaría una tasa de renovación de aire de 26.

### VIII.3.1.2. Tasa de renovación de aire real (TRA<sub>R</sub>)

#### **CAMPO DE PRUEBAS N° 1**

La masa de hidrocarburos que se eliminaron mediante extracción de vapores e inyección de aire fueron 4.729,2 kg, con una tasa de eliminación de 23,88 kg/día, siendo necesario emplear para ello un tiempo de limpieza de 198 días.

El número de renovaciones de aire que se producirían a los 198 días ascendió a 107, considerando el caudal de aire movilizado, las condiciones de porosidad al aire, espesor no saturado de suelo, y área de influencia de vacío existentes.

Por tanto, la tasa de renovación real sería:

$$\text{Tasa de renovación de aire REAL (t = 198 días)} = \frac{4.729,2}{107} = 44$$

Es decir, para la eliminación total (100% de limpieza) de los hidrocarburos se necesitaría una tasa de renovación de aire de 44.

#### **CAMPO DE PRUEBAS N° 2**

La masa de hidrocarburos que se eliminaron mediante extracción de vapores e inyección de aire fueron 5.004,5 kg, con una tasa de eliminación de 26,3 kg/día, siendo necesario emplear para ello un tiempo de limpieza de 190 días.

El número de renovaciones de aire que se producirían a los 190 días ascendió a 86, considerando el caudal de aire movilizado, las condiciones de porosidad al aire, espesor no saturado de suelo, y área de influencia de vacío existentes.

Por tanto, la tasa de renovación real sería:

$$\text{Tasa de renovación de aire}_{\text{REAL}} (t = 190 \text{ días}) = \frac{5.004,5}{86} = 58$$

Es decir, para la eliminación total (100% de limpieza) de los hidrocarburos se necesitaría una tasa de renovación de aire de 58.

### ***EMPLAZAMIENTO DE CONTRASTE 1***

La masa de hidrocarburos que se eliminaron mediante extracción de vapores e inyección de aire fueron 3.425,5 kg, con una tasa de eliminación de 20,15 kg/día, siendo necesario emplear para ello un tiempo de limpieza de 170 días.

El número de renovaciones de aire que se producirían a los 170 días ascendió a 198, considerando el caudal de aire movilizado, las condiciones de porosidad al aire, espesor no saturado de suelo, y área de influencia de vacío existentes.

Por tanto, la tasa de renovación real sería:

$$\text{Tasa de renovación de aire}_{\text{REAL}} (t = 170 \text{ días}) = \frac{3.425,5}{198} = 17$$

Es decir, para la eliminación total (100% de limpieza) de los hidrocarburos se necesitaría una tasa de renovación de aire de 17.

### **Conclusiones**

- En el cuadro siguiente se muestra el resumen de la tasa de renovación estimada y real para ambos campos de pruebas y el emplazamiento de contraste:

Tabla VIII.112: Tasa de renovación de aire estimada y real para el 100% de limpieza

	Tasa de renovación de aire		
	CAMPO N° 1	CAMPO N° 2	EMPLAZAM. CONTRASTE 1
ESTIMADA	62	73	26
REAL	44	58	17
Coefficiente tasa real/estimada	1,4	1,3	1,5

La tasa de renovación de aire real es, en todo caso, menor que la estimada, con un coeficiente de correlación entre la tasa real y la estimada en torno al 1,4.

- La tasa de renovación de aire real es menor que la estimada, debido a dos factores fundamentalmente, por un lado por que en la circunstancias reales el número de renovaciones de aire es mayor en el contexto que el estimado -dado que el propio efecto del paso del aire por los huecos intersticiales del suelo hace que disminuya la humedad del suelo incrementándose la porosidad al aire, y, por el incremento del espesor de zona no saturada por el efecto del bombeo del agua-, y por otra parte, por que los procesos de biodegradación y el mayor número de renovaciones de aire aceleran la evolución de la descontaminación, disminuyendo el tiempo de tratamiento real.

### VIII.3.2. Hidrocarburos eliminados respecto al aire movilizado

Al conocer la cantidad de aire movilizado por unidad de tiempo y la masa eliminada total, podemos conocer la correspondencia entre la masa de hidrocarburo eliminado por m<sup>3</sup> de suelo y el volumen de aire movilizado en el mismo m<sup>3</sup> de suelo. Es decir:

$$\text{Volumen de aire movilizado por m}^3 \text{ de suelo} = \frac{\text{Volumen de aire movilizado en el suelo}}{\text{Volumen de suelo}}$$

$$\text{Masa hidrocarburo eliminada por m}^3 \text{ de suelo} = \frac{\text{Masa de hidrocarburo eliminada en el suelo}}{\text{Volumen de suelo}}$$

**CAMPO DE PRUEBAS N° 1**

Por tanto, si el volumen de aire movilizado total fue de 2.620.800 m<sup>3</sup> y el volumen de suelo bajo la influencia del sistema de aire fue de 100.035 m<sup>3</sup> (tabla VIII.88), entonces habrá un movimiento de 26,1 m<sup>3</sup> de aire por m<sup>3</sup> de suelo:

$$\text{Volumen de aire movilizado por m}^3 \text{ de suelo} = \frac{2.620.800 \text{ m}^3}{100.035 \text{ m}^3} = 26,1 \text{ m}^3 \text{ aire movilizado/m}^3 \text{ de suelo}$$

Y si la masa de hidrocarburos eliminados ascendió a 4.729,2 kg (tabla VIII.100) y el volumen de suelo bajo la influencia del sistema de aire fue de 100.035 m<sup>3</sup>, entonces se eliminaron de media 0,047 kg de hidrocarburo en cada m<sup>3</sup> de suelo:

$$\text{Masa hidrocarburo eliminada por m}^3 \text{ de suelo} = \frac{4.729,2 \text{ kg}}{100.035 \text{ m}^3} = 0,047 \text{ kg de HC /m}^3 \text{ de suelo}$$

Haciendo el cálculo para cada intervalo de tiempo, considerando el volumen de aire movilizado y de suelo, y la masa eliminada para cada periodo, se observa la progresiva evolución de la movilización de aire en el suelo y la disminución de la eliminación de la masa de hidrocarburos en el suelo con un incremento al final del tratamiento que coincide con el comienzo de los procesos de biodegradación:

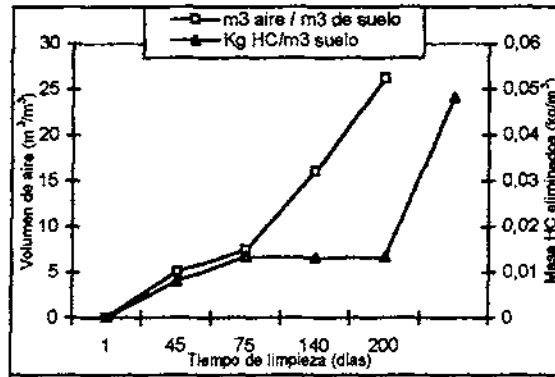
**Tabla VIII.113: Proporción entre el volumen de aire movilizado y la masa eliminada por m<sup>3</sup> de suelo (Campo n° 1)**

Tiempo de limpieza real días	Volumen de aire movilizado por m <sup>3</sup> de suelo m <sup>3</sup> aire / m <sup>3</sup> de suelo	Masa de HC eliminado por m <sup>3</sup> de suelo Kg HC/m <sup>3</sup> suelo
1	0,0	0,0000
45	5,1	0,0081
75	7,5	0,0135
140	16,1	0,0132
200	26,2	0,0134
<b>MEDIA</b>	<b>26,9</b>	<b>0,0482</b>

En el gráfico adjunto se ve la evolución anteriormente descrita:



Fig. VIII.86: Volumen de aire movilizado y la masa eliminada por m<sup>3</sup> de suelo (Campo n° 1)



**CAMPO DE PRUEBAS N° 2**

En el campo de pruebas n° 2, si el volumen de aire movilizado total fue de 2.134.800 m<sup>3</sup> y el volumen de suelo bajo la influencia del sistema de aire fue de 98.280 m<sup>3</sup> (tabla VIII.92), entonces habrá un movimiento de 21,7 m<sup>3</sup> de aire por m<sup>3</sup> de suelo:

$$\text{Volumen de aire movilizado por m}^3 \text{ de suelo} = \frac{2.134.800 \text{ m}^3}{98.280 \text{ m}^3} = 21,7 \text{ m}^3 \text{ aire movilizado/m}^3 \text{ de}$$

suelo

Y si la masa de hidrocarburos eliminados ascendió a 5.004,5 kg (tabla VIII.104) y el volumen de suelo bajo la influencia del sistema de aire fue de 98.280 m<sup>3</sup>, entonces se eliminaron de media 0,051 kg de hidrocarburo en cada m<sup>3</sup> de suelo:

$$\text{Masa hidrocarburo eliminada por m}^3 \text{ de suelo} = \frac{5.004,5 \text{ kg}}{98.280 \text{ m}^3} = 0,051 \text{ kg de HC /m}^3 \text{ de suelo}$$

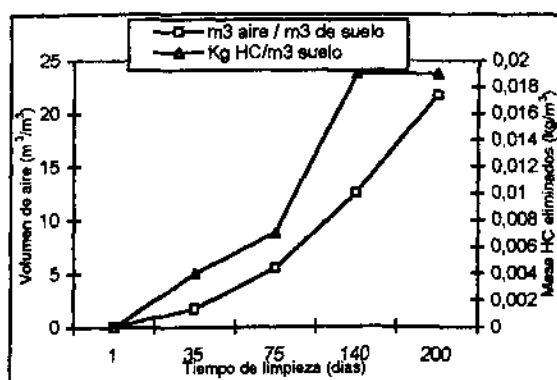
Haciendo el calculo para cada intervalo de tiempo, considerando el volumen de aire movilizado y de suelo, y la masa eliminada para cada periodo, se observa la progresiva evolución de la movilización de aire en el suelo y la disminución de la eliminación de la masa de hidrocarburos en el suelo; ahora bien, esta disminución no se produce hasta la segunda mitad del tiempo de tratamiento, y representa que la mayor eliminación de hidrocarburos se produjo en la primera mitad del tratamiento, con una fuerte acción de la biodegradación.

Tabla VIII.114: Proporción entre el volumen de aire movilizado y la masa eliminada por  $m^3$  de suelo (Campo n° 2)

Tiempo de limpieza real días	Volumen de aire movilizado por $m^3$ de suelo $m^3$ aire / $m^3$ de suelo	Masa de HC eliminado por $m^3$ de suelo Kg HC/ $m^3$ suelo
1	0,1	0,000
35	1,7	0,004
75	5,5	0,007
140	12,5	0,019
200	21,7	0,019
<b>MEDIA</b>	<b>21,3</b>	<b>0,050</b>

En el gráfico adjunto se ve la evolución anteriormente descrita:

Fig. VIII.87: Volumen de aire movilizado y la masa eliminada por  $m^3$  de suelo (Campo n° 2)



### Conclusiones:

- A medida que existe un coeficiente mayor de volumen de aire por  $m^3$  de suelo el coeficiente de masa de hidrocarburos eliminados por  $m^3$  de suelo aumenta.
- El volumen de aire movilizado medio en el campo n° 1 fue de  $26,9 m^3$  de aire/ $m^3$  de suelo y de  $21,3 m^3$  de aire / $m^3$  de suelo en el campo n° 2.
- La masa de hidrocarburo media eliminada por  $m^3$  de suelo tratado fue de  $0,048 kg/m^3$  en el campo de pruebas n° 1 y de  $0,050 kg/m^3$  en el campo n° 2.
- Por tanto, la masa de hidrocarburos eliminados por kilo de suelo tratado es similar en ambos campos de pruebas.

### VIII.4. ECUACIÓN REFERENCIAL DE LA DESCONTAMINACIÓN

En el Apdo. VIII.2. Número de renovación de aire, se ha indicado la relación existente entre el número de renovación de aire (NRA) -estimada y real- y la masa de hidrocarburos eliminados -estimados y reales-, mostrando las curvas de evolución de dichas variables para los dos campos de pruebas y el emplazamiento de contraste 1.

Cada campo de pruebas tiene un comportamiento diferente, sin embargo existe una similitud entre ambas curvas, que queda expuesta mediante una ecuación que enlace los parámetros que han intervenido en la evolución de ambos sistemas.

En las figuras siguientes se muestran las curvas de descontaminación reales y estimadas de los dos campos de pruebas, añadiendo la ecuación de ajuste de cada recta ( $y = a x + b$ ). En la siguiente tabla se resumen las ecuaciones de ajuste de las rectas:

Tabla VIII.115: Ecuaciones de ajuste de las rectas de descontaminación

	CAMPO Nº 1	CAMPO Nº 2	EMPLAZ. CONTRASTE 1
REAL	$y = -44,77 x + 4.554$	$y = -59,7 x + 5.060$	$y = -17,47 x + 2.747$
ESTIMADA	$y = -61,8 x + 10.552$	$y = -67,4 x + 5.086$	$y = -26,14 x + 3.747$

Fig. VIII.88: Curva de descontaminación real y estimada del campo de pruebas nº 1

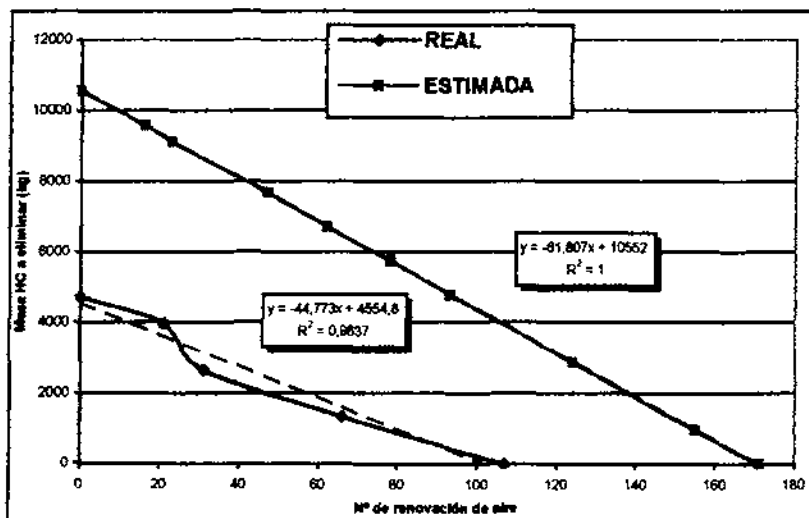


Fig. VIII.89: Curva de descontaminación real y estimada del campo de pruebas nº 2

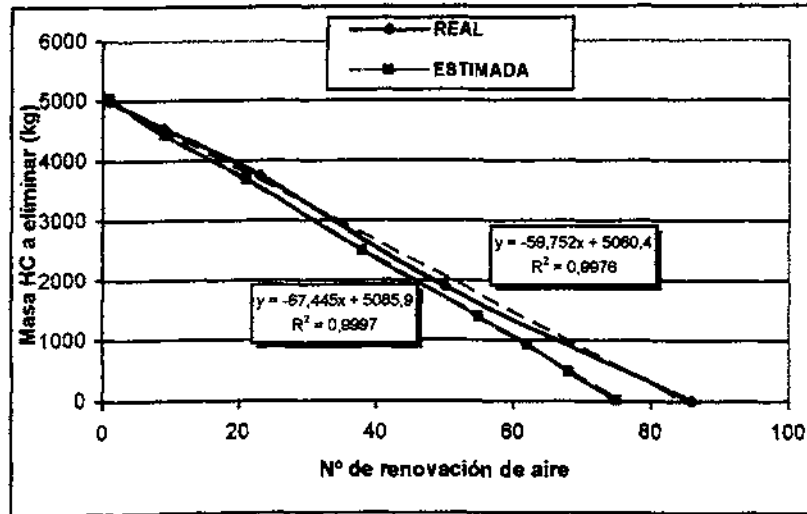
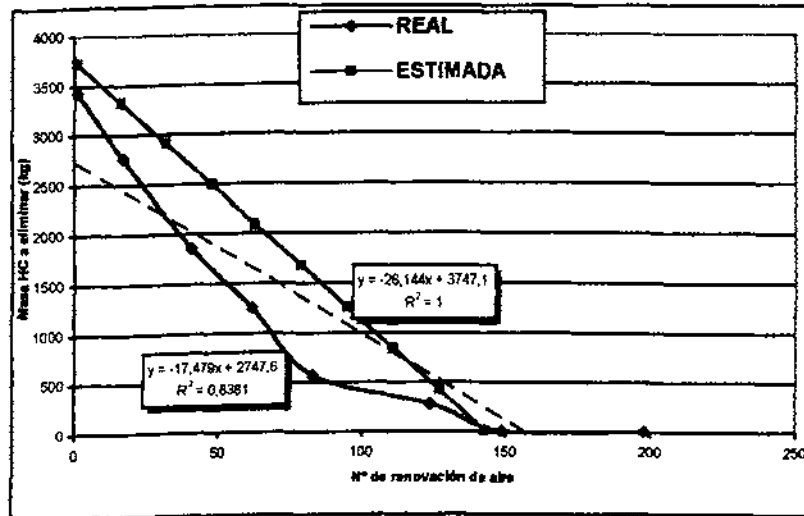


Fig. VIII.90: Curva de descontaminación real y estimada del emplazamiento de contraste 1



El coeficiente "x" de las ecuaciones representa el número de renovación de aire (NRA) para un tiempo de tratamiento determinado, y el coeficiente "y" la masa de hidrocarburos a eliminar (ME).

La y se define como:

y = Masa de hidrocarburos a eliminar en un tiempo de tratamiento o limpieza: MA<sub>(tx)</sub>

La x se define como:

$$\begin{aligned}
 x &= \frac{\text{Volumen aire movilizado}}{\text{Volumen de huecos libres al aire}} = \\
 &= \frac{\text{Caudal aire x tiempo}}{\text{Área bajo influencia sistema aireación x espesor zona no saturada x porosidad aire}} = \\
 &= \frac{Q_a \times t}{A \times b \times n_a}
 \end{aligned}$$

Donde:

- $Q_a$  = Caudal de aire movilizado (m<sup>3</sup>/día)  
 $t$  = Tiempo de tratamiento (días)  
 $A$  = Área bajo influencia del sistema de aireación -vacío e inyección- (m<sup>3</sup>)  
 $B$  = Espesor de zona no saturada (m)  
 $n_a$  = Porosidad al aire del suelo (%/100)

Estudiando las ecuaciones de ajuste ( $y = a x + b$ ) deducimos que los valores de  $a$  y  $b$  de las rectas representan parámetros similares según sea la curva de descontaminación real o la estimada. El valor de "a" se relaciona con la masa total eliminada (real o estimada) dividido por el nº total de renovaciones de aire, y el valor de "b", se corresponde con la masa inicial de hidrocarburos existentes. Estas ecuaciones quedan representadas del siguiente manera:

Ecuación respecto a la estimación de la descontaminación:

$$y = - \frac{M_0}{NRA_E} x + M_0$$

es decir

$$ME_E = - \frac{M_0}{NRA_E} \times \frac{Q_a \times t}{A \times b \times n_a} + M_0$$

Donde:

- $ME_E$  = Masa de hidrocarburos a eliminar estimados (kg)  
 $NRA_E$  = Número de renovación total de aire estimada (adim)  
 $Q_a$  = Caudal de aire movilizado (m<sup>3</sup>/día)  
 $t$  = Tiempo de tratamiento (días)  
 $A$  = Área bajo influencia del sistema de aireación -vacío e inyección- (m<sup>3</sup>)  
 $B$  = Espesor de zona no saturada (m)

- $n_a$  = Porosidad al aire del suelo (%/100)  
 $M_0$  = Masa inicial de hidrocarburos absorbidos existentes (kg)

Ecuación respecto a la descontaminación real:

$$y = - \frac{M_0}{NRA_R} x + M_0$$

Es decir:

$$ME_R = - \frac{M_0}{NRA_R} x \frac{Q_a x t}{A x b x n_a} + M_0$$

Donde:

- $MA_R$  = Masa de hidrocarburos a eliminar real (kg)  
 $NRA_R$  = Número total de renovación de aire real (adim)  
 $Q_a$  = Caudal de aire movilizado (m<sup>3</sup>/día)  
 $t$  = Tiempo de tratamiento (días)  
 $A$  = Área bajo influencia del sistema de aireación -vacío e inyección- (m<sup>3</sup>)  
 $B$  = Espesor de zona no saturada (m)  
 $n_a$  = Porosidad al aire del suelo (%/100)  
 $M_0$  = Masa inicial de hidrocarburos absorbidos existentes (kg)

Así, por ejemplo, para el campo de pruebas nº 1 donde a los 200 días de tratamiento se obtuvo el 100% de limpieza, con una eliminación de 4.729,2 kg y un número total de renovaciones de 107, la masa inicial de hidrocarburos existentes se considera que equivaldrían a los eliminados (ya que los procesos de desorción disminuyeron la cantidad de hidrocarburos factibles de volatilizar) la ecuación fundamental sería:

$$MA_R = - \frac{M_0}{NRA_R} x + M_0 \Rightarrow ME_R = - \frac{4.729,2}{107} x + 4.729,2 \Rightarrow ME_R = -44,19 x + 4.729,2$$

Ecuación similar a la ecuación de ajuste de la recta de la curva de descontaminación real (Fig. VII.88), donde se obtiene:  $y = -44,77 x + 4.554$ .

Análogamente para la curva de descontaminación estimada en la que se estimó una eliminación de 10.544 kg de hidrocarburos con 171 renovaciones de aire durante 550 días de tratamiento, con una masa inicial de hidrocarburos de 10.595,1 kg :

$$MA_E = - \frac{M_0}{NRA_E} x + M_0 \Rightarrow MA_E = - \frac{10.595,1}{171} x + 10.595,1 \Rightarrow MA_E = -61,9 x + 10.595,1$$

Ecuación similar a la ecuación de ajuste de la recta de la curva de descontaminación real (Fig. VII.88), donde se obtiene:  $y = -61,8 x + 10.552$ .

### Conclusiones

- Esta ecuación permite calcular numéricamente, para un determinado periodo de tiempo, la masa de hidrocarburos que son factibles de ser eliminados en función de un número determinado de renovaciones de aire; el número de renovaciones se calcula teniendo en cuenta las características del suelo (porosidad al aire y espesor de zona no saturada) y de la aplicación del sistema de tratamiento (caudal de aire y radio de influencia).

### VIII.5. VARIABLES QUE DEFINEN LA EFICACIA DEL SISTEMA DE EXTRACCIÓN DE VAPORES

En el Apdo. VIII.2. Número de renovaciones de aire se relacionó el número de renovaciones de aire que se produjeron con la eliminación de los hidrocarburos (reales y de forma estimativa). Esta relación indica que a mayor número de renovaciones de aire que se producen en el medio mayor es la capacidad de eliminación de los hidrocarburos.

