

**UNIVERSIDAD CARLOS III DE MADRID**



**DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA  
TÉRMICA Y DE FLUIDOS**

**INGENIERÍA TÉCNICA INDUSTRIAL MECÁNICA**

**PROYECTO FIN DE CARRERA**

---

**ANÁLISIS Y EVALUACIÓN DE LAS  
EMISIONES DE MERCURIO PROCEDENTES  
DE LAS CENTRALES TÉRMICAS ESPAÑOLAS**

**AUTOR: ESPERANZA BATUECAS FERNÁNDEZ**

**TUTOR: JAVIER VILLA BRIONGOS**

**FEBRERO 2011**



**Título: ANÁLISIS Y EVALUACIÓN DE LAS EMISIONES DE MERCURIO  
PROCEDENTES DE LAS CENTRALES TÉRMICAS ESPAÑOLAS**

**Autor: ESPERANZA BATUECAS FERNÁNDEZ**

**Tutor: JAVIER VILLA BRIONGOS**

**EL TRIBUNAL**

**Presidente:** \_\_\_\_\_

**Vocal:** \_\_\_\_\_

**Secretario:** \_\_\_\_\_

Realizado el acto de defensa y lectura del Proyecto Fin de Carrera el día \_\_ de \_\_\_\_\_  
de 20\_\_ en Leganés, en la Escuela Politécnica Superior de la Universidad Carlos III de  
Madrid, acuerda otorgarle la CALIFICACIÓN de

VOCAL

SECRETARIO

PRESIDENTE



*A Justa y Felipe.*

*Aquel que dijo más vale tener suerte que talento, conocía la esencia de la vida. La gente tiene miedo a reconocer que gran parte de la vida depende de la suerte. Asusta pensar cuantas cosas se escapan a nuestro control. En un partido hay momentos en que la pelota golpea el borde de la red y en una fracción de segundo puede seguir hacia adelante o caer hacia atrás. Con suerte sigue adelante y ganas o no lo hace y pierdes.*

Match Point.

# Resumen

Actualmente la mayor parte de la producción de electricidad es dependiente de los combustibles fósiles. Su combustión lleva asociada una problemática medioambiental relativa a emisiones contaminantes. No sólo los grandes contaminantes como los gases de efecto invernadero provocan la citada problemática, es necesario atender a otro tipo de contaminantes como los metales pesados, tales como el mercurio que daña gravemente los ecosistemas por ser bioacumulativo y biomagnificarse en la cadena trófica. En la actualidad la mayor fuente de emisiones de mercurio a la atmósfera es la combustión de combustibles fósiles por lo que se hace necesario un estudio de los sistemas para monitorizar y reducir las emisiones procedentes de las centrales térmicas que queman éstos. Estudios de la Agencia de Protección Medioambiental de los Estados Unidos han determinado que, de las tecnologías actuales para el tratamiento de gases de combustión en centrales térmicas, la combinación de caldera de lecho fluidizado circulante seguida de filtro de mangas es la que reduce las emisiones de mercurio en mayor medida. También surgen nuevas líneas de investigación para actuar directamente sobre el mercurio como agente contaminante aunque a día de hoy se encuentran en fase de desarrollo.

Una muestra de veintiuna centrales térmicas de España ha servido como base para analizar el panorama nacional en lo que a emisiones de mercurio se refiere, para una planta tipo. Conociendo la cantidad de mercurio real que emite cada una de estas centrales, gracias a la base de datos PRTR, y usando el modelo ISC3 de dispersión del aire se obtuvieron las concentraciones de inmisión a las que se ven expuestas las poblaciones en un radio de 50km a la redonda de la central. Se obtuvieron como conclusiones que el relieve orográfico es fundamental a la hora de decidir el emplazamiento de una central térmica ya que, por ejemplo, los valles provocan repuntes de contaminación. También se apreció como una atmósfera inestable favorece la dispersión de contaminantes y que factores de diseño tales como la altura de chimenea son así mismo determinantes.

**Palabras clave:** Emisiones. Mercurio. Centrales Térmicas. Combustión. Combustibles fósiles. Dispersión. Contaminantes.