El número de renovaciones de aire depende de forma directa de las propiedades intrínsecas del suelo (porosidad al aire, humedad del suelo, área de influencia y espesor de zona no saturada) y de forma añadida, de las características del sistema de extracción (potencia de la bomba de vacío) que facilitará el caudal de extracción de aire más óptimo y/o posible según el tipo de suelo.

La eliminación de los hidrocarburos absorbidos en el suelo y en fase gas, depende de los procesos de volatilización, y en caso de ser factibles (sin producto libre), de los procesos de biodegradación. Ambos procesos están íntimamente ligados a la presencia de oxígeno y la movilidad del aire en los huecos interconectados de los granos del suelo, actuando en el espacio hidrocarburo/aire. Así, cuanto mayor es el paso de la corriente de aire a través del suelo, mayor es la transferencia de los contaminantes desde la matriz del suelo (o suelo/agua) a la corriente de aire generándose la volatilización de los hidrocarburos por un lado, y fomentándose la biodegradación de los mismos para la acción bacteriana.

Ambos parámetros -número de renovaciones de aire y eliminación de hidrocarburos- se encuentran interconectados por la variable tiempo. Para que se produzca la volatilización de los hidrocarburos, y en mayor grado los procesos de biodegradación, es necesario emplear un intervalo determinado de tiempo, período que se corresponderá con el tiempo de limpieza o de tratamiento que es necesario emplear para alcanzar un grado de limpieza requerido. Así mismo, se ha expuesto como propiedades fundamentales y que determinan el rendimiento del sistema, como son la porosidad al aire y la humedad varían en el tiempo, afectando de forma directa y continua en el caudal de aire movilizado.

Por consiguiente, las tres variables estudiadas: **tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y grado de limpieza** se relacionan entre sí, y son las tres variables que definirán el rendimiento o eficacia del sistema.



### VIII.5.1. Recapitulación de resultados

Utilizando los datos de los *campos de pruebas* expuestos en el Apdo. VII. Presentación y discusión de resultados y Apdo. VIII. Interpretación de resultados y datos de los *emplazamientos de contraste* presentados en el Anejo I Descripción de casos reales, se puede enumerar la evolución de las tres variables, con el fin de estudiar el comportamiento en conjunto de éstas en diferentes emplazamientos y con condiciones litológicas variables.

Se ha recapitulado información completa de los dos campos de pruebas investigados, así como de nuevos emplazamientos de contraste de hipótesis (*emplazamiento de contraste 1*, expuesto de forma detallada y mostrados de forma más leve, *otros tres emplazamientos más*, denominados *emplazamiento contraste 2*, *emplazamiento contraste 3*, *emplazamiento contraste 4*). Los sistemas de descontaminación aplicados son similares a los utilizados en los campos de pruebas.

Así mismo se ha utilizado la información aportada por el modelo de simulación informática AIRFLOW en la modelización realizada en los dos campos de pruebas.

Los sistemas de descontaminación utilizados en la línea de aire, el tipo de suelo y contaminación existentes de los seis emplazamientos utilizados se resumen en la tabla siguiente:

Tabla VIII.116: Características de los emplazamientos estudiados

Emplazamiento	Sistema aplicado	Litología suelo	Tipo contaminante	Tiempo tratamiento
Campo n° 1	SVE + Inyección aire + alto vacío	Arcillas arenosas	Queroseno	198 días
Campo n° 2	SVE + Inyección aire	Arcillas arenosas	Queroseno	191 días
Contraste 1	Alto vacío	Limos arenosos	Gasolina + gasóleo	330 días
Contraste 2	SVE	Limos	Gasolina + gasóleo	200 días
Contraste 3	Alto vacío	Arenas limosas	Gasolina	342 días
Contraste 4	Alto vacío	Arcillas arenosas	Gasolina	295 días

A continuación se muestran las tablas de referencia donde se detallan el número de renovaciones de aire, el tiempo de tratamiento y el porcentaje de limpieza empleado para

cada emplazamiento (campos de pruebas y de contraste). Primero se indica el resultado considerando los procesos de volatilización de forma conjunta con los de biodegradación, y segundo, teniendo en cuenta los procesos de volatilización, obviando la biodegradación.

Es decir, evolución de nº de renovaciones de aire – tiempo de tratamiento- porcentaje de limpieza de forma real y según las estimaciones obtenidas (tanto de los campos de pruebas como de los emplazamientos de contraste) en dos casos:

Supuesto A:

Considerando procesos de volatilización-biodegradación de forma conjunta (real y estimados)

Supuesto B:

Considerando procesos de volatilización exclusivamente (real y estimados)

**VIII.5.1.1. Considerando procesos de volatilización y biodegradación (Supuesto A)**

En las tablas siguientes se detalla los valores obtenidos para cada una de las variables concretadas: tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y porcentaje de limpieza, considerando los resultados reales y los valores estimados. En este caso se ha considerado el efecto de los dos procesos de eliminación que han tenido lugar: volatilización y biodegradación.

La información existente sobre los procesos de biodegradación y volatilización se corresponden con los datos reales obtenidos del seguimiento de los campos de pruebas y de los emplazamientos de contraste, y las referencias de los procesos de volatilización en exclusiva de los cálculos estimativos de la evolución del sistema.

Para la elaboración de dichas tablas se han tenido en cuenta los resultados expuestos referente a los campos de pruebas en los Apdos. VIII.2. Número de renovaciones de aire.

**CAMPO DE PRUEBAS N° 1**

Dado que la masa total eliminada por volatilización y por extracción de vapores ascendió a 4.729 kg, como se comprobó mediante los sondeos de comprobación y por el muestreo de gases, a los 200 días de tratamiento prácticamente no existía contaminación en el suelo, por lo que se supone que la eliminación de dicha masa de hidrocarburos se corresponde con el 100% de la eliminación o grado de limpieza.

Los 10.544 kg de hidrocarburos absorbidos en el suelo calculados inicialmente no se consideran debido a que casi la mitad de la masa absorbida existente se eliminó por bombeo y tratamiento y no por volatilización, tal y como ya se explicó en el Apdo. VII. 2.4.1.2. Distribución de la contaminación en el tiempo.

Tabla VIII.117: Tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y grado de limpieza

		TIEMPO TRATAMIENTO	días	1	25	50	75	100	125	150	175	200	225	250
<b>REAL</b>	N° RENOVACIONES AIRE	adim	0	10	21	31	42	58	66	85	107	-	-	
	MASA ELIMINADA	kg	0	264	933	2.070	2.349	2.907	3.341	3.878	4.729	-	-	
		%	0	6	20	44	50	61	71	82	100	-	-	
<b>ESTIMADO</b>	N° RENOVACIONES AIRE	adim	0	8	16	23	31	39	47	54	62	70	78	
	MASA ELIMINADA	kg	19,174	799	959	1.438	1.917	2.396	2.876	3.355	3.834	4.313	4.793	
		%	0	10	20	30	41	51	61	71	81	91	100	

De los datos se deduce que a los 200 días de tratamiento se produjeron 107 renovaciones de aire y se había eliminado el 100% de los hidrocarburos (4.729 kg), es decir se había obtenido el 100% de limpieza. Sin embargo, las estimaciones indican que para la obtención de similares resultados (4.793 kg), hubieran sido necesarios 250 días de tratamiento y 78 renovaciones de aire. Es decir, existe una diferencia del 19% de eliminación.

**CAMPO DE PRUEBAS N° 2**

Dado que la masa total eliminada por volatilización y por biodegradación ascendió a 5.004,5 kg, como se comprobó mediante los sondeos de comprobación y por el muestreo de gases, a los 200 días de tratamiento prácticamente no existía contaminación en el suelo, por lo que se supone que la eliminación de dicha masa de hidrocarburos se corresponde con el 100% de la eliminación o grado de limpieza.

Tabla VIII.118: Tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y grado de limpieza

TIEMPO TRATAMIENTO		días	1	25	50	75	100	125	150	175	200	225	250	275
REAL	Nº RENOVACIONES AIRE	adim	0	7	15	23	37	51	63	69	86	-	-	-
	MASA ELIMINADA	kg	0	356	663	1107	1.827	2.429	3.476	4.310	5.005	-	-	-
		%	0	7	13	22	36	48	69	86	100	-	-	-
ESTIMADO	Nº RENOVACIONES AIRE	adim	0	7	14	21	28	35	41	48	55	79	87	105
	MASA ELIMINADA	kg	184	599	919	1.378	1.837	2.296	2.756	3.215	3.674	4.133	4.593	5.052
		%	0	9	18	27	37	46	55	64	73	82	92	100

De los datos se deduce que a los 200 días de tratamiento se produjeron 86 renovaciones de aire y se había eliminado el 100% de los hidrocarburos (5.005 kg), es decir se había obtenido el 100% de limpieza. Sin embargo, las estimaciones indicaban que para la obtención similares resultados (5.052 kg), hubieran sido necesarios 275 días de tratamiento y 105 renovaciones de aire, y obteniendo a los 200 días de tratamiento solamente un 73 % de limpieza.

**EMPLAMIENTO DE CONTRASTE 1**

De los emplazamientos de contraste, solamente de contraste 1 se tiene información completa y concisa de los procesos y de la evolución del sistema a lo largo del tiempo de tratamiento, datos que se han expuesto en la tabla VIII.110. Los hidrocarburos eliminados reales en los 170 días aproximadamente que duró el tratamiento ascendieron a 3.426 kg.

Tabla VIII.119: Tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y grado de limpieza

TIEMPO TRATAMIENTO		días	1	25	50	75	100	125	150	175	200	225
REAL	Nº RENOVACIONES AIRE	adim	1	17	41	62	83	124	149	198	-	-
	MASA ELIMINADA	kg	0	857	1.575	2.168	2.848	3.140	3.414	3.426	-	-
		%	0	19	46	63	83	92	99	100	-	-
ESTIMADO	Nº RENOVACIONES AIRE	adim	1	16	32	48	63	79	95	111	127	143
	MASA ELIMINADA	kg	174	1382	2582	4238	6502	9632	13752	18883	25003	32713
		%	0	12	24	36	48	60	72	84	96	100

De los datos se deduce que a los 175 días de tratamiento se produjeron a 198 renovaciones de aire y se había eliminado el 100% de los hidrocarburos (3.426 kg), es decir se había obtenido el 100% de limpieza. En el mismo periodo de tiempo, de modo estimativo se

hubiese alcanzado el 84 % de limpieza. Sin embargo, las estimaciones globales indican que para la obtención de similares resultados, hubieran sido necesarios 225 días de tratamiento y 143 renovaciones de aire, existiendo una discrepancia del 16% del limpieza.

### **EMPLAZAMIENTOS DE CONTRASTE 2, 3 Y 4**

De estos emplazamientos solamente se tiene información sobre las características del emplazamiento, el tiempo real de limpieza empleados, el número real de renovaciones finales y el grado de limpieza final obtenido (Anejo I). Vamos a trabajar con la hipótesis de que en mayor o menor grado existió biodegradación aunque no esté cuantificada.

Dado que los sistemas de tratamiento se dieron por finalizados cuando la concentración de COV's tomada a la salida del sistema de extracción de vapores fue menor de 150 mg/m<sup>3</sup>, concentración tan pequeña que se puede considerar que se ha conseguido cerca del 100 % de limpieza (entre el 80-100%).

En la tabla siguiente se muestran los datos de renovación de aire y tiempo de tratamiento empleado para los tres emplazamientos.

**Tabla VIII.120: Tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y grado de limpieza**

EMPLAZAMIENTO	TIEMPO DE TRATAMIENTO	Nº RENOVACIONES DE AIRE	GRADO DE LIMPIEZA
	días	adim	%
<b>CONTRASTE 2</b>	200	168	80-100%
<b>CONTRASTE 3</b>	342	182	80-100%
<b>CONTRASTE 4</b>	295	178	80-100%

En el emplazamiento de contraste 2 el tiempo de tratamiento fue de 200 días con un número de renovaciones de 168; el de contraste 3 necesitó 342 días de tratamiento y 182 renovaciones de aire; y el emplazamiento contraste 4, 295 días y 178 renovaciones de aire.

### Síntesis

En las tablas siguientes se resumen los resultados de las variables "tiempo de tratamiento", "Nº renovaciones de aire" y "grado de limpieza" teniendo en cuenta un grado de limpieza del 25%, 50%, 75% y 100% de los campos de prueba y los emplazamientos de contraste:

**Tabla VIII.121: Sinopsis del nº de renovaciones de aire, tiempo de tratamiento y grado de limpieza para los campos de pruebas y los emplazamientos tipo (volatilización + biodegradación)**

GRADO DE LIMPIEZA	CAMPO Nº 1				CAMPO Nº 2			
	REAL		ESTIMADA		REAL		ESTIMADA	
	Tiempo tratamiento	Nº renovaciones	Tiempo tratamiento	Nº renovaciones	Tiempo tratamiento	Nº renovaciones	Tiempo tratamiento	Nº renovaciones
0%	0	0	0	0	0	0	0	0
25%	55	23	65	32	80	27	72	20
50%	100	42	125	65	130	53	145	39
75%	170	80	180	97	170	64	205	58
100%	200	107	250	129	190	86	270	105
Material	Arcillas arenosas				Arcillas arenosas			

GRADO DE LIMPIEZA	EMPLAZ. CONTRASTE 1				EMPL. CONTRASTE 2		EMPL. CONTRASTE 3		EMPL. CONTRASTE 4	
	REAL		ESTIMADA		REAL		REAL		REAL	
	Tiempo Tratam.	Nº Renovac.	Tiempo Tratam.	Nº Renovac.	Tiempo Tratam.	Nº Renovac.	Tiempo Tratam.	Nº Renovac.	Tiempo Tratam.	Nº Renovac.
0%	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
25%	30	23	50	32	-	-	-	-	-	-
50%	75	62	105	65	-	-	-	-	-	-
75%	100	83	160	100	-	-	-	-	-	-
100%	170	198	225	143	200	168	342	182	295	178
Material	Limos arenosos				Limos		Arenas limosas		Arcillas arenosas	

Si consideramos de todos estos datos que el denominador común en todos los emplazamientos es el "grado de limpieza", podemos situar en un gráfico la variable "tiempo de tratamiento" frente al "número de renovaciones de aire", y delimitar las zonas en las que se obtiene un determinado porcentaje de limpieza.

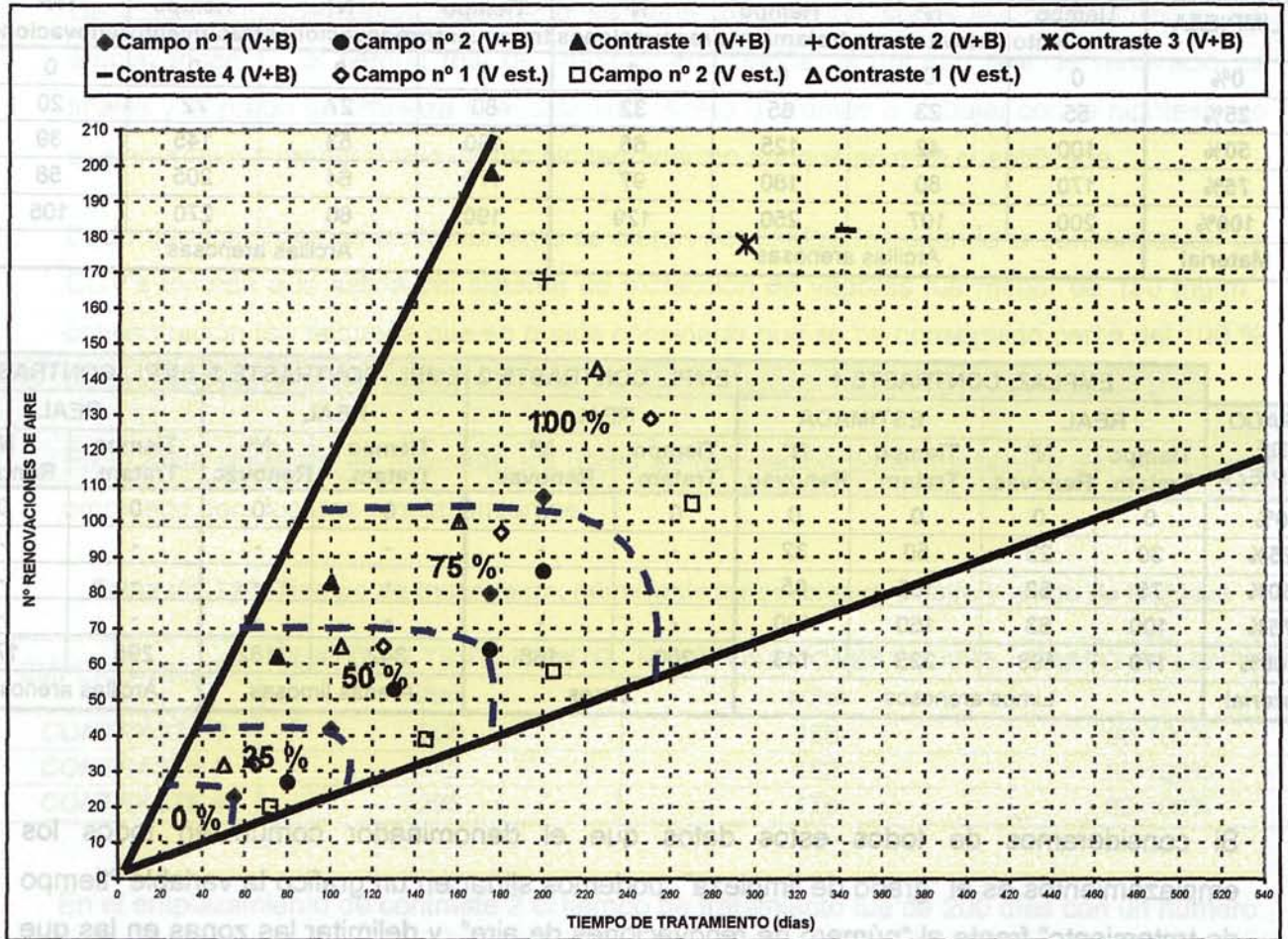
Por consiguiente, situamos en un gráfico los datos de la variable tiempo de tratamiento referentes a los campos de pruebas nº 1 y 2, y los emplazamientos de contraste 1, 2, 3 y 4, así como los correspondientes números de renovaciones de aire para los grados de limpieza estipulados (0%, 25%, 50% y 75%), tanto de los resultados reales que se obtuvieron (teniendo lugar procesos de volatilización y biodegradación) y los resultados estimados que se hubiesen producido (considerando exclusivamente procesos de volatilización).

El resultado es un gráfico (Fig. VIII.91) en el que se delimita el área de actuación del sistema de descontaminación, y en donde conocido el número de renovaciones de aire podemos



calcular el tiempo de tratamiento necesario para obtener un determinado porcentaje de limpieza.

**Fig. VIII.91: TIEMPO DE LIMPIEZA – Nº RENOVACIONES DE AIRE (VOLATILIZACIÓN + BIODEGRADACIÓN)**



En emplazamientos futuros que tengan características litológicas, de tipo de contaminación y de sistema de extracción de vapores aplicados similares a los ejemplos valorados, se puede prever con este gráfico, conocidos el número de renovaciones de aire, el tiempo de limpieza que es necesario emplear para la obtención de un determinado grado de limpieza, considerando que tienen lugar como procesos de descontaminación volatilización y biodegradación de forma conjunta.



**VIII.5.1.2. Considerando procesos de volatilización (Supuesto B)**

En las tablas siguientes se detalla los valores obtenidos para cada una de las variables concretadas: tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y porcentaje de limpieza, considerando los resultados reales y los valores estimados. En este caso se ha considerado el efecto únicamente de la volatilización.

La información existente sobre los procesos de volatilización se corresponden con los datos reales obtenidos del seguimiento de los campos de pruebas y de los emplazamientos de contraste, y las referencias de los procesos de volatilización en exclusiva de los cálculos estimativos de la evolución del sistema (en el caso de los datos reales relativos a los campos de pruebas y emplazamientos de contraste a efectos de cálculo se ha descontado los procesos de biodegradación).

Así mismo de ha utilizado la información obtenida en la modelización de los campos de pruebas con el programa informático AIRFLOW, definidos en el Apdo. VII.1.3 y VII.4.3. Modelización del sistema de extracción de vapores.

Para la elaboración de dichas tablas se han tenido en cuenta los resultados expuestos referente a los campos de pruebas en los Apdos. VIII.2. Número de renovaciones de aire.

**CAMPO DE PRUEBAS Nº 1**

La masa total eliminada por volatilización ascendió a 3.936 Kg, 793 kg menos que si consideramos la biodegradación, con un total eliminado real de 4.729 kg; por tanto, a los 200 días de tratamiento descontando la biodegradación no se habría conseguido el 100% de limpieza. Con la tasa eliminada, que no considera la biodegradación, tendríamos idea del tiempo aproximado que hubiese sido necesario para eliminar los 4.729 kg reales.

**Tabla VIII.122: Tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y grado de limpieza**

TIEMPO TRATAMIENTO		días	1	25	50	75	100	125	150	175	200	225	250
REAL	Nº RENOVACIONES AIRE	adim	0	10	21	31	42	58	66	85	107	-	-
	MASA ELIMINADA	kg	0	264	933	2.070	2.349	2.907	3.250	3.649	3.936	-	-
		%	0	6	20	44	50	61	69	77	83	-	-
ESTIMADO	Nº RENOVACIONES AIRE	adim	0	8	16	23	31	39	47	54	62	70	78
	MASA ELIMINADA	kg	19,17	479	959	1.438	1.917	2.396	2.876	3.355	3.834	4.313	4.793
		%	0	10	20	30	41	51	61	71	81	91	100



De los datos se deduce que a los 200 días de tratamiento se producirían 107 renovaciones de aire y se habría eliminado el 83% de los hidrocarburos por volatilización, es decir se había obtenido el 83% de limpieza. Sin embargo, las estimaciones indicaban que para la obtención del 100% de limpieza, hubieran sido necesarios 250 días de tratamiento y 78 renovaciones de aire. A los 200 días se habrían alcanzado el 81% de limpieza.

### **CAMPO DE PRUEBAS N° 2**

La masa total eliminada por volatilización ascendió a 2.794 Kg, 2.210,5 kg menos que si consideramos la biodegradación, con un total eliminado real de 5.004,5 kg; por tanto, a los 200 días de tratamiento descontando la biodegradación no se habría conseguido el 100% de limpieza. Con la tasa eliminada, que no considera la biodegradación, tendríamos idea del tiempo aproximado que hubiese sido necesario para eliminar los 5.004,5 kg.

**Tabla VIII.123: Tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y grado de limpieza**

		TIEMPO TRATAMIENTO	días	1	25	50	75	100	125	150	175	200	225	250	275
<b>REAL</b>	N° RENOVACIONES AIRE	adim	0	7	15	23	37	51	63	69	86	-	-	-	-
	MASA ELIMINADA	kg	0	344	633	1.022	1.582	1.951	2.378	2.583	2.794	-	-	-	-
		%	0	7	13	20	32	39	47	52	56	-	-	-	-
<b>ESTIMADO</b>	N° RENOVACIONES AIRE	adim	0	7	14	21	28	35	41	48	55	79	87	105	
	MASA ELIMINADA	kg	184	459	919	1.378	1.837	2.296	2.756	3.215	3.674	4.133	4.593	5.052	
		%	0	9	18	27	37	46	55	64	73	82	92	100	

De los datos se deduce que a los 200 días de tratamiento se producirían 86 renovaciones de aire y se habría eliminado el 56% de los hidrocarburos, es decir se había obtenido el 56% de limpieza por volatilización. Sin embargo, las estimaciones indicaban que para la obtención del 100% de limpieza, hubieran sido necesarios 275 días de tratamiento y 105 renovaciones de aire, alcanzándose al los 200 días solamente el e73% de limpieza.

### **EMPLAZAMIENTO DE CONTRASTE 1**

La masa total eliminada por volatilización ascendió a 1.544 Kg, 1.882 kg menos que si consideramos la biodegradación, con un total eliminado real de 3.426 kg; por tanto, a los 175 días de tratamiento descontando la biodegradación no se habría conseguido el 100% de limpieza. Con la tasa eliminada, que no considera la biodegradación, tendríamos idea del tiempo aproximado que hubiese sido necesario para eliminar los 3.426 kg.

Tabla VIII.124: Tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y grado de limpieza

TIEMPO TRATAMIENTO		días	1	25	50	75	100	125	150	175	200	225
REAL	Nº RENOVACIONES AIRE	adim	1	17	41	82	83	124	149	198	-	-
	MASA ELIMINADA	kg	0	611	1.007	1.299	1.474	1.520	1.539	1.540	-	-
		%	0	18	29	38	43	45	45	45	-	-
ESTIMADO	Nº RENOVACIONES AIRE	adim	1	18	32	48	63	79	95	111	127	143
	MASA ELIMINADA	kg	17	413	825	1.238	1.650	2.063	2.475	2.888	3.300	3.713
		%	0	12	24	36	48	60	72	84	96	100

De los datos se deduce que a los 175 días de tratamiento se hubieran producido 198 renovaciones de aire y se habrían eliminado el 45% de los hidrocarburos, es decir se habría obtenido el 45% de limpieza por volatilización; para el mismo periodo de tiempo estimativamente solamente se habría alcanzado el 60 %. Sin embargo, las estimaciones indicaban que para la obtención del 100% de limpieza hubieran sido necesarios 225 días de tratamiento y 143 renovaciones de aire, con un desfase del 55% de limpieza.

### MODELOS CON AIRFLOW

En el Apdo. VII.1.3 y 4.3. se define la modelización realizada a los dos campos de pruebas con el programa de simulación informática AIRFLOW, que simula el comportamiento del sistema de extracción de vapores según las condiciones de contaminación y de las propiedades del suelo, obteniendo el tiempo de limpieza necesario para la eliminación de toda el hidrocarburo existente en el medio, considerando únicamente los procesos de volatilización.

El resultado de la modelización del campo de pruebas nº 1 (modelo B, sin producto libre) proporcionó un tiempo de tratamiento de 527 días y un volumen de aire movilizado en ese tiempo de 151.950 m<sup>3</sup> (288,3 m<sup>3</sup>/día de caudal de extracción de aire). En el caso del campo de pruebas nº 2 el tiempo de tratamiento necesario sería de 175 días y el volumen de aire movilizado en ese tiempo de 98.043 m<sup>3</sup> (560,0 m<sup>3</sup>/día de caudal de extracción de aire).

En ambos casos se obtuvo un radio de influencia de vacío medio de 20 m y el espesor de zona no saturada de 12 m, y una porosidad al aire media del 25%, por lo que el volumen de aire en el suelo sería de 603,2 m<sup>2</sup>.

Por tanto, conocido el volumen de aire movilizado en total y el volumen de aire en el suelo, se calcula el número de renovaciones de aire posibles para el tiempo de tratamiento

modelizado, obteniéndose un total de 161 renovaciones de aire en el campo nº 1 y de 104 en el campo nº 2.

### Síntesis

Al igual que en el gráfico anterior (Fig. VIII.91) si consideramos que el denominador común de todos estos datos es el grado de limpieza podemos situar en un gráfico, la variable tiempo de tratamiento frente al número de renovaciones de aire, y delimitar las zonas en las que se obtiene un determinado porcentaje de limpieza cuando solamente se producen los procesos de biodegradación.

En las tablas siguientes se resumen los resultados de las variables “tiempo de tratamiento”, “Nº renovaciones de aire” y “grado de limpieza” teniendo en cuenta un grado de limpieza del 25%, 50%, 75% y 100% de los campos de prueba y los emplazamientos de contraste:

**Tabla VIII.125: Sinopsis del nº de renovaciones de aire, tiempo de tratamiento y grado de limpieza para los campos de pruebas y los emplazamientos tipo (volatilización)**

GRADO DE LIMPIEZA	CAMPO Nº 1				CAMPO Nº 2			
	REAL		ESTIMADA		REAL		ESTIMADA	
	Tiempo tratamiento	Nº renovaciones	Tiempo tratamiento	Nº renovaciones	Tiempo tratamiento	Nº renovaciones	Tiempo tratamiento	Nº renovaciones
0%	0	0	0	0	0	0	0	0
25%	55	23	65	32	80	25	72	20
50%	100	42	125	65	175	65	145	39
75%	175	85	180	97	-	-	205	58
100%	-	-	250	129	-	-	270	105
Material	Arcillas arenosas				Arcillas arenosas			

GRADO DE LIMPIEZA	EMPLAZ. CONTRASTE 1				CAMPO Nº 1		CAMPO Nº 2	
	REAL		ESTIMADA		AIRFLOW		AIRFLOW	
	Nº renovaciones	Tiempo tratamiento	Nº renovaciones	Tiempo tratamiento	Tiempo tratamiento	Nº renovaciones	Tiempo tratamiento	Nº renovaciones
0%	0	0	0	0	-	-	-	-
25%	45	38	50	32	-	-	-	-
50%	125	124	105	65	-	-	-	-
75%	-	-	160	100	-	-	-	-
100%	-	-	225	143	527	161	175	104
Material	Limos arenosos				Arcillas arenosas		Arcillas arenosas	

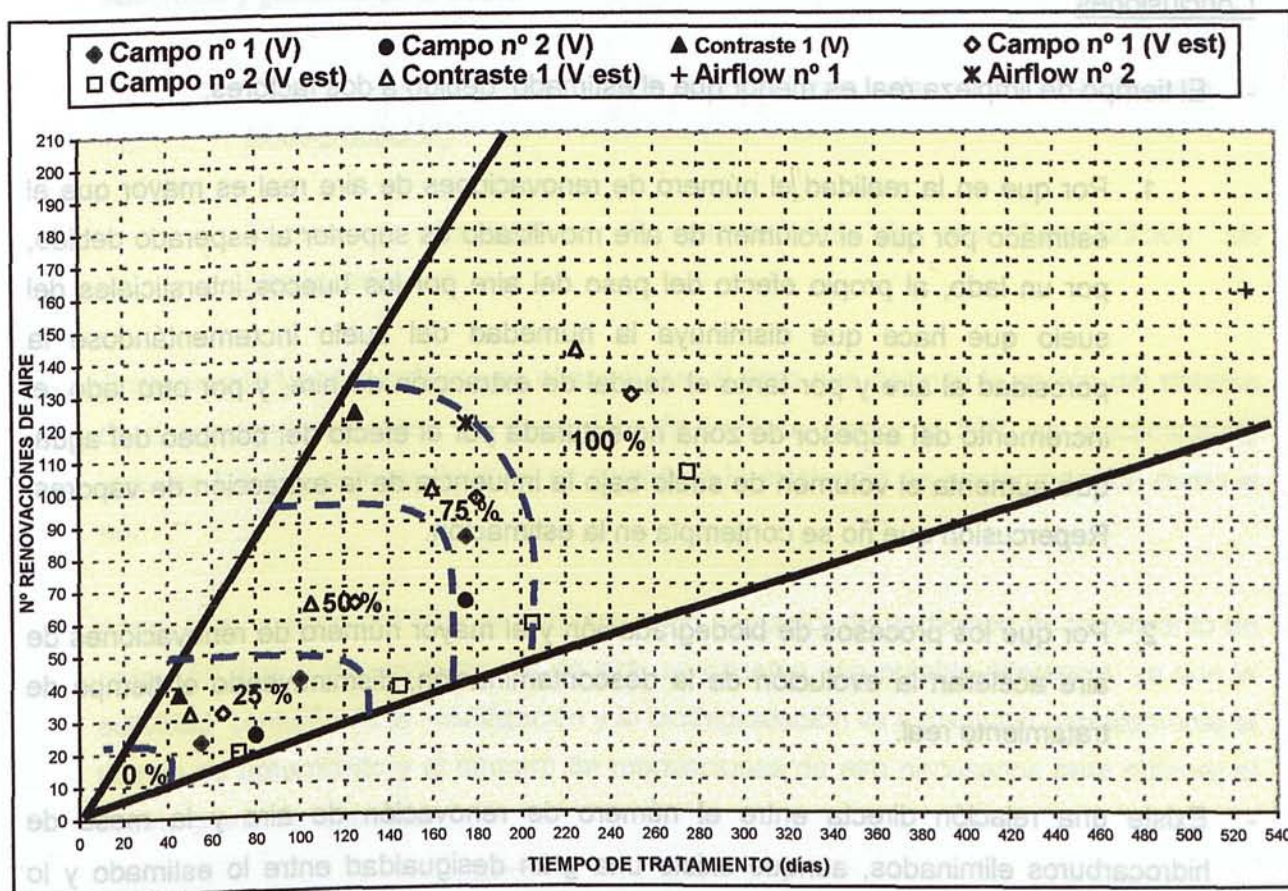
Situamos en un gráfico los datos de la variable tiempo de tratamiento referente a los campos de pruebas nº 1 y 2, el emplazamiento de contraste 1, y los resultados de la modelización



con el programa AIRFLOW, así como los correspondientes números de renovaciones de aire para los grados de limpieza estipulados (0%, 25%, 50% y 75%), considerando exclusivamente procesos de volatilización.

El resultado es un gráfico (Fig. VIII.92) en el que se delimita el área de actuación del sistema de descontaminación, y en donde conocido el número de renovaciones de aire podemos calcular el tiempo de tratamiento necesario para obtener un determinado porcentaje de limpieza.

**Fig. VIII.92: TIEMPO DE LIMPIEZA – N° RENOVACIONES DE AIRE (VOLATILIZACIÓN sin biodegradación)**



Con este gráfico se puede predecir en emplazamientos futuros (que tengan características litológicas, de tipo de contaminación y de sistema de extracción de vapores aplicado similares a los ejemplos valorados), con el número de renovaciones de aire, el tiempo de limpieza que es necesario emplear para la obtención de un determinado grado de limpieza, considerando, en este caso, que tienen lugar únicamente procesos de volatilización.

Comparando los dos gráficos (Fig. VIII. 91 y Fig. VIII.92) se observa que el área que delimita la acción del sistema de descontaminación con un porcentaje de limpieza menor al 50% es prácticamente igual en los dos gráficos, tanto si se considera la existencia de biodegradación como si no. Ahora bien, a partir del 50% de limpieza y en concreto, de un tiempo de tratamiento de unos 150 días y 80 renovaciones de aire, se observa una notable diferencia, ya que la actividad de los dos procesos (volatilización y biodegradación) y en concreto la acción de la biodegradación va a disminuir notablemente el tiempo de tratamiento y el número de renovaciones de aire necesarios para obtener el 100% de limpieza.

### Conclusiones

- El tiempo de limpieza real es menor que el estimado, debido a dos factores:
  1. Por que en la realidad el número de renovaciones de aire real es mayor que el estimado por que el volumen de aire movilizado es superior al esperado debido, por un lado, al propio efecto del paso del aire por los huecos intersticiales del suelo que hace que disminuya la humedad del suelo incrementándose la porosidad al aire y por tanto el caudal de extracción de aire, y por otro lado, el incremento del espesor de zona no saturada por el efecto del bombeo del agua, que aumenta el volumen de suelo bajo la influencia de la extracción de vapores. Repercusión que no se contempla en la estimación.
  2. Por que los procesos de biodegradación y el mayor número de renovaciones de aire aceleran la evolución de la descontaminación, disminuyendo el tiempo de tratamiento real.
- Existe una relación directa entre el número de renovación de aire y la masa de hidrocarburos eliminados, aunque existe una gran desigualdad entre lo estimado y lo real, ya que en la realidad han tenido lugar procesos de descontaminación o eliminación que no se contabilizaron en los cálculos estimados.
- Las tres variables fundamentales que definen el funcionamiento de un sistema de extracción de vapores, bioventing y/o alto vacío son: **tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y grado de limpieza**. Estas tres variables se relacionan entre si, y son las que definirán el rendimiento o eficacia del sistema.

- El denominador común que define a todos los emplazamientos es el grado de limpieza.
- Situando en un gráfico la variable "tiempo de tratamiento" frente al "número de renovaciones de aire", se delimitan las zonas en las que se obtiene un determinado porcentaje de limpieza, permitiendo predecir la evolución del sistema de tratamiento.
- Se han realizado dos gráficos (Fig. VIII.91 y Fig. VIII.92) que permitirán en emplazamientos futuros prever el tiempo de tratamiento necesario considerando, por un lado, el número de renovaciones de aire que son factibles, y por otro lado, el efecto de la volatilización y de la biodegradación como motores de la descontaminación de la fase absorbida y gaseosa en el suelo:
  - o *Tiempo de limpieza – nº renovaciones de aire (volatilización + biodegradación)*
  - o *Tiempo de limpieza – nº renovaciones de aire (volatilización sin biodegradación)*
- Comparando los dos gráficos se observa que el área que delimita la acción del sistema de descontaminación con un porcentaje de limpieza menor al 50% es prácticamente igual en los dos gráficos, tanto si se considera la existencia de biodegradación como si no.
- Ahora bien, a partir del 50% de limpieza, y en concreto, de un tiempo de tratamiento de unos 150 días y 80 renovaciones de aire, se observa una notable diferencia, ya que la actividad conjunta de la volatilización y la biodegradación va a disminuir notablemente el tiempo de tratamiento y el número de renovaciones de aire necesarios para obtener el mismo grado de limpieza.

## **CAPÍTULO IX**

### **CONCLUSIONES**

## **IX. CONCLUSIONES**

### **IX. SINOPSIS**

Esta TESIS DOCTORAL acomete algunas de las insuficiencias encontradas en la revisión y análisis del estado del conocimiento -respecto a la contaminación de suelos y aguas subterráneas- y que forman parte de los objetivos de esta investigación.

El propósito de la tesis ha sido la determinación, de forma cualitativa y cuantitativa, de aquellos parámetros o variables que afectan directa o indirectamente en el proceso de descontaminación de un acuífero contaminado por hidrocarburos así como la relación y/o inter actuación entre ellas, empleando técnicas de descontaminación "in situ", estableciendo los parámetros que definen el rendimiento y la eficacia del sistema.

Los resultados obtenidos en los dos campos de pruebas y en los emplazamientos de contraste han permitido establecer, cuales son los procesos de eliminación que han hecho posible la descontaminación o saneamiento -del suelo y las aguas contaminadas afectadas- su evolución a lo largo del tiempo de tratamiento, y los parámetros o variables que definen la eficacia del sistema.

Se ha propuesto un modelo de descontaminación basado en las tres variables fundamentales: **tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y grado de limpieza**, enfocado hacia la eliminación de la fase absorbida y gaseosa presente en el suelo. Con este modelo se puede determinar de forma numérica y gráfica, el tiempo necesario de tratamiento en función de las características intrínsecas del suelo y de la contaminación existente en el medio, así como el grado de limpieza requerido, considerando dos supuestos:

#### **Supuesto A:**

Se producen los procesos de volatilización-biodegradación de forma conjunta

#### **Supuesto B:**

Se producen únicamente procesos de volatilización

El modelo de descontaminación propuesto ayudará a diseñar de forma adecuada el sistema de tratamiento -extracción de vapores del suelo y/o bioventing- en emplazamientos



venideros y prever para un determinado nivel de limpieza el tiempo de tratamiento necesario, de modo que en un futuro se puedan optimizar las obras de descontaminación.

## **IX.2. RECAPITULACIÓN DE LOS TRABAJOS DE INVESTIGACIÓN**

A lo largo de los capítulos anteriores se ha estudiado, de forma cualitativa y cuantitativa, los parámetros o variables que afectan directa o indirectamente en un proceso de descontaminación de un acuífero contaminado por hidrocarburos, empleando técnicas de descontaminación "in situ" enfocadas tanto a la remediación de las aguas subterráneas (bombeo y tratamiento o "pump & treat" y alto vacío) como de los suelos (extracción de vapores del suelo o "Soil Vacuum Extration", inyección de aire o bioventing y alto vacío).

Para la realización de los trabajos se llevó a cabo una investigación inicial para la realización del diagnóstico inicial de un emplazamiento contaminado por hidrocarburos, con el fin de escoger la ubicación de dos campos de pruebas tipo en los que se instalaron sendas pruebas piloto (**campo de pruebas nº 1** y **campo de pruebas nº 2**). Ambos campos de pruebas se encontraban situadas en el centro de la Península, y ambas presentaban las mismas características litológicas e hidrogeológicas, con presencia de queroseno en suelos y en aguas como producto contaminante, y diferenciándose en la distribución de la contaminación en el subsuelo y en la presencia de producto en fase libre sobrenadante sobre el nivel freático. Los resultados de la primera fase de investigación se encuentran recogidos en el Capítulo VI, apartado VI.1. Investigación inicial de la contaminación.

La información recogida y los resultados obtenidos de los campos de pruebas se han contrastado con otros cuatro emplazamientos en los que se han utilizado los mismos sistemas de descontaminación "in situ" y en los que también existía contaminación en el medio por hidrocarburos. En este caso, se analizó –debido a la disponibilidad de los datos– en mayor profundidad uno de los emplazamientos tipo denominado contraste 1, y en menor medida los otros tres restantes. La descripción de los emplazamientos tipo se encuentra en el Anejo I.

Los campos de pruebas nº 1 y nº 2 presentaban contaminación por queroseno, contaminación que se hallaba en materiales de carácter arenoso arcilloso, y en los que se empleó en común para la remediación del suelo un sistema de extracción de vapores

orgánicos del suelo mediante la aplicación de vacío complementado con un sistema de inyección de aire, y, para la remediación de aguas, un sistema de bombeo de agua subterránea y con posterior tratamiento. En el campo de pruebas nº 1 existía presencia de producto en fase libre por lo que se añadió un sistema de extracción de producto libre mediante bombeo complementando con un sistema de alto vacío. La descripción e infraestructuras del sistema de tratamiento y la definición de las condiciones iniciales de contaminación de los campos de pruebas se encuentran recogidos en el capítulo VI. Apartado VI.1.6. Investigación de la descontaminación.

Desde el momento de la puesta en marcha de los campos de pruebas se llevó a cabo un minucioso control y registro del funcionamiento del sistema, con un muestro y control sistemático de los parámetros de fundamentales de control del sistema, relativos a los vapores orgánicos extraídos, las aguas subterráneas, a los suelos y al comportamiento del sistema de tratamiento. Los resultados de esta segunda fase de investigación se indican en el capítulo VI, apartado VI.2. Resultados de los campos de pruebas.

Una vez obtenidos todos los datos de control y realizados los ensayos pertinentes en los campos de pruebas, se pasa a la interpretación de dichos resultados, analizando de forma minuciosa toda la información, interpretando los ensayos de campo realizados, estableciendo los parámetros físico-químicos fundamentales que rigen el sistema, y orientando el estudio a la determinación de los procesos físico-químicos y biológicos que intervinieron en los procesos de descontaminación, cuyo fin último es la definición de la tasa de eliminación real que se produjo, y la comparación de dicha tasa real con la tasa de eliminación que se esperaba. Esta tercera fase de investigación se detalla en el capítulo VII. Presentación y discusión de resultados.

Por último, los trabajos de investigación de esta tesis doctoral se centraron en la identificación de las variables que influyen en el sistema y los parámetros que las definen, así como la relación y/o interacción que existe entre los distintos parámetros, y el cálculo del número de renovaciones de aire respecto al tiempo y eficacia de limpieza, cuyo objetivo final es la realización de gráficos de representación de dichos parámetros para su utilización práctica en futuras obras de remediación. Para ello se han elaborado un *modelo de descontaminación estimativo*, basado en la tasa de eliminación estimada y el número de renovaciones estimadas, y un *modelo de descontaminación real*, que se basa en la tasa de eliminación real y número de renovaciones de aire reales. Así mismo se ha determinado un

método de cálculo sencillo mediante el cual poder establecer numéricamente el número de renovaciones de aire necesarias para eliminar una determinada masa de aire. Esta última y cuarta fase de investigación se muestra de forma íntegra en el capítulo VIII. Interpretación de resultados.

### **IX.3. SÍNTESIS DE LOS RESULTADOS OBTENIDOS**

El funcionamiento de los dos campos de pruebas ha sido diferente debido a la presencia de producto en fase libre en uno de ellos, que determinó en gran medida el comportamiento y evolución del sistema.

En primer lugar se exponen los procesos de saneamiento que han conducido a la descontaminación de las aguas subterráneas y del suelo, detallando los factores que afectan directa o indirectamente en la evolución de dichos procesos y por tanto, en la productividad y rendimiento de los mismos.

En segundo lugar se enumeran las variables que influyen dentro del sistema y los parámetros que las definen, así como la relación y/o ínter actuación que existe entre ellas. Para finalizar con el concepto de número de renovaciones de aire respecto al tiempo y eficacia de limpieza, cuyo objetivo final ha sido la realización de gráficos de representación número de renovaciones de aire-tiempo de tratamiento-grado de limpieza para su utilización practica en futuras obras de remediación.

#### **IX.3.1. Procesos de eliminación de los hidrocarburos**

La eliminación de los hidrocarburos se produjo mediante la acción conjunta de cuatro procesos:

1. Volatilización y extracción de la fase gaseosa generada
2. Extracción de la fase sobrenadante mediante bombeo
3. Biodegradación de los hidrocarburos mediante metabolismo bacteriano.
4. Extracción por bombeo de la fase disuelta en las aguas

Los procesos de eliminación enumerados no tienen un comportamiento constante en el tiempo ni tienen la misma relevancia en los dos campos de pruebas, siendo necesario el

análisis de cada uno de ellos de forma pormenorizada (detallado en Apdos. VII.2.4. y VII.5.4 Balance de masas). Su evolución en el tiempo de detalla en la tabla IX.1:

**Tabla IX.1: Evolución de los procesos de evolución de la descontaminación**

Campo de pruebas nº 1

Parámetro	45 días		75 días		140 días		191 días		TOTAL	
	Kg	%	Kg	%	Kg	%	Kg	%	kg	%
Masa HC biodegradados	0,0	0,0	0,0	0,0	228,7	1,4	564,5	3,4	793,2	4,8
Masa HC extraídos disueltos	212,8	1,3	99,5	0,6	2,4	0,0	0,6	0,0	315,3	1,9
Masa HC volatilizados	760,0	4,6	1.310,0	7,9	1.087,0	6,5	779,0	4,7	3.936,0	23,7
Masa HC extraídos fase libre	412,3	2,5	2.577,2	15,5	3.094,0	18,6	5.494,4	33,1	11.577,9	69,7
<b>TOTAL</b>	<b>1.385,1</b>	<b>8,3</b>	<b>3.986,7</b>	<b>24,0</b>	<b>4.412,1</b>	<b>26,5</b>	<b>6.838,5</b>	<b>41,1</b>	<b>16.622,4</b>	<b>100</b>

Campo de pruebas nº 2

Parámetro	45 días		75 días		140 días		191 días		TOTAL	
	Kg	%	Kg	%	Kg	%	Kg	%	kg	%
Masa HC biodegradados	12,1	0,2	72,6	1,4	759,1	15,1	1366,7	27,2	2.210,5	44,0
Masa HC extraídos disueltos	21,1	0,4	1,5	0,0	1,5	0,0	0,0	0,0	24,1	0,5
Masa HC volatilizados	451,9	9,0	709,2	14,1	1.097,0	21,8	535,9	10,7	2.794,0	55,6
<b>TOTAL</b>	<b>485,1</b>	<b>9,6</b>	<b>783,3</b>	<b>15,6</b>	<b>1.857,6</b>	<b>36,9</b>	<b>1.902,6</b>	<b>37,8</b>	<b>5.028,6</b>	<b>100</b>

En las tablas anteriores se recoge la masa de hidrocarburos eliminados en cuatro intervalos de tiempo – que coinciden con la realización de los sondeos de comprobación  $t = 45$  ó  $35$  días,  $t = 75$  días,  $t = 140$  días- y el proceso de eliminación asociado, de modo que se muestra la evolución de la eliminación de la masa de hidrocarburos -puntual y final- producida durante el tiempo de tratamiento.

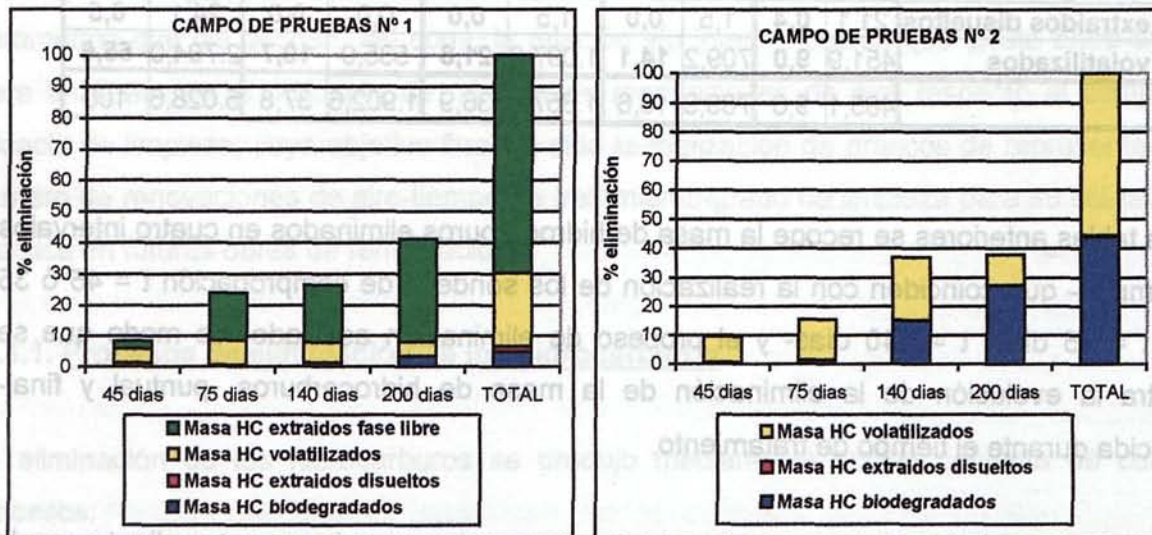
El sistema de tratamiento global se subdivide en dos sistemas, la correspondiente con la *línea de aire* (formada por el sistema de extracción de vapores y la inyección de aire) y la *línea de agua* (formada por el sistema de bombeo y tratamiento de aguas subterráneas y producto libre). Cada uno de los procesos de eliminación se asocia a la labor ejecutada por cada línea de tratamiento, de manera que para campo de pruebas, el resultado global de los procesos de eliminación sería:

Tabla IX.2. Procesos de eliminación de los hidrocarburos en los campos de pruebas

	Proceso de eliminación	CAMPO PRUEBAS	
		Nº 1	Nº 2
<b>LÍNEA DE AIRE</b>	<b>Volatilización</b>	23,7 %	56,6 %
	<b>Biodegradación</b>	4,8 %	44,0 %
<b>LÍNEA DE AGUA</b>	<b>Extracción de fase libre</b>	69,7 %	-
	<b>Extracción de fase disuelta</b>	1,9 %	0,5 %

Representando la evolución del porcentaje de eliminación en el tiempo se puede percibir como los procesos más relevantes en el campo de pruebas nº 1 fueron la extracción de fase libre, que condicionó los otros tres, y la volatilización de los hidrocarburos absorbidos en el suelo; y en el campo de pruebas nº 2, fueron la volatilización y la biodegradación, tal y como se muestra en la Fig. IX.1:

Fig. IX.1: Evolución de los procesos de evolución de la descontaminación



Los procesos de eliminación se identifican con dos modelos de eliminación según el comportamiento de la productividad a lo largo del tiempo de tratamiento:

- 1º modelo de eliminación: la eliminación es superior o máxima al principio del tratamiento (función monótona decreciente).
- 2º modelo de eliminación: la eliminación es superior o máxima al final del tratamiento (función monótona creciente).



Los procesos de volatilización y de extracción de fase disuelta se asocian al primer modelo de eliminación, y los procesos de biodegradación y de extracción de producto libre al segundo modelo de eliminación. Estos modelos de eliminación siguen una cinética de la reacción de primer orden, y se corresponden con las siguientes expresiones lineales:

$$M_E = M_0 e^{-k_E t}$$

Donde:

$M_E$	=	Masa eliminada
$M_0$	=	Masa inicial
$k_E$	=	Tasa de eliminación
$t$	=	Tiempo de limpieza

Conocida la *tasa de eliminación* producida para cada proceso de eliminación podemos conocer el *tiempo de limpieza real* para un porcentaje de eliminación determinado (mostrado en los Apdos. VII. 3.1. y VII.6.1. Coeficientes y tasas de eliminación y VII.3.2 y VII.6.2. Tiempos de eliminación reales).

De forma detallada, cada uno de los procesos de eliminación de hidrocarburos han sido en estudiados en el Capítulo VII. Presentación y discusión de resultados (en concreto han sido cuantificados en los Apdos VII.2.4.2. y VII.5.4.2. Volumetría de los hidrocarburos eliminados y evaluados en los Apdos. VII.3.1. y VII.6.1 Coeficientes y tasas de eliminación), y en el Capítulo VIII. Interpretación de resultados, concluyéndose que:

1. Los **procesos de volatilización** se originaron desde el principio, generándose por la movilidad del aire en los huecos interconectados de los granos del suelo, actuando en el espacio hidrocarburos/aire, y produciéndose como consecuencia del aporte y movimiento de aire en el suelo, que al ponerse en contacto con la superficie del hidrocarburo se produce una conversión de constituyentes volátiles de la fase líquida a la fase vapor. Así cuanto mayor es el paso de la corriente de aire a través del suelo, mayor es la transferencia de los contaminantes desde la matriz del suelo (o suelo/agua) a la corriente de aire generándose la volatilización de los hidrocarburos .

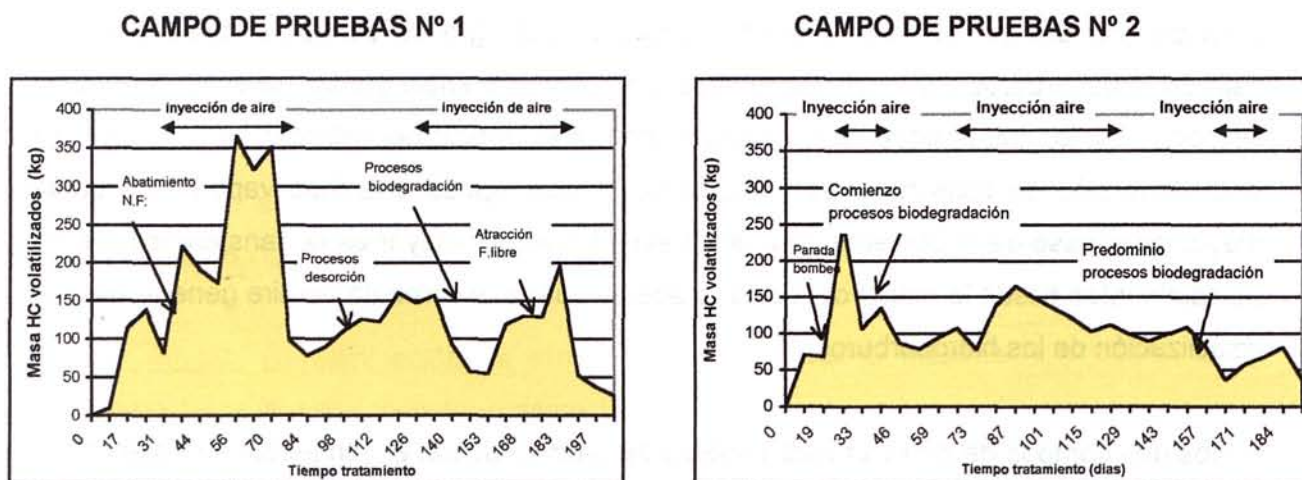
En los dos campos de pruebas este proceso se produjo desde el comienzo del tratamiento, observándose como la máxima volatilización no se produce inmediatamente después de la

puesta en marcha del sistema de extracción de aire si no que es necesario tener en cuenta un cierto tiempo de acondicionamiento. A partir de haberse obtenido el punto máximo de volatilización, se produce una inflexión en la curva volatilización-tiempo, disminuyendo la tasa de volatilización en función de la disponibilidad de los hidrocarburos en el medio (detallado en el Apdo. VIII.1.2.5.).

Este hecho se constata de manera más directa en el campo de pruebas nº 2 ya que la volatilización disminuye en el tiempo a medida que disminuye la presencia de hidrocarburos absorbidos en el suelo. Sin embargo en el campo de pruebas nº 1, existen momentos puntuales en los que la volatilización fluctúa después del punto de inflexión, incrementándose por el aumento de los hidrocarburos en el medio por desorción y cuando existen aportes externos de producto libre en el campo de pruebas, que nuevamente “contaminan” el suelo; también se observa el efecto contrario, cuando comienzan a actuar los procesos de biodegradación la volatilización disminuye, ya que va a “rivalizar” con la biodegradación por los hidrocarburos que restan (detallado en Apdos. VII.3.1.1. y VII.6.1.1.).

Así mismo, existe otro factor que condiciona de forma directa la volatilización de los hidrocarburos que es la entrada de aire limpio mediante aplicación de inyección de aire en el suelo. Esta entrada de aire, con una temperatura superior a la existente en el suelo va a favorecer la segregación de las fracciones más volátiles de los hidrocarburos. También hay que tener en cuenta que, de forma muy secundaria en este caso, la aplicación de alto vacío para la extracción de fase libre también fomenta la volatilización y la extracción de los vapores orgánicos (detallado en Apdos. VII.3.1.1. y VII.6.1.1.).

Fig. IX.2: Evolución y acontecimientos relacionados con la volatilización





Los factores que condicionan el funcionamiento del sistema de extracción de aire es el centro de gravedad de vacío (G) y el área de influencia de vacío. El **centro de gravedad de vacío** se define como el centro de acción del conjunto de los pozos donde se aplica la presión de vacío en cabeza de pozo y va a condicionar el radio de acción del sistema de extracción de vapores, definiendo el *área de influencia de vacío*. (definido en los Apdos. VII.2.3.1. y VII.5.3.1.).

Así mismo, la presión de vacío ejercida en el suelo producirá un determinado caudal de extracción de aire, caudal que representa el movimiento de aire en el suelo y que genera los procesos de volatilización fundamentalmente. Estos dos parámetros, presión de vacío y caudal de aire se encuentran interrelacionados y dependen directamente de las características intrínsecas del suelo -porosidad al aire, permeabilidad al aire y humedad del suelo- (detallado en Apdo. VIII.1.2.5.).

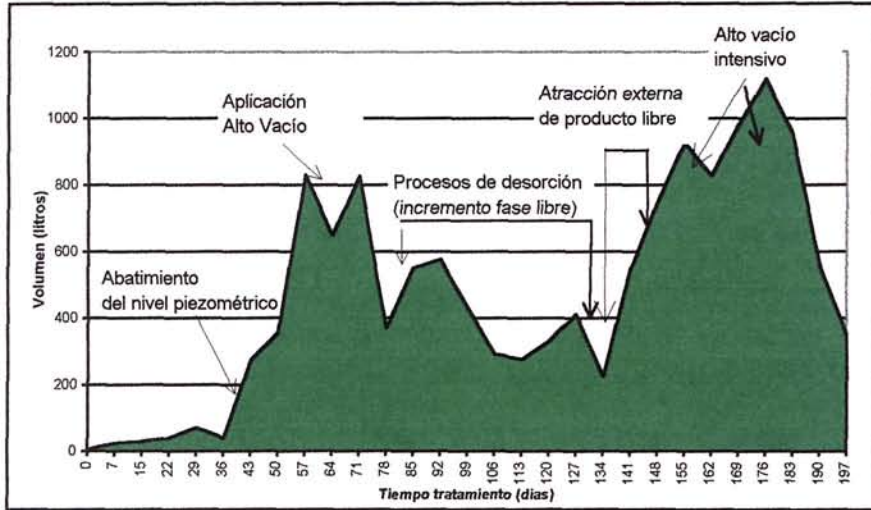
2. La **extracción de la fase libre** solamente se realizó en el campo de pruebas nº 1. Este proceso, que a priori parece simple, estuvo acompañado de muchos fenómenos que hicieron necesario variar las actuaciones y aplicar mejoras al sistema, modificándose el comportamiento esperado. Inicialmente la tasa de extracción de producto libre fue menor de la esperada ya que la fase sobrenadante se encontraba situada en materiales de baja permeabilidad (arcillas arenosas) que dificultaba el bombeo, por lo que para aumentar la productividad de la extracción fue necesario el *abatimiento del nivel piezométrico* del campo de pruebas hasta materiales de mayor permeabilidad (arenas y gravas), observándose que a partir de ese momento la extracción mejoró notablemente. Se añadió una segunda mejora, que es la aplicación de un sistema de *alto vacío* de forma puntual en los pozos en los que existía mayor presencia de producto libre, resaltándose la eficacia de este sistema (detallado en los Apdos. VIII.2.4.2.3. y VIII.3.1.4.).

Se observó también la actuación de **procesos de desorción** que produjeron una liberación de producto libre (y un incremento de la fase gaseosa) que se encontraba retenido en el suelo, modificando de forma considerable la volumetría del hidrocarburo inicialmente diagnosticado; estos procesos de desorción se producen como consecuencia de la alteración del equilibrio de las condiciones existentes en el medio (temperatura, pH, presencia de arcillas y materia orgánica, etc), modificando el coeficiente de distribución suelo/agua ( $K_d$ ), de forma que al superar el *umbral de saturación* de la isoterma de sorción los hidrocarburos no pueden ser absorbidos por el suelo, pasando a formar parte de la fase



libre. Por otro lado, se produjo un incremento inesperado de producto libre por aportes externos (debido a una intensificación del bombeo), que elevó nuevamente la tasa de extracción de producto libre (detallado en Apdo. VII.2.2.2.).

**Fig. IX.3: Evolución y acontecimientos relacionados con la extracción de fase libre**

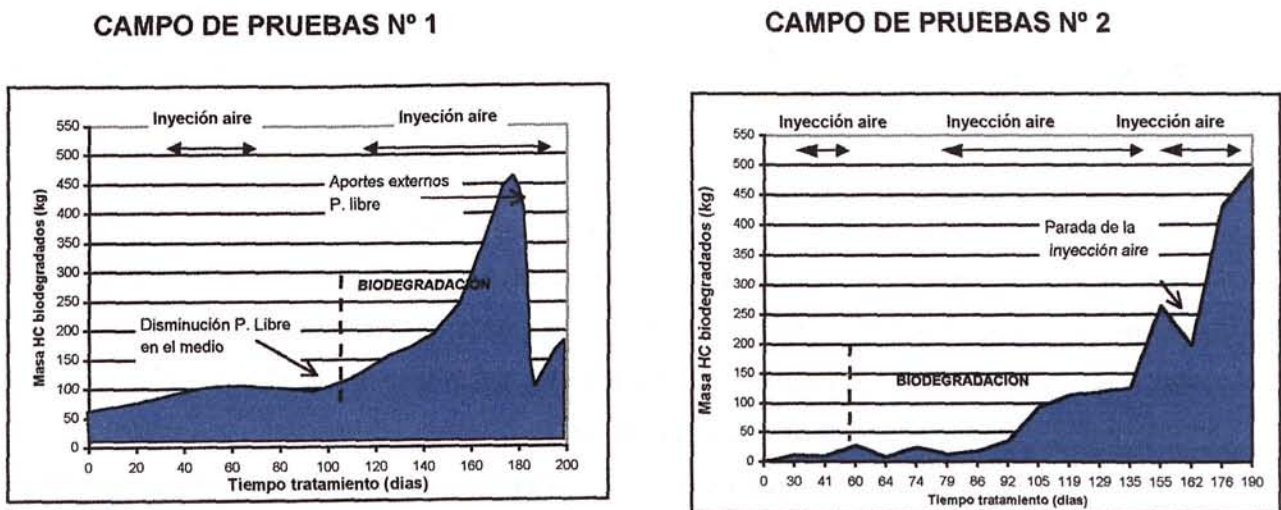


El sistema de extracción de fase libre depende directamente del correcto diseño del bombeo y de las propiedades hidrogeológicas que presente el suelo donde se encuentra el hidrocarburo sobrenadante. Los factores fundamentales que definen el sistema son las *características hidrogeológicas del medio* y el *área de influencia del bombeo*. Por tanto, por un lado, es necesario la aplicación de un doble bombeo, uno para abatir el nivel freático en materiales de alta permeabilidad y transmisividad que permitan mejorar la extracción y otro formado por las bombas de extracción de la fase libre, y, por otro lado, es necesario determinar el área de influencia del bombeo y de la extracción de producto libre para evitar la atracción y movilidad de producto libre existente en puntos exteriores al límite de acción del campo de pruebas (descrito en Apdo. VII.2.3.4.4.).

También es fundamental tener en cuenta que en caso de ser necesario el abatimiento del nivel freático, éste se realice de forma lenta y homogénea en todo el emplazamiento, dando tiempo suficiente para que no se quede el producto retenido en el suelo (sobre todo si existen materiales de carácter arcilloso y con mucha materia orgánica), y que existe la posibilidad de que se produzcan procesos de desorción que incrementen la cantidad de hidrocarburos en fase libre durante el tiempo de tratamiento.

3. Los **procesos de biodegradación** tuvieron una gran importancia en el campo de pruebas nº 2, siendo el complemento de los procesos de volatilización. Dichos procesos de biodegradación fueron de carácter aerobio, siendo necesario la presencia de un medio con altas concentraciones de oxígeno disponibles, ya que es éste el aceptor de electrones fundamental en el desarrollo de los procesos metabólicos; los procesos de biodegradación de los hidrocarburos se producen el interior de las células, siendo necesario la presencia de un sustrato orgánico (hidrocarburo) como donador de carbono y la presencia de oxígeno como aceptor de electrones para la formación de moléculas de energía (ATP), que dan lugar como producto final de la respiración bacteriana unos subproductos que son dióxido de carbono y agua (por este motivo se utiliza la concentración de CO<sub>2</sub> y de oxígeno como indicadores de la biodegradación). La interpretación de dichos procesos se ha basado en el *modelo de Monod* (definido en Apdo. IV.5.1.1.2.).

**Fig. IX.4: Evolución y acontecimientos relacionados con la biodegradación**



En el campo de pruebas nº 2 se produjo la biodegradación casi desde el inicio del sistema, con un periodo de aclimatización o acondicionamiento de los microorganismos (autóctonos) de apenas un mes y medio. La productividad de la eliminación por este proceso es lenta y se incrementa de forma gradual en el tiempo, observándose un mayor desarrollo en los periodos en los que se produjeron aportes extras de aire al suelo mediante la aplicación de la inyección de aire, ya que una mayor concentración de oxígeno en el medio favorece (o en caso contrario, inhibe) los procesos metabólicos (descrito en Apdo. VII.6.1.2.).

En el campo de pruebas nº 1, el factor que determinó el progreso de los procesos de biodegradación fue la presencia de producto libre, que inhibió los procesos de



biodegradación hasta que disminuyó en un alto grado en el medio, generándose en la segunda mitad del tratamiento, con un periodo de acondicionamiento de los microorganismos existentes en el medio muy alto, unos 4 meses, y con un peso muy pequeño dentro de los 4 procesos fundamentales de eliminación (descrito en Apdo. VII.3.1.2.).

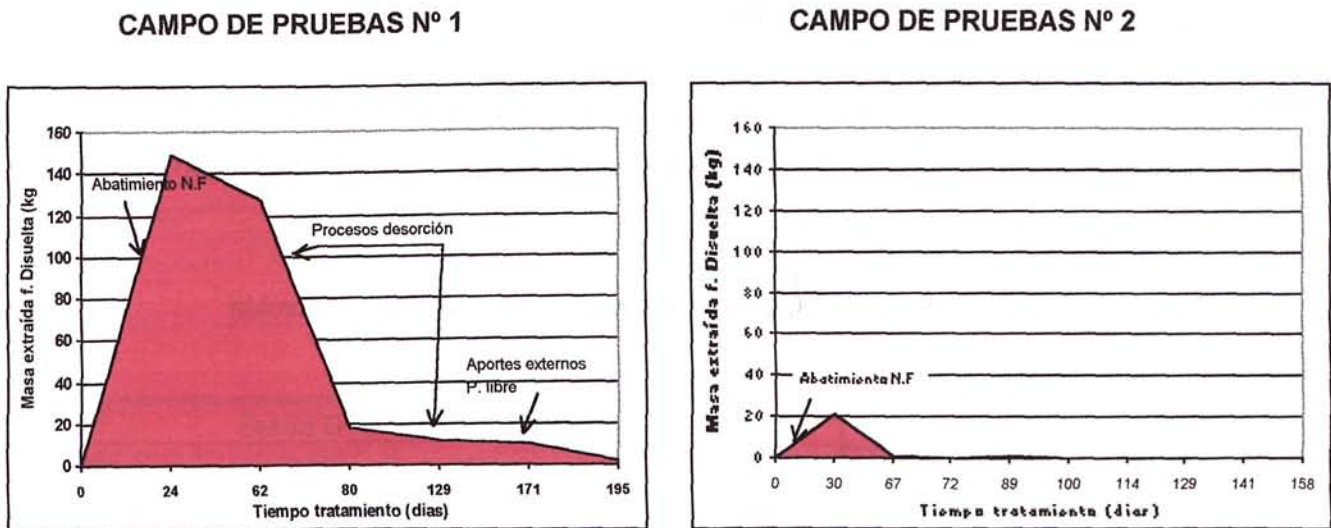
Los factores fundamentales que condicionan el desarrollo de los procesos de biodegradación de tipo aerobio son la *disponibilidad de oxígeno* y la *no presencia de producto en fase libre*. Por tanto, es muy difícil que se produzcan procesos de biodegradación cuando existe presencia en fase libre, o en su defecto, cuando existen altas concentraciones de hidrocarburos absorbidos en el suelo, ya que este es el principal factor de inhibición. En caso de no existir producto en fase libre, es preciso calcular, por un lado, el déficit existente de oxígeno y la cantidad del mismo que es necesario aportar al sistema en función de la presencia de hidrocarburos factibles de ser biodegradados, y por otro lado, se ha de considerar que en función de las características del suelo (porosidad al aire) se obtendrá un mayor o menor radio de utilización de oxígeno (descrito en Apdos. VII. 2.3.4.7 y VII.5.3.3.4.).

En nuestro caso, en todo momento hubo un excedente de oxígeno debido al intenso caudal de aire inyectado y a la adecuada ubicación de los pozos de inyección, que se tradujo en el ambiente apropiado para el fomento de dichos procesos y la desaparición de zonas con condiciones anaerobias (detallado en Apdos VII.3.1.2.1.1. y VII.6.1.2.1.1.). Es muy recomendable la aplicación de la inyección de aire de forma alternante o discontinua en el tiempo, ya que se ha observado que después de cada periodo de inyección los procesos de biodegradación (y de forma paralela la volatilización) se incrementan (mostrado en Apdo. VIII.1.2.7.).

4. El **proceso de extracción de la fase disuelta** es el que ha tenido una representación más discreta en los dos campos de pruebas. Este proceso se basa en el bombeo (y posterior tratamiento) de la fase disuelta que se encuentra en las aguas subterráneas. En ambos campos de pruebas la mayor eliminación se produce al principio del sistema de tratamiento, para luego ir descendiendo de forma paulatina hasta hacerse prácticamente nula (detallado en Apdo. VII. 2.4.2.2. y VII. 5.4.2.2.).

Sin embargo hay que tener en cuenta, que el abatimiento del nivel piezométrico va a generar la disolución de los compuestos más solubles del queroseno debido al cambio del flujo del agua subterránea y al incremento de la velocidad de la misma, incrementándose la concentración de la fase disuelta respecto a la inicial diagnosticada. En el caso del campo de pruebas nº 1, este fenómeno tuvo mayor importancia, además de producirse nuevos incrementos debido a los procesos de desorción y de los aportes externos de producto libre en el sistema (detallado en Apdo. VII. 2.4.2.2. y VII. 5.4.2.2.).

Fig. IX.5: Evolución y acontecimientos relacionados con la extracción de fase disuelta



Los factores fundamentales que condicionan el rendimiento del sistema de extracción de fase disuelta son la *presencia de fase libre en el medio* y el *área de influencia de bombeo*. Así, es necesario, al igual que en el caso del producto libre, ajustar el bombeo a unos caudales y radios de influencia adecuados para evitar la atracción de carga contaminante exterior al sistema, y es necesario tener en cuenta que la existencia de producto en fase libre va a alterar las condiciones de concentración de la fase disuelta, incrementándose la disolución de las fases solubles cuando se produce la movilidad de éste, cuando existen procesos de desorción y aportes externos al sistema (descrito en Apdo. VII.2.3.4.3. y VII.5.3.4.3).



### IX.3.2. Productividad del sistema de tratamiento

A medida que se producen los procesos de eliminación de los hidrocarburos la presencia de hidrocarburos y la distribución de éstos en el medio se modifica. Es decir ambas variables son inversamente proporcionales, ya que el incremento de la productividad de la descontaminación o eliminación de los hidrocarburos en el medio *-curva de descontaminación-* se manifiesta en una disminución de la masa de hidrocarburos existente en el medio *-curva de contaminación-* a lo largo del tiempo, quedando reflejados además cualquier aporte externo o modificación de las condiciones de estado en el sistema (detallado en el capítulo VII, en los Apdos. VII.2.4. y VII.5.4. Balance de masas).

En las siguiente tabla se muestra la masa (en kg y %) de los hidrocarburos eliminados (productividad de la descontaminación) y los hidrocarburos que permanecen en el medio (productividad de la contaminación):

**Tabla IX.3: Productividad de la descontaminación y contaminación**

Campo de pruebas nº 1

Productividad	Unidad	TIEMPO TRATAMIENTO (días)				
		Inicio	45 días	75 días	140 días	final
DESCONTAMINACIÓN	Kg	15.672,1	14.781,2	8.879,5	7.438,1	635,6
	%	100	94	57	47	4
CONTAMINACIÓN	Kg	0,0	1.385,1	5.371,7	9.783,9	16.622,4
	%	0	8	32	59	100

Campo de pruebas nº 2

Productividad	Unidad	TIEMPO TRATAMIENTO (días)				
		Inicio	35 días	75 días	140 días	final
DESCONTAMINACIÓN	Kg	5.525,9	2.887,0	1.078,7	282,8	23,3
	%	100	52	37	26	8
CONTAMINACIÓN	Kg	0,0	485,1	1.268,4	3.126,0	.5028,6
	%	0	10	25	62	100

La discrepancia existente entre ambos campos de pruebas, reside en que el campo de pruebas nº 1 la masa inicial de hidrocarburos era mayor que la del campo nº 2 y, en consecuencia, la masa eliminada también lo fue en esos términos y en que en el campo nº 1 se producen aportes externos de producto libre al medio en la segunda mitad del tratamiento, lo que produce un ligero retroceso en la evolución de la descontaminación (detallado en Apdos. VII.2.4.3.2. y VII. 5.4.3.2.).

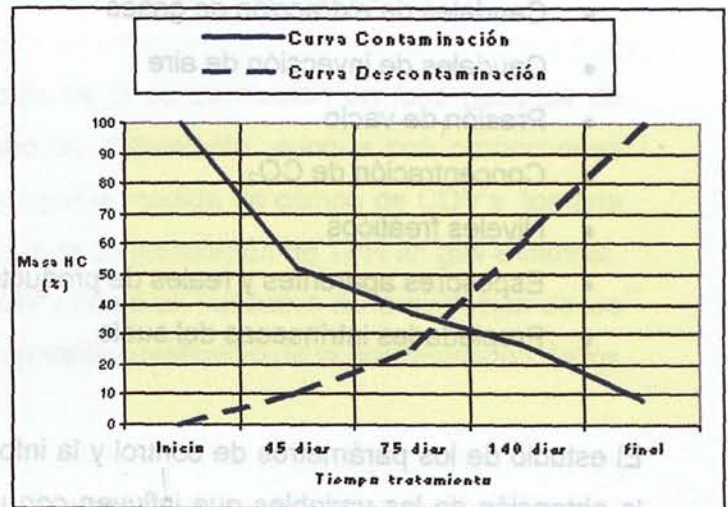
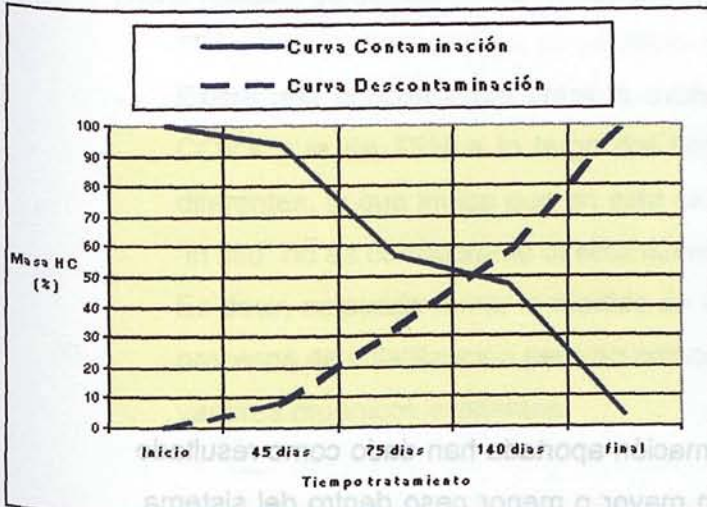


Finalmente, se representa en un gráfico la evolución de los procesos de evolución de la descontaminación globales frente a la presencia de contaminación en el suelo:

Fig. IX.6: Curvas de evolución de la contaminación –descontaminación

**CAMPO DE PRUEBAS N° 1**

**CAMPO DE PRUEBAS N° 2**



En los gráficos anteriores se observa como la presencia de hidrocarburos en el subsuelo a medida que se producían los procesos de eliminación fue mas compleja en el campo n° 1 que en el campo n° 2, debido fundamentalmente a la presencia de producto libre y a los aportes externos que se produjeron.

**IX.3.3. Variables que afectan al sistema**

En principio, se han identificado todos los parámetros -tanto de control como de cálculo posterior- que han intervenido de forma directa o indirecta en los procesos de evolución de la descontaminación mediante extracción de vapores en el suelo e inquiriendo si afectan de forma significativa en el sistema y la interrelación de cada uno de ellos (identificado en el capítulo VIII, en Apdo. VIII.1. Identificación de parámetros o variables que influyen en el sistema).

Los parámetros fundamentales identificados correspondientes a los parámetros de control, se enumeran a continuación:

- Concentración de TPH y fracción Volátil (en suelos, aguas, y gases)
- Concentración de COV's
- Niveles de Explosividad
- Porosidad y permeabilidad al aire
- Humedad del suelo
- Caudales de extracción de gases
- Caudales de inyección de aire
- Presión de vacío
- Concentración de CO<sub>2</sub>
- Niveles freáticos
- Espesores aparentes y reales de producto
- Propiedades intrínsecas del suelo

El estudio de los parámetros de control y la información aportada han dado como resultado la obtención de las variables que influyen con un mayor o menor peso dentro del sistema. Las variables identificadas se enumeran a continuación:

- Volumen de aire movilizado (volatilización)
- Disponibilidad de oxígeno en el medio (biodegradación)
- Velocidad de flujo y de Darcy de aire
- Tiempos de tránsito
- Distancia al centro de gravedad de vacío
- Número de renovaciones de aire
- Tasa de renovación de aire
- Tiempo de tratamiento o limpieza
- Grado de limpieza o de eliminación de la contaminación

Se ha estudiado la correspondencia existente entre los parámetros y/o variables que en principio pudieran estar relacionadas y la dependencia-independencia entre las mismas en caso de existir concordancia.

Los resultados obtenidos de la interrelación existente entre los parámetros y/o variables identificativos de las propiedades del medio y del propio sistema de tratamiento y la

concentración de hidrocarburos en todas las fases existentes se resume a continuación en los siguientes puntos:

#### **IX.3.3.1. Relación TPH - COV's - explosividad – caudal de extracción de aire**

Dicha relación se detalla en los Apdos VIII.1.2.1. y VIII.1.2.2., y se muestra que:

- Existe una concordancia entre la evolución de la concentración en fase gaseosa de COV's y la de TPH a lo largo del tiempo de tratamiento, aunque con proporciones diferentes, lo que indica que en este caso, que la medida de campo de COV's tomada "in situ" no es corroborable directamente con la concentración de TPH en gas existente. Es decir, se puede tomar la medida de COV's como un indicativo de la evolución de los procesos de volatilización pero no como un valor cuantitativo de la concentración de los vapores orgánicos existentes.
- En la medida de explosividad de los gases es fundamental utilizar un gas de calibración que se corresponda con el hidrocarburo presente en el medio (en nuestro caso nonano-queroseno), ya que de no elegir correctamente dicho gas se pueden generar desde el punto de vista de la seguridad y de los riesgos a la salud y el medioambiente, valores de explosividad menores a los reales (como es el caso de la utilización de hexano para el queroseno).
- No se puede concluir que un alto caudal de aire incremente la concentración de COV's y de TPH en gas, pero si se puede deducir que una adecuada aireación del medio favorece la volatilización de los hidrocarburos absorbidos.
- La aireación de aire en el suelo va a favorecer la volatilización de los hidrocarburos absorbidos en el suelo y el transporte de los mismos y de los hidrocarburos existentes en fase vapor. En las primeras etapas del tratamiento, por este motivo, la concentración de compuestos en fase gas es muy elevada.
- Análogamente, el grado de explosividad en el medio es superior en las primeras fases del tratamiento, ya que el sistema extrae los gases explosivos existentes entre las oquedades de los granos del suelo, y por tanto, la concentración de gases explosivos es



superior al principio del tratamiento, disminuyendo de forma gradual en el tiempo, a medida que la volatilización de dichos gases los hace desaparecer.

- Los valores de concentración máximos de COV's, explosividad y TPH en gas se obtienen en las primeras etapas del tratamiento.

#### **IX.3.3.2. Relación caudal de extracción de aire – presión de vacío e inyección de aire**

Dicha relación se detalla en el Apdo. VIII.1.2.3, y se muestra que:

- La presión de vacío y el caudal de extracción de aire están íntimamente relacionadas, percibiéndose que un caudal de extracción alto se corresponde con una presión de vacío baja y viceversa, siendo por tanto inversamente proporcionales.
- Un factor a tener en cuenta es la distancia entre el centro de gravedad de vacío (G) y la ubicación de los pozos, ya que, a mayor distancia o separación entre el pozo de vacío y el centro de gravedad producirán caudales y presiones de vacío menores, y viceversa, cuanto menor es la distancia radial mayor caudal de extracción y presión de vacío se producirá en el pozo.
- El caudal de aire -tanto de extracción como de inyección de aire- tiende a incrementarse con el tiempo de tratamiento, siendo superior el caudal final respecto del inicial; sin embargo, la presión de vacío tiende a disminuir con el tiempo, como es lógico por la relación inversa que tiene con el caudal de extracción.
- Existe una relación directa entre el caudal de extracción y el de inyección, aumentando los caudales de extracción cuando la inyección esta conectada. Al conectar la inyección de aire se va a producir una disminución de la presión de vacío generalizada en todos los pozos, por lo que se deduce que la influencia de la inyección es mayor que la de la presión de vacío.
- También se ha detectado como al inyectar aire en el medio se incrementa momentáneamente la concentración de COV's y de explosividad, así como la concentración de TPH. Es decir, la inyección de aire hace de impulsor de la volatilización de los hidrocarburos.

### IX.3.3.3. Relación entre concentración de TPH –fracción volátil

Dicha relación se detalla en el Apdo. VIII.1.2.4, y se muestra que:

- En aguas subterráneas se observa que existe una disminución de la concentración de TPH y de la fracción volátil en el tiempo con la desaparición de las cadenas  $C_7-C_9$  en ambos campos de pruebas. Se observa que en el campo de pruebas nº 2, sin existencia de producto libre, desaparece con mayor facilidad y de forma más rápida la fracción volátil o más ligera que en el campo de pruebas nº 1.
  
- En suelos se observa como con la extracción de aire se manifiesta una disminución del TPH en el tiempo, y, sin embargo, un aumento de la fracción volátil. Es decir, se produce la desorción de los compuestos más ligeros de la fase absorbida en el suelo a fase gas o volátil, y por tanto, la fracción más ligera gana importancia frente al resto. Las cadenas de fracción volátil se corresponden con  $C_7-C_{10}$  inicialmente en ambos campos, desapareciendo por completo al final del tratamiento en el campo de pruebas nº 2 y quedando una pequeña representación de  $C_{10}$  en el campo nº 1, debido a la existencia de fase libre, fase más difícil y lenta de volatilizar que la fase absorbida.
  
- En suelos además se observa una relación directa entre la matriz del suelo y la fase absorbida en el suelo. Se percibe como los suelos de carácter arcilloso, de baja permeabilidad y de grano fino, dificultan la eliminación de la fracción más volátil respecto a materiales de carácter arenoso, permeables y de grano medio-grueso. Lógicamente, las cadenas  $C_7-C_{10}$  serán fácilmente eliminadas de los suelos en matriz más arenosa, y con mayor dificultad en los materiales arcillosos debido a su capacidad de sorción.
  
- Agrupando los resultados anteriores por las características de permeabilidad y tamaño de grano y la evolución de la fracción volátil y cadenas de carbono, se muestra como las fracciones más ligeras se eliminan con mayor facilidad en los materiales de baja permeabilidad y grano medio, sucediendo el efecto contrario en los materiales de carácter más impermeable y grano fino, de modo que la fracción volátil se queda retenida en las arcillas dificultando su extracción:

Tabla IX.4: Evolución de la fracción volátil en diferentes matrices de suelo

MATRIZ DEL SUELO	PERMEABILIDAD	TIEMPO TRATAMIENTO			
		Inicial	35-45 días	75 días	140 días
Arenas y gravas en matriz arcillosa	BAJA	21,6	37,2	38,5	38,0
Arenas limosas	BAJA-MEDIA	-	31,5	45,0	Desaparecido
Arenas y gravas	ALTA	14,0	25,0	28,3 -desaparecido	Desaparecido

Tabla IX.5: Evolución de las cadenas de carbono en diferentes matrices de suelo

MATRIZ DEL SUELO	PERMEABILIDAD	TIEMPO TRATAMIENTO			
		Inicial	35-45 días	75 días	140 días
Arenas y gravas en matriz arcillosa	BAJA	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub> y C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub> y C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub>
Arenas limosas	BAJA-MEDIA	-	C <sub>8</sub> -C <sub>10</sub> y C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub>	Desaparecido
Arenas y gravas	ALTA	C <sub>7</sub> -C <sub>10</sub>	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> y C <sub>10</sub>	C <sub>9</sub> -C <sub>10</sub> y C <sub>10</sub>	Desaparecido

- En gases se advierte que la concentración de TPH disminuye en el tiempo, pero sin embargo la fracción volátil aumenta, con cadenas de C<sub>7</sub>-C<sub>10</sub> en todo momento. Ahora bien, la proporción de compuestos pertenecientes a C<sub>7</sub> si disminuye con el tratamiento, aunque no llegue a desaparecer.
- Se percibe también una relación clara en la evolución de la eliminación o desaparición de las fracciones más ligeras y la existencia de inyección de aire en el medio, ya que en conjunción con la extracción de aire, va a estimular la volatilización de la fase absorbida en el suelo, aumentando la concentración de TPH en gases y disminuyendo en suelos; consecuentemente, al mismo tiempo, la fracción volátil aumenta en gases en detrimento de la existente en el suelo, desapareciendo las cadenas C<sub>7</sub>-C<sub>10</sub>, rango de cadenas de carbonos que sí aparecen en los gases extraídos.
- Se constata la diferencia de evolución y desarrollo de la eliminación de la contaminación entre emplazamientos con presencia de producto libre y sin fase libre, ya que la volatilización es menos propicia con producto libre, ya que los hidrocarburos sobresaturados se encuentran más retenidos en el suelo, y las concentraciones de sorción también son más altas, siendo más difícil la eliminación de los compuestos orgánicos. Sin embargo en términos de rendimiento, dada la mayor concentración y el

volumen de partida existente en el campo de pruebas nº 1 respecto al campo nº 2, hace que, en comparación, la eficacia del sistema de tratamiento se considere muy notable.

#### **IX.3.3.4. Relación entre porosidad al aire – permeabilidad al aire- humedad del suelo**

Dicha relación se detalla en el Apdo. VIII.1.2.5, y se muestra que:

- Las tres variables: porosidad al aire, permeabilidad al aire y humedad del suelo están íntimamente relacionadas.
- El factor fundamental entre ellas es la humedad del suelo, ya que su evolución influye de forma directa en las otras dos.
- La humedad del suelo tiende a disminuir con el tiempo de tratamiento, debido a la retirada de los vapores de agua y al propio agua gravitacional existente, como consecuencia de la aireación de la zona no saturada por la extracción de aire. Este hecho se constata al observarse como la cantidad de agua retenida por el separador de gotas se incrementa con la evolución del sistema.
- Al disminuir la humedad del suelo, se va a producir un incremento de los huecos libres en el suelo para el paso del aire, y por tanto, se incrementará la porosidad al aire del suelo (y en consecuencia aumentará el caudal de extracción de aire).
- Lógicamente, si se incrementa la porosidad al aire, se aumentará también la facilidad de paso del aire en el suelo, es decir, se incrementará también la permeabilidad al aire.

#### **IX.3.3.5. Relación espesor de la zona no saturada (ZNS) – caudal de extracción/inyección aire – concentración TPH en gases**

Dicha relación se detalla en el Apdo. VIII.1.2.6, y se muestra que:

- Es muy difícil, dado el enorme volumen de variables que influyen en el sistema y la escasez de datos en determinadas situaciones para corroborar hipótesis, relacionar de forma sencilla el espesor de la zona no saturada con un incremento generalizado del rendimiento de extracción de vapores del suelo.

- Si se observa que existe un aumento del espesor no saturado del suelo con el bombeo y con la aplicación de la inyección de aire, y que en los momentos en los que existe inyección de aire, se percibe un aumento generalizado de los caudales de extracción de aire.
- Dada la disparidad de los resultados en ambos campos, aunque a priori un aumento del espesor de la zona no saturada debería incrementar el caudal de aire extraído, esta afirmación no se cumple en todos los momentos. Hay que tener en cuenta que al descender el nivel piezométrico, la parte del suelo ahora situado en la ZNS tiene un alto contenido en agua entre sus poros, disminuyendo la porosidad eficaz al aire, por lo que cabe pensar que al no existir huecos libres por donde circule el aire, lógicamente, el caudal no se incrementa de forma tan drástica. Una vez que disminuya esta humedad, el caudal de paso de aire se incrementará.
- Con respecto a la concentración de TPH de los gases extraídos, se ha reparado que en líneas generales a mayor espesor de zona no saturada, mayor es la concentración de TPH (y consecuentemente de COV's y explosividad) al estar expuesta a la volatilización mayor espesor de suelo contaminado. Sin embargo, hay que tener en cuenta en dicha afirmación que la inyección de aire, además de favorecer el incremento de la ZNS, también aumenta la volatilización de queroseno, por lo que el incremento de TPH y COV's se deberá a la interacción de las dos cuestiones.

#### **IX.3.3.6. Relación volumen de aire movilizado – volatilización - biodegradación**

Dicha relación se detalla en el Apdo. VIII.1.2.7, y se muestra que:

- La volatilización de los hidrocarburos se produce por dos procesos concretos, primeramente debido a la extracción de aire, que moviliza el aire existente en el suelo y hace que se "segregen" las fracciones más volátiles tanto de la fase gas como de la sorbida en el suelo debido al efecto del vacío o succión ejercido en la zona no saturada del suelo, y de forma secundaria, pero no menos importante, a través de la inyección de aire, ya que la entrada de aire limpio y a una temperatura superior que la que existe en el suelo va a favorecer y acrecentar la volatilización de las fracciones menos volátiles.

- La biodegradación se produce después de un necesario periodo de adaptación y aclimatación de las poblaciones bacterianas y en el momento en que las condiciones de disponibilidad de oxígeno y de carbono sean accesibles. Existe una conexión clara entre la biodegradación y la inyección de aire ya que los procesos de biodegradación se ven favorecidos por la inyección de aire por dos motivos, el fundamental es el aporte de oxígeno, que elimina posibles zonas anóxicas; y el segundo, el aumento de temperatura que se produce en el medio, que hace que los microorganismos se encuentren en las condiciones termófilas adecuadas.
- La inyección de aire de forma discontinua mejora notablemente la volatilización y biodegradación de los hidrocarburos, afectando de forma más directa en los procesos de biodegradación, ya que dichos procesos sufren un impulso cada vez que se pone en marcha la inyección de aire, al introducir en el medio de nuevo aportes de oxígeno. Este hecho se corresponde análogamente con el incremento del radio de influencia de utilización de oxígeno al inicio de cada periodo de inyección de aire.

#### **IX.3.3.7. Relación entre la velocidad de flujo y Darcy de aire - tiempos de tránsito**

Dicha relación se detalla en el Apdo. VIII.1.2.8, y se muestra que:

- La velocidad de movimiento de aire y los vapores orgánicos producida por el sistema de extracción de vapores se puede definir mediante dos parámetros: velocidad de flujo ( $q$ ), directamente proporcional al caudal de aire de extracción, y velocidad de Darcy ( $q_D$ ), en proporción directa con la presión de vacío.
- La tendencia general de ambas velocidades es a incrementarse con el tiempo de tratamiento, viéndose afectada su evolución, de modo puntual, por las oscilaciones del caudal de extracción de aire y la presión de vacío, debido a la dependencia directa respecto a estas variables.
- Los pozos situados a una menor distancia del centro de gravedad de vacío ( $G$ ) muestran velocidades, de flujo y de Darcy, mayores que aquellos pozos que se sitúan a una distancia mayor.

- El tiempo de tránsito –tiempo que tarda en recorrer una partícula la distancia existente desde el centro de gravedad de vacío al pozo de extracción- se relaciona de forma directa con la velocidad de flujo ( $Tt [f(q)]$ ) y de la velocidad de Darcy ( $Tt [f(q_D)]$ ), y con las propiedades del suelo ( $Tt [f(n_a)]$ ).
- El tiempo de tránsito de una partícula será mayor cuanto mayor sea la distancia existente entre el pozo de extracción y el centro de gravedad de vacío, indistintamente del tipo de tiempo de tránsito evaluado.
- Con el tiempo de tratamiento, el tiempo de tránsito tiende a disminuir, necesitando una partícula un menor tiempo para recorrer la distancia existente entre el centro de gravedad de vacío y el pozo de extracción al final de tratamiento, debido principalmente al incremento de los huecos libres en el suelo para el paso de aire, que aumentan el caudal de extracción de aire y disminuyen la presión de vacío con el tiempo de tratamiento.

#### **IX. 3.4. Número de renovaciones de aire**

El **número de renovación de aire (NRA)** se define como la cantidad de aire que es posible movilizar en el suelo en función de las propiedades intrínsecas del suelo y de las condiciones de diseño del sistema de tratamiento (definido en el Capítulo VIII, en el Apdo. VIII.2. Número de renovaciones de aire).

$$\text{Nº RENOVACIÓN DE AIRE} = \frac{\text{Volumen aire movilizado}}{\text{Volumen aire posible en el suelo}}$$

El *volumen de aire movilizado* se corresponde con el volumen de aire que se ha desplazado como consecuencia de la extracción de vapores y la inyección de aire en el suelo con respecto al tiempo de tratamiento, y el *volumen de aire posible en el suelo* se corresponde con el volumen de huecos libres y ocupados con aire dentro del suelo, y se calcularía como el volumen limitado entre el área de suelo bajo la influencia del sistema de vacío por el espesor de zona no saturada y la porosidad al aire.

$$\begin{aligned} \text{N}^\circ \text{ RENOVACIÓN DE AIRE } (t_x) &= \frac{\text{Volumen aire movilizado } (t_x)}{\text{Volumen aire posible en el suelo } (t_x)} = \\ &= \frac{\text{Volumen aire extraído} + \text{Volumen aire inyectado}}{\text{Área influencia} \times \text{espesor ZNS} \times \text{porosidad}_{\text{aire}}} = \frac{Q_a \times t}{A \times b \times n_a} = \text{adim} \end{aligned}$$

Donde

- $Q_a$  = Caudal de aire movilizado ( $\text{m}^3/\text{día}$ )
- $t$  = Tiempo de tratamiento (días)
- $A$  = Área bajo influencia del sistema de aireación -vacío e inyección- ( $\text{m}^2$ )
- $b$  = Espesor de zona no saturada (m)
- $n_a$  = Porosidad al aire del suelo (%/100)

Es necesario tener en cuenta que el volumen de aire movilizado por unidad de tiempo va a depender de forma directa de las propiedades intrínsecas del suelo (porosidad al aire y humedad del suelo), del espesor de la zona no saturada, así como de la cantidad de aire que es posible movilizar por el sistema de tratamiento (radio de influencia adecuados y potencia del depresor adecuadas al tipo de suelo).

El área de influencia de vacío se relaciona con la superficie de suelo que está bajo los efectos de la presión de vacío, teniendo en cuenta el centro de gravedad de vacío y el radio de influencia para el conjunto del sistema de extracción.

Conocido por un lado, el volumen movilizado en un tiempo de tratamiento determinado ( $t_{(x)}$ ) - que se corresponderá con el volumen de aire movilizado por la extracción de vapores y la inyección de aire- y por otro lado, el volumen de aire que es posible que pueda existir o permanecer en el suelo, se determina el número de renovaciones de aire que se han producido para un tiempo de tratamiento determinado ( $t_{(x)}$ ):

Luego, el volumen de aire que es posible movilizar por unidad de tiempo se corresponderá con el volumen de huecos interconectados y libres al paso del aire existentes dentro del volumen de suelo que está expuesto a los efectos del sistema de extracción de vapores e inyección de aire.



Se determinarán dos tipos de números de renovación de aire:

- Nº renovación de aire estimado (NRA<sub>E</sub>): considerando los parámetros de caudal de extracción de aire y tiempo de tratamiento estimados (definido en Apdo. VIII.2.1.1.).
- Nº renovación de aire real (NRA<sub>R</sub>): considerando los parámetros de caudal de aire e inyección, y tiempo de tratamiento reales (definido en Apdo. VIII.2.1.2.).

Los resultados se recogen en la siguiente tabla:

**Tabla IX.6: Número de renovación de aire real (NRA<sub>R</sub>) y estimado (NRA<sub>E</sub>) respecto al tiempo de limpieza**

		Tiempo de limpieza (días)									
		1	25	50	75	100	125	150	175	200	
CAMPO Nº 1	Nº de renovaciones aire real	0	10	21	31	42	58	66	85	107	
	Nº de renovaciones aire estimada	0	8	16	23	31	39	47	54	62	
CAMPO Nº 2	Nº de renovaciones aire real	0	7	15	23	37	51	63	69	86	
	Nº de renovaciones aire estimada	0	7	14	21	27	34	41	48	55	

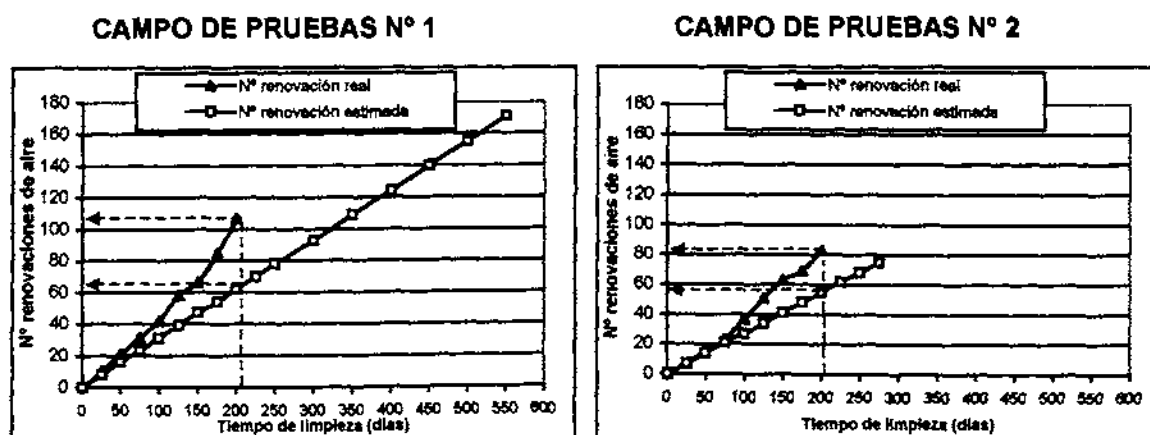
(Continuación)

		Tiempo de limpieza (días)								
		225	250	275	300	350	400	450	500	550
CAMPO Nº 1	Nº de renovaciones aire real	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Nº de renovaciones aire estimada	62	68	85	93	109	124	140	155	171
CAMPO Nº 2	Nº de renovaciones aire real	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Nº de renovaciones aire estimada	62	68	75	-	-	-	-	-	-

Para el campo de pruebas nº 1, el NRA<sub>R</sub> es de 107 al finalizar el tratamiento a los 200 días, valor menor que el NRA<sub>E</sub> de 171 si consideramos el tiempo de tratamiento estimado de 550 días. Para el campo de pruebas nº 2, el NRA<sub>R</sub> es de 86 al finalizar el tratamiento a los 200 días, valor mayor que el NRA<sub>E</sub> de 75 si consideramos el tiempo de tratamiento de estipulado en 275 días.

El número de renovaciones de aire reales y estimadas obtenidas en los dos campos de pruebas respecto del tiempo de tratamiento se representan en los siguientes gráficos:

Fig. IX.7: Número de renovación de aire real y estimado respecto al tiempo de limpieza



Existe una gran diferencia entre el número de renovaciones de aire estimadas y reales en los dos campos de pruebas, con una mayor discrepancia al final del tratamiento, donde la real se engrandece, y la estimada sigue la misma tendencia. El resultado final es que el número de renovaciones de aire real, para el mismo período de tiempo –200 días-, fue mucho mayor que el estimado.

Por tanto se concluye que:

- El número de renovaciones de aire depende de forma directa de **las propiedades intrínsecas del suelo** (porosidad al aire, humedad del suelo, área de influencia y espesor de zona no saturada) y de forma añadida, de **las características del sistema de extracción** (potencia de la bomba de vacío) que facilitará el caudal de extracción de aire más óptimo y/o posible según el tipo de suelo.

Posteriormente se relaciona el número de renovación de aire producido con la masa de hidrocarburos eliminados en el tiempo, y en concreto, con la masa de hidrocarburos que permanece en el medio desde el inicio hasta el final del tratamiento, cuando se alcanza el mayor grado de limpieza. El número de renovaciones de aire se corresponde solamente con el funcionamiento del sistema de extracción de vapores y la inyección de aire, por lo que solamente se considera la eliminación de hidrocarburos por procesos de *volatilización* y por *biodegradación* (descrito en Apdo. VII.2.2. Número de renovaciones de aire y masa de hidrocarburos eliminados).

Se ha estudiado la relación entre el número de renovación de aire -real y estimado-, y, la masa de hidrocarburos eliminados -reales y estimados-. La masa eliminada real se determina teniendo en cuenta la masa de hidrocarburos que han sido eliminados por volatilización y por biodegradación, sin embargo, en la estimación de los hidrocarburos a eliminar no se consideraron los procesos de biodegradación, por lo que solamente se tiene en cuenta la volatilización.

Consecuentemente, se han definido dos modelos:

- *Modelo de descontaminación estimativo*: que considera el número de renovaciones de aire estimada respecto de la masa eliminada estimada con el tiempo de limpieza estimado (volatilización). Definido en Apdo. VIII.2.2.1.
- *Modelo de descontaminación real*: que considera el número de renovaciones de aire real respecto de la masa eliminada real con el tiempo de tratamiento (volatilización + biodegradación). Definido en Apdo. VIII.2.2.2.

**Tabla IX.5: Número de renovación de aire –real y estimado- y masa de hidrocarburos existentes en el suelo**

Campo nº 1

		TIEMPO LIMPIEZA	días	1	50	75	150	200	250	300	350	400	450	500	550
Modelo descontaminación estimado	MASA TOTAL POR ELIMINAR	Kg		10.544	9.585	9.106	7.668	6.710	5.751	4.793	3.834	2.876	1.917	959	0
	Nº RENOVACIONES AIRE ESTIMADO	adim		0	16	23	47	62	78	93	109	124	140	155	171

		TIEMPO de limpieza	días	1	25	50	75	100	125	150	175	200
Modelo descontaminación real	MASA TOTAL POR ELIMINAR	Kg		4.729	4.465	3.796	2.659	2.380	1.822	1.388	852	0
	Nº RENOVACIONES AIRE REAL	adim		0	10	21	31	42	58	66	85	107

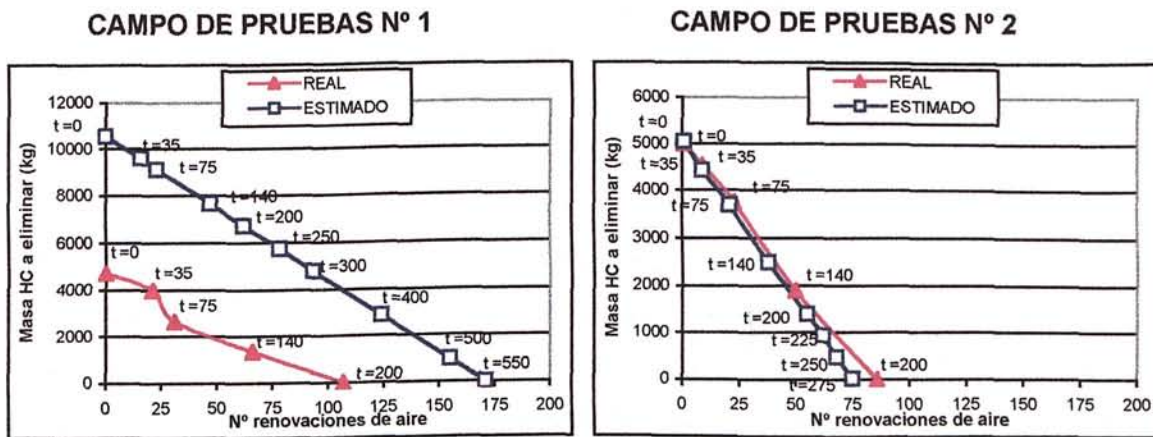
Campo nº 2

		TIEMPO LIMPIEZA	días	1	25	50	75	100	125	150	175	200	250	275
Modelo descontaminación estimado	MASA TOTAL POR ELIMINAR	Kg		5.052	4.611	4.152	3.693	3.233	2.774	2.315	1.856	1.396	478	19
	Nº RENOVACIONES AIRE ESTIMADO	adim		0	7	14	21	27	34	41	48	55	62	68

		Tiempo de limpieza	días	1	25	50	75	100	125	150	175	200
Modelo descontaminación real	MASA TOTAL POR ELIMINAR	Kg		5.005	4.648	4.342	3.898	3.178	2.575	1.529	695	0
	Nº RENOVACIONES AIRE REAL		adim	0	7	15	23	37	51	63	69	86

Los resultados se recogen en los siguientes gráficos:

Fig. IX.8: Evolución real/estimada del nº de renovación es de aire y la masa de hidrocarburos a eliminar (modelo descontaminación estimativo y real)



Para corroborar las hipótesis de trabajo se ha utilizado de apoyo los datos del *emplazamiento de contraste 1*, de mejor definición, y de los *emplazamientos de contraste 2, 3 y 4*, en los cuales los procesos de eliminación fundamentales fueron la volatilización y la biodegradación, así como modelos realizados mediante el programa de simulación informática AIRFLOW, en el cual el proceso de eliminación se basa en la volatilización exclusivamente (detallados en Apdo. VIII.2.2.3. Relación entre modelos de descontaminación estimado y real).

De los resultados obtenidos se concluye:

- Existe una discrepancia en cuanto al tiempo de limpieza estimado y el real, siendo el *tiempo de limpieza real mucho menor de lo estimado*.
- El número de renovación de aire estimado es menor que el real, ya que en la realidad influyen parámetros -porosidad al aire, humedad del suelo, volumen de aire movilizado y espesor de zona no saturada- que aumentan el área de paso del aire y hacen que con el tiempo el número de renovaciones de aire sea superior a lo estimado.

- En el campo de pruebas nº 1 se ha producido una menor volatilización de la esperada, a pesar de que el número de renovación de aire fue muy superior a lo esperado, ya que tuvieron lugar procesos de desorción que disminuyeron la masa de hidrocarburos susceptibles de ser volatilizados. Los procesos de desorción se corresponden con casi un 39,7% del total eliminado; la biodegradación, por contra, tiene menor identidad, un 15,4%.
- En el campo de pruebas nº 2, sin embargo, la masa de hidrocarburos eliminada global es la misma que la estimada, pero se produjo en 85 días menos de lo estimado, existiendo un desfase del 26,5% respecto al estimado, desfase que se corresponde con los procesos de biodegradación, que en esta prueba piloto alcanza una gran importancia y que inicialmente no se consideraron.
- Los resultados obtenidos del emplazamiento de contraste 1 son similares a los de los campos de pruebas, en donde se observa que *el nº de renovaciones de aire real es menor al estimado, al igual que el tiempo de tratamiento necesario para la eliminación de los hidrocarburos, dado que no se consideran los procesos de biodegradación en conjunto con la volatilización.*
- Por tanto, **el modelo de descontaminación estimado es más conservador que el modelo de descontaminación real, al no considerar los procesos de biodegradación y los factores que mejoran y disminuyen el tiempo de tratamiento.**

### **IX.3.5. Ecuación referencial de la descontaminación**

Cada campo de pruebas tiene un comportamiento diferente, sin embargo existe una similitud entre las curvas que relacionan el nº de renovaciones de aire y la masa de hidrocarburos a eliminar -real y estimada- que queda expuesta mediante una ecuación que enlaza los parámetros que han intervenido en la evolución de ambos sistemas. Expuesto en el Apdo. VIII.4. Ecuación referencial de la descontaminación.

En la ecuación de ajuste de cada recta ( $y = a x + b$ ), el coeficiente "x" de las ecuaciones representa el número de renovación de aire (NRA) para un tiempo de tratamiento determinado, y el coeficiente "y" la masa de hidrocarburos a eliminar (MA).

La  $y$  se define como:

$y =$  Masa de hidrocarburos a eliminar en un tiempo de tratamiento o limpieza:  $MA_{(tx)}$

La  $x$  se define como:

$$x = \frac{\text{Volumen aire movilizado}}{\text{Volumen de huecos libres al aire}} =$$

$$= \frac{\text{Caudal aire x tiempo}}{\text{Area bajo influencia sistema aireación x espesor zona no saturada x porosidad aire}} =$$

$$= \frac{Q_a \times t}{A \times b \times n_a}$$

Donde:

- $Q_a$  = Caudal de aire movilizado ( $m^3/\text{día}$ )  
 $t$  = Tiempo de tratamiento (días)  
 $A$  = Área bajo influencia del sistema de aireación -vacío e inyección- ( $m^2$ )  
 $b$  = Espesor de zona no saturada (m)  
 $n_a$  = Porosidad al aire del suelo (%/100)

Estudiando las ecuaciones de ajuste ( $y = a x + b$ ) deducimos que los valores de  $a$  y  $b$  de las rectas representan parámetros similares según sea la curva de descontaminación real o la estimada. El valor de "a" se relaciona con la masa total eliminada (real o estimada) dividido por el nº total de renovaciones de aire, y el valor de "b", se corresponde con la masa inicial de hidrocarburos existentes. Estas ecuaciones quedan representadas del siguiente manera:

Ecuación respecto al modelo de descontaminación estimado:

$$y = - \frac{M_0}{NRA_E} x + M_0$$

es decir

$$ME_E = - \frac{M_0}{NRA_E} \times \frac{Q_a \times t}{A \times b \times n_a} + M_0$$

Donde:

$ME_E$	=	Masa de hidrocarburos a eliminar estimados (kg)
$NRA_E$	=	Número de renovación total de aire estimada (adim)
$Q_a$	=	Caudal de aire movilizado ( $m^3/día$ )
$t$	=	Tiempo de tratamiento (días)
$A$	=	Área bajo influencia del sistema de aireación -vacío e inyección- ( $m^3$ )
$b$	=	Espesor de zona no saturada (m)
$n_a$	=	Porosidad al aire del suelo (%/100)
$M_0$	=	Masa inicial de hidrocarburos absorbidos existentes (kg)

Ecuación respecto al modelo de descontaminación real:

$$y = - \frac{M_0}{NRA_R} x + M_0$$

Es decir:

$$ME_R = - \frac{M_0}{NRA_R} \times \frac{Q_a \times t}{A \times b \times n_a} + M_0$$

Donde:

$MA_R$	=	Masa de hidrocarburos a eliminar real (kg)
$NRA_R$	=	Número total de renovación de aire real (adim)
$Q_a$	=	Caudal de aire movilizado ( $m^3/día$ )
$t$	=	Tiempo de tratamiento (días)
$A$	=	Área bajo influencia del sistema de aireación -vacío e inyección- ( $m^3$ )
$b$	=	Espesor de zona no saturada (m)
$n_a$	=	Porosidad al aire del suelo (%/100)
$M_0$	=	Masa inicial de hidrocarburos absorbidos existentes (kg)

Por tanto se concluye que:

- Con estas ecuaciones podemos aproximar o establecer numéricamente el número de renovaciones que son necesarias a priori para eliminar una determinada masa de hidrocarburos, teniendo en cuenta las propiedades del suelo y la aplicación del sistema de tratamiento, y así, una vez conocida el número de renovaciones de aire, entraríamos en los gráficos TIEMPO DE LIMPIEZA – N° RENOVACIONES DE AIRE (VOLATILIZACIÓN +

BIODEGRADACIÓN y/o VOLATILIZACIÓN) para conocer el grado de limpieza que obtendríamos y el tiempo requerido (Fig. IX.9 y Fig. IX.10).

### IX. 3.6. Tasa de renovación de aire

Se define la **tasa de renovación de aire (TRA)** como el número de renovaciones de aire que son necesarias para eliminar la totalidad de los hidrocarburos por unidad de tiempo (descrito en el Capítulo VIII, en el Apdo. VIII.3. Tasa de renovación de aire), es decir:

$$TASA\ RENOVACIÓN\ AIRE = \frac{N^{\circ}\ renovaciones\ de\ aire\ (t_{(x)})}{Masa\ HC\ volatilizada\ y/o\ bio\ degradada\ (t_{(x)})}$$

Por tanto, para eliminar todos los hidrocarburos que existen en el medio en fase absorbida y en fase gas se necesitará un determinado número de renovaciones de aire, renovaciones que se obtendrán en un determinado intervalo de tiempo.

En el cuadro siguiente se muestra el resumen de la tasa de renovación estimada y real para ambos campos de pruebas y el emplazamiento de contraste 1:

Tabla IX.8: Tasa de renovación de aire estimada y real para el 100% de limpieza

	Tasa de renovación de aire (TRA)		
	CAMPO Nº 1	CAMPO Nº 2	EMPLAZAM. CONTRASTE 1
TRA ESTIMADA	62	73	26
TRA REAL	44	58	17
Coefficiente tasa real/estimada	1,4	1,3	1,5

La tasa de renovación de aire real es, en todo caso, menor que la estimada, con un coeficiente de correlación entre la tasa real y la estimada en torno al 1,4.

Por tanto se concluye que:

- La tasa de renovación de aire real es menor que la estimada, debido a dos factores fundamentales, por un lado, por que en las circunstancias reales el número de renovaciones de aire es mayor en el contexto que el estimado -dado que el propio efecto del paso del aire por los huecos intersticiales del suelo hace que disminuya la



humedad del suelo incrementándose la porosidad al aire, aumentándose paralelamente la velocidad de flujo y de Darcy de aire y disminuyendo los tiempos de tránsito, y, por el incremento del espesor de zona no saturada por el efecto del bombeo del agua-, y por otra parte, por que **los procesos de biodegradación y el mayor número de renovaciones de aire aceleran la evolución de la descontaminación, disminuyendo el tiempo de tratamiento real.** Por tanto, a priori, es necesaria una menor tasa de renovación de aire -y por tanto, número de renovaciones de aire- para la descontaminación que lo que se estima.

### **IX.3.7. Variables que definen la eficacia del sistema de extracción de vapores**

Las variables que definen la eficacia del sistema de extracción de aire se encuentran recogidas en el Capítulo VIII, en el Apdo. VIII.5., donde se indica que:

La eliminación de los hidrocarburos absorbidos en el suelo y en fase gas, depende de los procesos de volatilización, y en caso de ser factibles (sin producto libre), de los procesos de biodegradación. Ambos procesos están íntimamente ligados a la presencia de oxígeno y la movilidad del aire en los huecos interconectados de los granos del suelo, actuando en el espacio hidrocarburo/aire. Así, cuanto mayor es el paso de la corriente de aire a través del suelo, mayor es la transferencia de los contaminantes desde la matriz del suelo (o suelo/agua) a la corriente de aire generándose la volatilización de los hidrocarburos por un lado, y fomentándose la biodegradación de los mismos para la acción bacteriana.

Ambos parámetros -número de renovaciones de aire y eliminación de hidrocarburos- se encuentran interconectados por la variable tiempo. Para que se produzca la volatilización de los hidrocarburos, y en mayor grado los procesos de biodegradación, es necesario emplear un intervalo determinado de tiempo, período que se corresponderá con el tiempo de limpieza o de tratamiento que es necesario emplear para alcanzar un grado de limpieza requerido. Así mismo, se ha expuesto como propiedades fundamentales y que determinan el rendimiento del sistema, como son la porosidad al aire y la humedad varían en el tiempo, afectando de forma directa y continua en el caudal de aire movilizado.

Por consiguiente, las tres variables estudiadas: **tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y grado de limpieza** se relacionan entre si, y son las tres variables que definirán el rendimiento o eficacia del sistema.

Si consideramos de estas tres variables que el denominador común en todos los emplazamientos es el "grado de limpieza", podemos situar en un gráfico la variable "tiempo de tratamiento" frente al "número de renovaciones de aire", y delimitar las zonas en las que se obtiene un determinado porcentaje de limpieza. De este modo se obtiene un gráfico que delimita el área de actuación del sistema de descontaminación, y en donde, conocido el número de renovaciones de aire podemos calcular el tiempo de tratamiento necesario para obtener un determinado porcentaje de limpieza.

Los gráficos se han elaborado teniendo en cuenta los datos obtenidos en los campos de pruebas, en los emplazamientos de contraste, y en los modelos de simulación con AIRFLOW.

El gráfico se ha realizado teniendo en cuenta los resultados obtenidos en los campos de pruebas y en los emplazamientos tipo utilizados como contraste de hipótesis, considerando dos supuestos:

Supuesto A:

Considerando procesos de volatilización-biodegradación de forma conjunta (real y estimados)

Supuesto B:

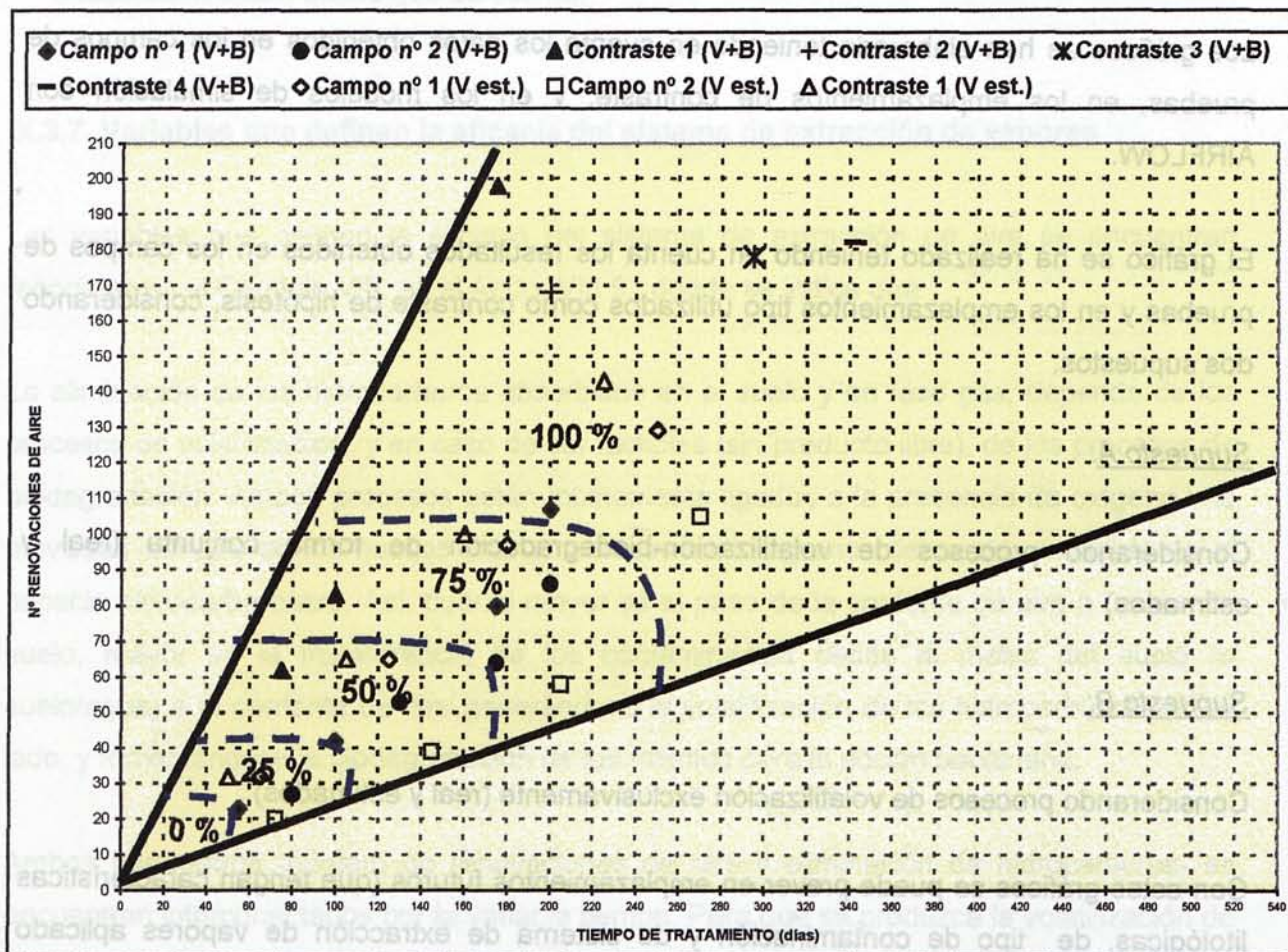
Considerando procesos de volatilización exclusivamente (real y estimados)

Con estos gráficos se puede prever en emplazamientos futuros (que tengan características litológicas, de tipo de contaminación y de sistema de extracción de vapores aplicado similares a los ejemplos valorados), calculado con el número de renovaciones de aire, el tiempo de limpieza que es necesario emplear para la obtención de un determinado grado de limpieza, considerando que tienen lugar, en el supuesto más favorable, como procesos de descontaminación volatilización y biodegradación, o bien, en el caso más desfavorable, exclusivamente volatilización.

**Supuesto A:**

Considerando procesos de volatilización-biodegradación de forma conjunta (real y estimados)

**Fig. IX.9: TIEMPO DE LIMPIEZA – N° RENOVACIONES DE AIRE (VOLATILIZACIÓN + BIODEGRADACIÓN)**

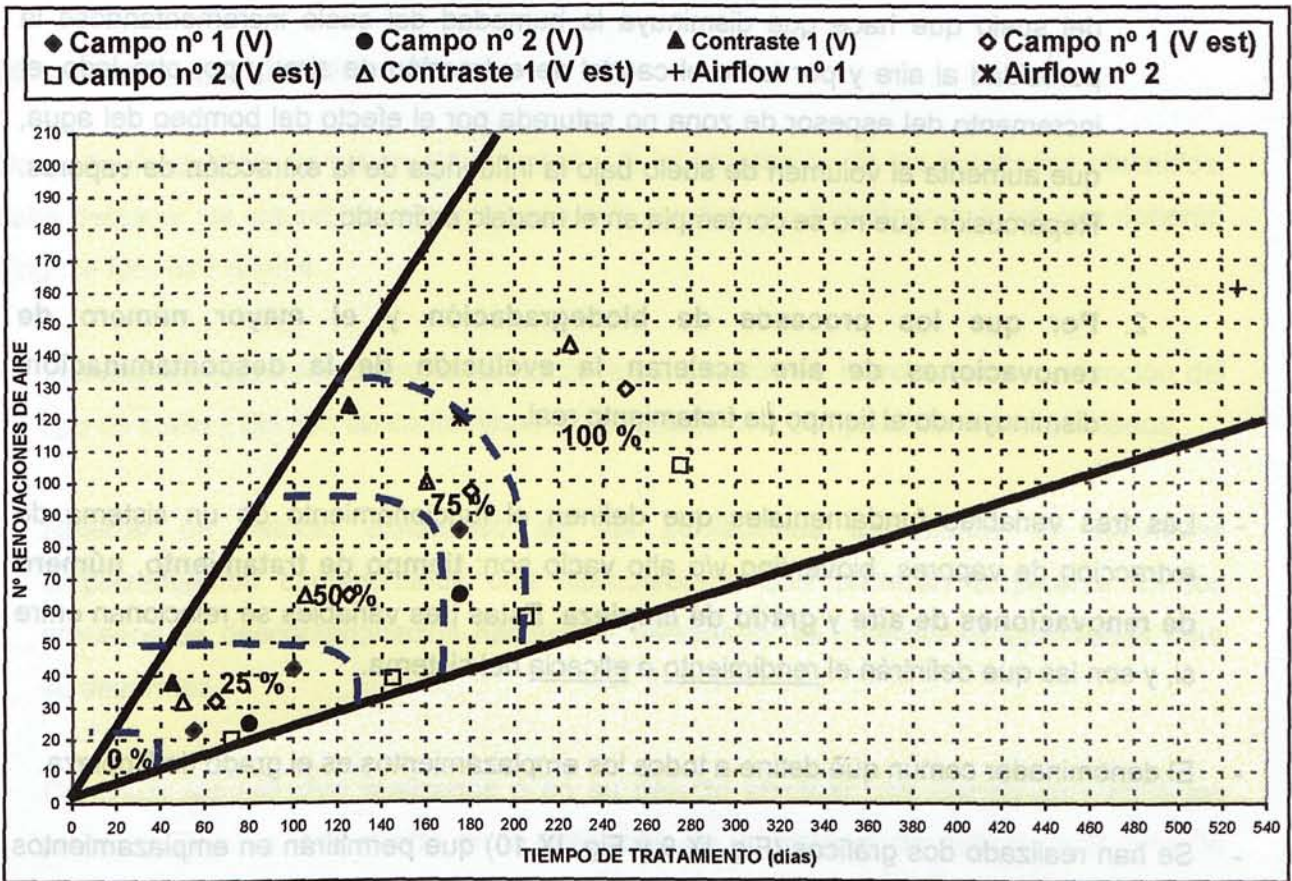




Supuesto B:

Considerando procesos de volatilización exclusivamente (real y estimados)

**Fig. IX.10: TIEMPO DE LIMPIEZA – Nº RENOVACIONES DE AIRE (VOLATILIZACIÓN)**



Se concluye que:

- **El tiempo de limpieza real es menor que el estimado, debido a dos factores:**
  1. Por que en la realidad, **el número de renovaciones de aire real es mayor que el estimado**, por que el volumen de aire movilizado es superior al esperado debido, por un lado, al propio efecto del paso del aire por los huecos intersticiales del suelo que hace que disminuya la humedad del suelo incrementándose la porosidad al aire y por tanto el caudal de extracción de aire; y por otro lado, el incremento del espesor de zona no saturada por el efecto del bombeo del agua, que aumenta el volumen de suelo bajo la influencia de la extracción de vapores. Repercusión que no se contempla en el modelo estimado.
  2. Por que los procesos de biodegradación y el mayor número de renovaciones de aire aceleran la evolución de la descontaminación, disminuyendo el tiempo de tratamiento real.
- Las tres variables fundamentales que definen el funcionamiento de un sistema de extracción de vapores, bioventing y/o alto vacío son: **tiempo de tratamiento, número de renovaciones de aire y grado de limpieza**. Estas tres variables se relacionan entre si, y son las que definirán el rendimiento o eficacia del sistema.
- El denominador común que define a todos los emplazamientos es el grado de limpieza.
- Se han realizado dos gráficos (Fig. IX.9 y Fig. IX.10) que permitirán en emplazamientos futuros prever el tiempo de tratamiento necesario considerando, por un lado, el número de renovaciones de aire que son factibles, y por otro lado, el efecto de la volatilización y de la biodegradación como motores de la descontaminación de la fase absorbida y gaseosa en el suelo.
- Comparando los dos gráficos se observa que el área que delimita la acción del sistema de descontaminación con un porcentaje de limpieza menor al 50% es prácticamente igual en los dos gráficos, tanto si se considera la existencia de biodegradación como si no.
- Ahora bien, a partir del 75-100% de limpieza existen notables diferencias debido a la actividad conjunta de la volatilización y la biodegradación ya que va a disminuir

notablemente el tiempo de tratamiento, encontrándose el límite en el supuesto A un tiempo de limpieza de 110 días y 80 renovaciones de aire, y en el supuesto B, 130 días de tratamiento y 120 renovaciones de aire.

#### **IX.4. CONCLUSIONES FINALES**

Después del análisis de las investigaciones y la interpretación de los resultados obtenidos, cabe destacar los siguientes aspectos que aún quedan por investigar, y a los que deberán dirigirse futuros trabajos:

- Generar modelos de comportamiento de la eliminación de hidrocarburos en función del tipo de suelo y del tipo de contaminante, realizando una comparativa entre resultados.
- Realizar un estudio exhaustivo de las poblaciones bacterianas en diferentes emplazamientos contaminados con hidrocarburos que pudieran emplearse en los procesos de descontaminación habituales, definiendo las condiciones apropiadas para su desarrollo.
- Continuar los estudios realizados o en su defecto efectuar una comparativa entre los procesos que han acontecido en la aplicación de un sistema de descontaminación "in situ" mediante extracción de vapores de aire e inyección de aire y un sistema de biorrecuperación "on site" y "off site" (biopilas, compostaje, landfarming).
- Analizar los procesos vinculados a la extracción de producto en fase libre respecto a las propiedades hidrogeológicas del acuífero y los condicionantes técnicos del sistema aplicado (tipo de bombas, alto vacío, etc).

## **CAPÍTULO X**

### **REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS**

## X. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

La bibliografía utilizada durante los trabajos de descontaminación se detalla a continuación:

### IX. BIBLIOGRAFÍA

- ASTM. Annual book of ASTM standards. (1998).
- BENITEZ, A. *Captación de aguas subterráneas*. Ed. Dossat, S.A. (1972)
- BERNAVÉ, M. Et all. *Clave de los suelos españoles*. Ed. Mundiprensa. (1987).
- BONNEAU M., SOUCHIER B. *Edafología*. Tomo 2. Ed. Masson. (1987)
- BRUYA, J. *Petroleum Hydrocarbons*. Ed. Hazmacon. (1995)
- CALABRESE et all. *Principles and Practices for Petroleum Contaminated Soils*. Ed. Lewis Publishers.(1993)
- CASSIDY, R. *Hydraulic Engineering*. Ed. Houghton Mifflin Company. (1988).
- CATALÁN, J.G. *Química del agua*. Ed. Blume. (1981)
- CONCAWE. *European oil industry guideline for risk-based assessment of contaminated sites*. Report nº 2/97. (1997).
- CONCAWE. *Protection of groundwater from oil pollution*. Report. Nº 3/79. (1979)
- *Contaminated soil 2000*. Volumen 1 y 2 (2000)
- CUSTODIO, E; LLAMAS M.R. *Hidrogeología Subterránea*. 2ª edición. Tomos I y II. Ed. Omega.(1996)
- DANIEL, D. *Geotechnical Practice for waste disposal*. Ed. Chapman & Hall. (1993)



- DUCHAUFOR, P. *Manual de Edafología*. Ed. Toray-Masson (1987)
- EUNSA. *Manual de Edificación. Derribos y demoliciones. Actuaciones sobre el terreno*. Ed. Universidad de Navarra. (1995). Pamplona
- EWEIS, J et al. *Principios de biorrecuperación*. Ed. Mac Graw Hill. (1999).
- FERNANDEZ, M. *Química general*. Ed. Everets. (1998).
- FETTER, C. *Applied Hydrogeology*. Ed. Prentice –Hall. (1994)
- FREDLUND, D.; RAHARDJO, H. *Soil mechanics for unsaturated Soils*. Ed. Wiley-Interscience Publication. (1993).
- FREEZE, R.A.; CHERRY, J.A. *Groundwater*. Ed. Prentice-Hall. (1979).
- HALLENBECK, W. *Quantitative Risk Assessment for environmental and occupational Health*. Ed. Lewis Publishers. (1993)
- HOWARD, P et al. *Handbook of environmental degradation rates*. Ed. Lewis Publishers. (1991)
- IHOBE. *Guía metodológica para la Investigación de la contaminación del suelo*. Editado por el Gobierno Vasco (1998).
- ITGE. *Contaminación y depuración de suelos*. (1995)
- ITGE. *Guía metodológica para la elaboración de perímetros de protección de captaciones de aguas subterráneas*. 1ª edición. (1991)
- JENININGS, R; LYNN, R. *Sources and control of air pollution*. Ed. Prentice Hall (1999)
- LAGREGA, M. et al. *Gestión de Residuos Tóxicos. Tratamiento, eliminación y recuperación de suelos*. Ed. Mc Graw Hill. (1996)

- LEVIN, L.; GEALT M. *Biotratamiento de residuos tóxicos y peligrosos. Selección, estimación, modificación de microorganismos y aplicación*. Ed. Mc Graw Hill. (1997).
- LIDE, D.R. *Handbook of Chemistry and Physics*. 73<sup>rd</sup> Edition (1992-93)
- Mc BRIDE, M. *Environmental Chemistry of soil*. Ed. Oxford university Press. (1994).
- Mc GREGOR, G. *Introduction to environmental engineering and science*. Ed. Lewis Publishers (1994).
- MANAHAN S. *Fundamentals of Environmental Chemistry*. Ed. Lewis Publishers. (1993)
- MARTÍNEZ, J y RUANO, P. *Aguas subterráneas. Captación y aprovechamiento*. Ed. Progensa. (1998)
- MASTERS, G. *Introduction to Environmental Engineering and Science*. Ed. Prentice Hall. (1991).
- METCALF-EDDY. *Ingeniería sanitaria, tratamiento, evacuación de aguas residuales*. Ed. Labor, S.A. (1993)
- MORCILLO, J. *Química*. Manual de orientación universitaria. Ed. Anaya (1989)
- NATIONAL RESEARCH COUNCIL. *In situ Bioremediation*. (1993)
- NEMEROW, N; DASGUPTA, A. *Tratamiento de vertidos industriales y peligrosos*. Ed. Díaz Santos. (1998)
- PALMER, M. *Contaminant Hydrogeology*. Ed. Lewis Publishers. 2<sup>a</sup> ediction. (1996).
- PERRY, R. *Perry's Chemical Engineer's handbook*. 6<sup>a</sup> edic. Ed. Mc Graw- Hill. (1984).
- PORTA CASANUELAS, et al. *Edafología para la agricultura y el medioambiente*. Ed. Mundi-prensa. (1994)

- RAMOS CARPIO, M.A. *Refino de Petróleo, gas natural y petroquímica*. Ed. Fundación Fomento Innovación Industrial .(1997). Madrid.
- RISER-ROBERS, E. *Remediation of petroleum Contaminated Soils. Biological Physical, and Chemical Processes*. Ed. LLC. (1996).
- RUSSEL BOULDING, J. *Description and sampling of contaminated soils*. Ed. Lewis Publishers. (1994).
- TESTA, S.M.; WINEGARDNER, D.L. *Restoration of Petroleum Contaminated Aquifers*. Ed. Lewis Publishers. (1991).
- THE INSTITUTE OF PETROLEUM. *Code of Practice for the Investigation and mitigation of possible Petroleum. Based Land Contamination*. Ed. The Institute of petroleum. (1993)
- VILLANUEVA, M. IGLESIAS, A. *Pozos y Acuíferos*. Ed. Instituto geológico y minero de España. (1984).
- WILSON, D. *Modelling of in situ Techniques for treatment of contaminated soils. Soil Vapour Extraction, Sparging, and Bioventing*. Ed. Technomic Publishing. (1995)

## X.2. REVISTAS Y PONENCIAS

### Environmental Contaminants Encyclopedia

- *Total petroleum Hydrocarbons (TPH)*. IRWIN , R. et al. National Park Service & Colorado State University. (1997).
- *MTBE*. IRWIN , R. et al. National Park Service & Colorado State University. (1997).
- *Oil Spills*. IRWIN , R. et al. National Park Service & Colorado State University. (1997).
- *Gasoline*. IRWIN , R. et al. National Park Service & Colorado State University. (1997).
- *Gasoline additives*. IRWIN , R. et al. National Park Service & Colorado State University. (1997).
- *Natural gasoline*. IRWIN , R. et al. National Park Service & Colorado State University. (1997).
- *Diesel oil general*. IRWIN , R. et al. National Park Service & Colorado State University. (1997).
- *Diesel oil # 1*. IRWIN , R. et al. National Park Service & Colorado State University. (1997).
- *Diesel oil # 2*. IRWIN , R. et al. National Park Service & Colorado State University. (1997).
- *Fuel oil general*. IRWIN , R. et al. National Park Service & Colorado State University. (1997).
- *Fuel oil number 2*. IRWIN , R. et al. National Park Service & Colorado State University. (1997).
- *Fuel oil number 4*. IRWIN , R. et al. National Park Service & Colorado State University. (1997).

- *Fuel oil number 5*. IRWIN , R. et al. National Park Service & Colorado State University. (1997).
- *Fuel oil number 6*. IRWIN , R. et al. National Park Service & Colorado State University. (1997).
- *Jet fuel general*. IRWIN , R. et al. National Park Service & Colorado State University. (1997).
- *Jet fuel # 4*. IRWIN , R. et al. National Park Service & Colorado State University. (1997).
- *Jet fuel # 5*. IRWIN , R. et al. National Park Service & Colorado State University. (1997).
- *Jet fuel # 8*. IRWIN , R. et al. National Park Service & Colorado State University. (1997).
- *Kerosene*. Jet fuel # 4. IRWIN , R. et al. National Park Service & Colorado State University. (1997).
- *Lapio (Low-API gravity fuel oil, heavy type of # 6 fuel oil)*. IRWIN , R. et al. National Park Service & Colorado State University. (1997).

#### **Environmental Protection Agency (EPA)**

- *Handbook. Groundwater*. EPA 625/6-87/016. Volume I, II, III. (1991).
- *Bioremediation of Hazardous wastes*. EPA 540-R-95-532. (1995).
- *In situ remediation*. EPA 542-K-94-003 (1995).
- *Manual Bioventing principles and Practice*. Volume 1 & 2. EPA 540-R-95-534.
- *Dual-Phase extraction* (1995). EPA 540-R-95-538.

- *Bioremediation of hazardous Wastes*. EPA 540-R-95-532 (1995).
- *Soil Vapour extraction (SVE) enhancement technology resource guide: air sparging, bioventing, fracturing, thermal enhancements*. EPA 542-B-95-003 (1995).
- *Bioremediation of hazardous waste sites: practical approaches to implementation*. EPA 625-K-96-001. (1996).
- *Best Management practices (BMP's) for Solis Treatment Technologies*. EPA 530-R-97-007 (1997).
- *Aerobic biodegradation of BTEX in Aquifers Material; Environmental Research Brief*. EPA 600-S-97-003 (1997).
- *Analysis of selected enhancements for soil vapour extraction*. EPA 542-R-97-007 (1997).
- *Geophysical techniques to locate DNAPL's: Profiles of federally funded projects*. EPA 542-R-98-020 (1998).
- *Processes for the bioremediation of soil*. (1998).
- *Groundwater Issue Paper: Microbial processes affecting Monitored Natural attenuation of contaminants in the surface*. EPA 540-s-99-001 (1999).
- *Methods for evaluating recoverability of free product*. (1999)
- *Groundwater treatment technology resource guide*. EPA 542-R-99-001 (1999).
- *Hydraulic optimisation demonstration for groundwater pump and treat systems*. EPA 542-R-99-001. (1999).
- *Multi-phase Extraction. State of the practice*. EPA 542-R-99-004. (1999).
- *Natural Attenuation of MTBE in the subsurface under methanogenic conditions*. EPA 600-R-00-006 (2000).

- *A citizen's guide to soil vapor extraction and air sparging.* EPA 542-F-01-006 (2001)
- *Used of Bioremediation at superfund sites.* EPA 542-R-01-019 (2001)
- *Development of recommendation and Methods to support assessment of soil venting performance and closure.* EPA 600-R-01-070 (2001)
- *Treatment Technologies for Site Cleanup: Annual status report (tenth edition).* EPA 542-R-01-004 ( 2001).
- *Complexing sugar removes DNAPL from aquifer.* Technologies news.(2003)
- *Fracturing used to stimulate microbial degradation of chlorinated solvents.* Technologies news.(2003)

### **Federal Remediation Technologies Roundtable**

- *Contaminant perspectives.* Reference Guide. Federal Remediation Technologies Roundtable. (2000).
- *Treatment perspectives.* Reference Guide. Federal Remediation Technologies Roundtable. (2000).
- *Treatment technology profiles.* Reference Guide. Federal Remediation Technologies Roundtable. (2000).

### **Ground Engineering**

- *Groundwater contamination by DNAPLs.* Steele et al. ( 1999)
- *Electro-reclamation of land contaminated chlorinated hydrocarbons.* Holsworth, B. (1999)
- *Unsaturated soils.* Bennett et al. (1999).

**Groundwater Monitory Review**

- *Volume Determination and recoverability of free hydrocarbon.* Testa, M & Paczkowski. (1989).
- *Meted for Determining the age of diesel oil spills in the soil.* Huaerberg C. (1993)
- *Multiphase flow and transport in porous media.* Parker, J. 1989.
- *Quantitative analysis for the cleanup of hydrocarbon-contaminated soils by in-situ soil venting.* Johnson et al. (1990)
- *A practical approach to the design, operation, and monitoring of situ soil-venting systems.* Johnson et al. (1990).

**Groundwater Remediation Technologies Analysis Center (GWRTAC)**

- *Technologies for dense Nonaqueous phase liquid source zona remediation.* FOUNTAIN, J. GWRTAC (1998).
- *In situ Bioremediation.* IESBET VAN CAUWENBERGHE et al. GWRTAC (1998).
- *Treatment walls.* RADISAV, D. et al. GWRTAC (1996).
- *In-well vapour stripping.* RALINDA, P.G. et al. GWRTAC (1997).
- *Biosparging.* RALINDA, P.G. et al. GWRTAC (1996).
- *Air sparging.* RALINDA, P.G. GWRTAC (1996).
- *Phytoremediation.* RALINDA, P.G. GWRTAC (1996).
- *In situ flushing.* ROOTE, D. GWRTAC (1997).



**Journal of soil contamination**

- *Uncertainty in predicting the rate of mass removal created by soil vapour extraction systems.* 9(1):13-29 (2000).
- *Study of Vadose Zone Transport Model VLEACH.* YUE RONG. A (1999). Volume 8 / Number 2.
- *The Effect of Temperature on the Bioventing of Soil Contaminated with Toluene and Decane.* G. MALINA, J.T.C. GROTENHUIS, AND W.H RULKENS (1999). Volume 8 / Number 4.
- *Risk- based Zoning Strategy for Soil Remediation at an Industrial Site.* BASEL AL-YOUSFI, PETER G. HANNAK, JAMES F. STRUNK, JR., WYN V. DAVIS, AND SUNIL I. SHAH. (2000). Volume 9 / Number 1.
- *Uncertainty in Predicting the Rate of Mass Removal Created by Soil Vapour Extraction Systems.* DAVID L. BARNES AND DAVID B. MCWHORTER (2000). Volume 9 / Number 1.
- *Using Betula pendula and Telephora caryophyllea for Soil Pollution Assessment.* CHRISTIAN MAURICE AND ANDERS LAGERKVIST (2000). Volume 9 / Number 1.

**Soil and foundations**

- *Flow potencial of sandy soils with diferent grain compositions.* MISKO CUBRINOVSKI AND KENI ISHIHARA. (2000) Vol. 40. Nº 4. 103-119.

**Soil & Groundwater**

- *Screening technologies for soil and groundwater remediation.* Regens et al. (1999)

- *Bio-treatment of TCE by co metabolism.* Xing, J & Raetz, R. (1999)
- *Surfactant-enhanced aquifer remediation for the cleanup of chlorinated solvents.* Yeh, L & Landman, K. (2000)
- *Cleanup Standards for Hydrocarbons Contaminated soil in USA.* Kucharski, B & Roberts, R. (2000)
- *Groundwater pumps and skimmer for floating petroleum product recovery.* Dipre, M & Weingardt, K. (2000)

### **Soil & Groundwater Cleanup**

- *UVB technology invigorates microbes at Superfund site.* February/March 1997. Susanne Borchet et all.
- *Does yeast rise to bioremediation occasion at Midway? test define polishing tecnice for enhaced biological treatment of contaminated sand.* February/March 1997. Paul Flathman et all.
- *Setting rational limits on natural attenuation. Remediation alternatives must fit the site as data determinate.* . February/March 1997. John Odermatt.
- *Thermal Desorption. Versatile remediation of Contaminated Soils.* December/January 1999. Christine A. Nardine et all.
- *State by satate groundwater cleanup standards.* April / May 1999. K. Simmons et all.
- *In situ wood treatment site remediation.* June / July 1999. L.J. Fany et all.
- *Technology for Remediation of Chlorinated Hydrocarbons.* October / November 1999. Jim Mueller et all.
- *MTBE and BTEX degradation.* October / November 1999. B. Clark and David Laughlin.

- *Aerobic non-toxic cometabolism of chlorinated Solvents in Groundwater*. October / November

### **Soil & sediment contamination**

- *Methyl-tertiary Butyl Ether Natural Attenuation Case Studies*. H. JAMES REISINGER AND J. BARRY REID (2001). Volume 10 / Number 1.
- *Monitored Natural Attenuation of Explosives*. JUDITH C. PENNINGTON, JAMES M. BRANNON (2001). Volume 10 / Number 1.
- *Evaluation of the Effect of Surfactants on the Movement of Pesticides in Soils Using a Soils Thin-Layer Chromatography Technique*. R.P. SINGH AND RAJ KUMAR ( 2000). Volume 9 / Number 5.
- *Comparison of Primary and Secondary Surfactant Flushing to Enhance LNAPL Recovery*. LIZETTE R. CHEVALIER, TIM MORRIS, CHARLES ALLEN, VIRGINIA LAZAROWITZ, AND LARS FEKTENBERG. (2000). Volume 9 / Number 5.
- *Comparison of Extractants for Removing Heavy Metals from Contaminated Clayey Soil*. KRISHNA R. REDDY AND SUPRAJA CHINTHAMREDDY (2000). Volume 9 / Number 5.
- *A Comparative Analysis of Contaminant Migration Models Using Barrier Material Data*. JOHN L. DANIELS, CALVIN C. CHIEN, VICENT O. OGUNRO, AND HILARY I. INYANG (2000). Volume 9 / Number 5.
- *Compost Soil Piles for Treatment of Oil- Contaminated Soil*. R. AL-DATHER, N. AL-AWADHI, A. YATEEM, AND M.T. BALBA. (2001). Volume 10 / Number 2.
- *Biodegradation of PAHs in Aggregates of a Low Permeability Soil*. M. NACENTINI AND D. PINELLI. (2000). Volume 9 / Number 5.
- *Modelling Dicamba Sorption and Transport Through Zoysiagrass Thatch and Soil*. S. RATURI, R.L HILL, AND M.J. CARROLL. (2000). Volume 9 / Number 5.

- *Use of Fenton's Reagent for the Degradation of TCE in Aqueous Systems and Soil Slurries.* KATHERINE R. WEELS. (2000). Volume 9 / Number 4.
- *The Influence of Organic Matter and pH on DDT Aqueous Solubility.* KETIL HAARSTAD AND MARIANNE RESVIG. (2000). Volume 9 / Number 5.
- *Geotechnical Aspects of Oil-Contaminated Sands* VIJAY K. PURI. (2000). Volume 9 / Number 5.

### **Soil & groundwater**

- *Remediation technologies and techniques for gasoline components.* Wopdward, D. (2000)
- *MTBE bioremediation studies.* Ramsden, D. (2000)
- *Prospects for natural attenuation of MTBE.* Thompson, J. (2000)
- *Detection and management of gasoline spills and leaks.* Greene, J. (2000)
- *Fate and transport of fuel components below slightly leaking underground tanks.* Day, M. (2000)

### **Soil sediment & groundwater**

- *Microcosm test for natural attenuation of chlorinated solvents.* Findley, M & Fogel, S. (2000).
- *Effect of lime (soil pH) and soil texture on remediation of oil contaminated soil.* Morrison et al. (2000).
- *Biological degradation of aliphatic hydrocarbons.* Brown, M & Fox, J. (2000).

**Tecnoambiente**

- *Captaciones de agua subterránea. Perímetros de protección.* Nº 8, julio 1991. J.A. López Geta. C. Martínez Navarrete.
- *Modelos de propagación de aguas contaminantes. Aplicación de bases de datos gráficas.* Nº 11, noviembre 1991. Verdejo Rabasso, J.
- *Investigación y corrección de suelos contaminados.* Nº 15, marzo 1992. Montgomery R.
- *Propuesta metodológica para investigación del subsuelo contaminado por hidrocarburos.* Nº 16, abril 1992. Holzwarth, W. Gsellmann, H. Navarro Flores, A.
- *Vertido incontrolado de residuos industriales. Impacto en las aguas subterráneas.* Nº 24, enero 1993. Font Cistero, X. Navarro Flores, A.
- *Modelos matemáticos avanzados para el estudio de calidad de las aguas.* Nº 25, febrero 1993. Muzikar R. Rogel Quesada JM.
- *Monotorización de las redes de control de calidad de las cuencas hidrográficas.* Nº 27, abril 1993. González calva, LM,
- *Inventario de suelos contaminados en estaciones de servicio.* Nº 29, junio 1993. Viegand, S. Barrios, C.
- *Toma de muestras representativas de las aguas subterráneas.* Nº 30, julio 1993. . Muzikar R. Rogel Quesada JM.
- *Tratamientos de suelos contaminados. Proceso Soilx.* Nº 47, febrero de 1995. Lurgi española, dpto. Medio Ambiente.
- *Compuestos Orgánicos Volátiles (COV's). Análisis mediante cromatografía de gases con detector de fotoionización.* Nº 48, marzo 1995. Oriol Colomer Guillamon, J.
- *Limpieza de suelos y acuíferos contaminados.* Nº 51, junio 1995. Coloma Brotons, J.

- *Contaminación del suelo y el subsuelo por hidrocarburos (evaluación y registro del efecto medioambiental)*. N° 61, mayo 1996. Leal Martín C., García Ruíz, T.
- *Técnicas de reducción de Compuestos Orgánicos Volátiles (COV's)*. N° 68, enero 1997. Gabas Aparicio J.L.
- *Caracterización de suelos contaminados en la cuenca del río Besós (Barcelona)*. N° 69, febrero 1997. Navarro Flores A. Soler Manuel M.
- *Revisión de aspectos técnicos relacionados con las técnicas de descontaminación de suelos*. Benito Moreno Y.
- *La industria Química y Básica española ante la Europa Verde*. Martínez Fernández A. 1998
- *Separación de residuos sólidos compuestos por distintos materiales*. Rocas Roig J. 1998.

#### **Water Environment Research**

- *Evaluation of estimation methods for organic carbon normalized sorption coefficients*. Baker et al. (1997)
- *A model for predicting contaminant removal by adsorption within the International Space Station water processor*. Multicomponent equilibrium modelling. Bulloch et al. (1998)
- *A laboratory study of the bioremediation of 2,4,6-trinitrotoluene-contaminated soil using aerobic/anaerobic soil slurry reactor*. Boopathy, R., & Manning, J. (1999)
- *A biological index to predict pulp mill pollution levels*. Mala Bard, S. (1998)

#### **Sin catalogar:**

- *Technologies Practices Manual for surfactants and cosolvents*. United States Department of Defense N° DACA 39-93-1-001. (1987).

- *Manual Engineering and Design Solin Vapor Extraction and Bioventing*. Unites States Department of the Army. EM 1110-1-4001 (1995).
- *Intrinsic remediation engineering evaluation/cost analysis*. Unites States Department of the Army (1995).
- *In situ air sparging*. Unites States Department of the Army. EM 1110-1-4005 (1997).
- *Groundwater hydrology*. Unites States Department of the Army. EM 1110-1-4421 (1999).
- *Multi-phase extration*. Unites States Department of the Army. EM 1110-1-4010 (1999).
- *Engineering and design: soil vapor extraction and bioventing*. U.S. Army Corps of Engineers. EM 1110-1-4001 (2002).
- *Technical protocol for implement intrinsic remediation with long-term monitoring for natural attenuation of fuel contamination dissolved in groundwater*. Wiedemeier , T et al. Unites States Department of the Army (2001).
- *Suelos contaminados'96*. Club español de minería. (1996).
- García Muñoz, F. *Formulario de mecánica de fluidos y máquinas hidráulicas*. Servicio de Publicaciones de la E.T. de Ingenieros Industriales de UPM. (1995).

#### I Jornadas de suelos y acuíferos contaminados (Alicante, 2001)

- *Aplicación de sistemas de biorremediación de suelos y aguas contaminadas por hidrocarburos*. Maroto Aroto, E. Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos contaminados (ITGE, 2001).
- *La recarga artificial como técnica de recuperación de acuíferos contaminados. Aplicación a la Plana de Vergel (Alicante)*. Murillo Díaz, et al. Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos contaminados (ITGE, 2001).

- *Saneamiento de acuíferos contaminados por disolventes halogenados*. Navarro Flores, et al. Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos contaminados (ITGE, 2001).
- *Investigation methods for contaminated fractured aquifer*. Bardenhagen, et al. Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos contaminados (ITGE, 2001).
- *Aquifer pollution risk assessment for a multi source process. The Salamanca case 3*. Rodríguez Castillo, et al. Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos contaminados (ITGE, 2001).
- *Gestión de la calidad de las aguas subterráneas en la Confederación Hidrográfica del Ebro*. Costa Alandí, et al. Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos contaminados (ITGE, 2001).
- *Site Closure using monitored natural attenuation as follow up to an active source remediation in Italy*. Meregaglia, et al. Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos contaminados (ITGE, 2001).
- *Técnicas de biorrecuperación in situ en acuíferos contaminados por metales pesados*. López Gutiérrez, et al. Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos contaminados (ITGE, 2001).
- *Procesos y Tecnologías emergentes de remediación de aguas subterráneas contaminadas con disolventes clorados*. Ordóñez Suárez. . Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos contaminados (ITGE, 2001).
- *Integrated methods in cost effective aquifer remediation: 3 field experiences*. Prandi. Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos contaminados (ITGE, 2001).
- *La tecnología de pantallas reactivas permeables*. Martí Mata. Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos contaminados (ITGE, 2001).
- *Remediation of the contaminated site "Oli", Bürstadt, Germany*. Hirschberger. Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos contaminados (ITGE, 2001).



- *Proyecto de descontaminación de un emplazamiento contaminado por Hidrocarburos (actualmente en curso)*. Barreales Fresno, et al. Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos contaminados (ITGE, 2001).
- *Aplicación de los modelos matemáticos de flujo y transporte de contaminantes para el diseño de sistemas de remediación*. Núñez Muñoz. Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos contaminados (ITGE, 2001).
- *Seguimiento y propuestas de actuación en un acuífero aluvial contaminado con percloroetileno*. Guimerá. et al. Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos contaminados (ITGE, 2001).
- *La calidad del agua residual regenerada para la recarga de acuíferos*. Huertas E., et al. Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos contaminados (ITGE, 2001).

### X.3. MANUALES DE USO DE PROGRAMAS INFORMÁTICOS

- *AIRFLOW -SVE, versión 1. User's manual Axisymmestric vapor flow and trasnport similation model.* Waterloo Hygrogeologic Software. 1995.
- *BIOSCREEN. V.1.3. User's manual Natural attenuation decision support system. User's manual.* EPA 1996.
- *HSSM, V.110. hydrocarbon spill Screening Model. User's manual.* EPA (1997).
- *SOPROP. User's manual.* Subprograma del HSSM. EPA (1997)
- *VISUAL MODFLOW version 2.6. User's manual Professionals aplicacions in three-dimensional groundwater flow and contaminant transport modelling.* Waterloo Hygrogeologic Software. 1997.

#### X.4. REFERENCIAS ELECTRÓNICAS

[http:// www.epa.gov](http://www.epa.gov)  
[http:// www.chemfinder.com/result.asp](http://www.chemfinder.com/result.asp)  
[http:// www.webbook.nist.gov](http://www.webbook.nist.gov)  
[http:// www.iddeo.com/](http://www.iddeo.com/)  
[http:// www. clu-in.org](http://www.clu-in.org)  
[http:// www. frtr.gov](http://www.frtr.gov)  
[http:// www.nature.nps.gov](http://www.nature.nps.gov)  
[http:// www.atsdr.cdc.gov](http://www.atsdr.cdc.gov)  
[http:// www.dupint.com](http://www.dupint.com)  
<ftp://ftp.alternatives.com/>  
[http:// www.webbook.nist.gov](http://www.webbook.nist.gov)  
[http:// risk.lsd.ornl.gov](http://risk.lsd.ornl.gov)  
[http:// www.ihobe.es](http://www.ihobe.es)  
[http:// www.csic.es](http://www.csic.es)  
[http:// www.minvrom.nl/minvrom/pagina.html](http://www.minvrom.nl/minvrom/pagina.html)  
[http:// www.unesco.org.ny/phi/libros](http://www.unesco.org.ny/phi/libros)