# Índice general

<b>CAPÍTULO 1. OBJETIVOS E INTRODUCCIÓN.</b>	1
<b>1. OBJETIVOS</b>	2
<b>2. INTRODUCCIÓN</b>	3
2.1. PRODUCCIÓN DE ENERGÍA	3
2.2. PROBLEMÁTICA RELATIVA A EMISIONES DE GASES CONTAMINANTES.	4
2.3 EMISIONES DE MERCURIO.	6
<b>CAPÍTULO 2. MERCURIO. PROBLEMAS MEDIOAMBIENTALES.</b>	8
<b>1. DESCRIPCIÓN DEL CAPÍTULO.</b>	9
<b>2. CONSIDERACIONES GENERALES DEL MERCURIO.</b>	9
2.1. PROPIEDADES FISICO QUÍMICAS.	10
<b>3. PRESENCIA DEL MERCURIO.</b>	12
3.1.ATMOSFERA	12
3.2.SUELOS.	12
3.3.AGUA.	13
3.4. EMISIONES DE MERCURIO.	15
3.4.1. EMISIONES ANTROPOGÉNICAS.	16
3.4.2. EMISIONES NATURALES.	17
3.4.3. RE-EMISIONES NATURALES.	18
<b>4. CICLO DEL MERCURIO.</b>	19
<b>5. CONCLUSIONES DEL CAPÍTULO.</b>	21
<b>CAPÍTULO 3. SITUACIÓN TECNOLÓGICA SOBRE EL CONTROL DEL MERCURIO EN CENTRALES TÉRMICAS DE CARBÓN</b>	22
<b>1. DESCRIPCIÓN DEL CAPÍTULO.</b>	23
<b>2. MONITORIZACIÓN DEL MERCURIO.</b>	24
<b>3. TÉCNICAS ANALÍTICAS PARA LA MEDICIÓN DEL MERCURIO.</b>	25
3.1 ESPECTROMETRÍA DE ABSORCIÓN ATÓMICA	25
3.1.1 INSTRUMENTAL.	25
3.1.2. MUESTRA.	26
3.1.3. FILTRO ESPECTRAL.	26
3.1.4. DETECTOR.	27
3.2. ESPECTROMETRÍA DE FLUORESCENCIA	27
3.3 MÉTODOS DE VAPOR FRÍO	27
3.4 ANÁLISIS INSTRUMENTAL DE ACTIVACIÓN NEUTRAL.	28
3.5 TÉCNICAS CONECTADAS.	28
3.6 NUEVAS TÉCNICAS PARA LA MEDICIÓN DEL MERCURIO.	28
<b>4. TECNOLOGÍAS DE CONTROL DEL MERCURIO</b>	29
4.1. TECNOLOGÍAS PRE-COMBUSTIÓN. ACONDICIONAMIENTO DEL CARBÓN	29
4.2. INTRODUCCIÓN A LAS TECNOLOGÍAS DE CONTROL POSTCOMBUSTIÓN.	29
4.3. CAPTURA EN LA CALDERA	31
4.3.1. EFECTO DEL CONTENIDO EN CLORO EN EL CARBÓN.	32
4.3.2. EFECTO DE LA TEMPERATURA	33
4.4 DISPOSITIVOS DE CONTROL DE PARTÍCULAS	34
4.4.1. PRECIPITADORES ELECTROSTÁTICOS (ESP).	34
4.4.2. FILTROS DE MANGAS (BAGHOUSES).	35
4.4.3. MERCURIO CAPTURADO EN LOS DISPOSITIVOS DE CONTROL DE PARTÍCULAS.	36

4.4.4. ESPECIACIÓN DEL MERCURIO A LA SALIDA DE LOS DISPOSITIVOS DE CONTROL DE PARTÍCULAS.	36
4.5. DESULFURACIÓN DE LOS GASES DE COMBUSTIÓN	38
4.5.1 INYECCIÓN DE ABSORBENTE HÚMEDO (WFGD)	38
4.5.1.1. EFECTO DEL CONTENIDO EN CLORO EN EL CARBÓN	39
4.5.2 INYECCIÓN DE ABSORBENTE SECO (DFGD)	39
4.6. LA REDUCCIÓN SELECTIVA	39
4.7. CÁMARAS DE COMBUSTIÓN DE LECHO FLUIDIZADO CON FILTROS MANGA.	41
4.7.1. TIPOS DE LECHO FLUIDIZADO Y CARACTERÍSTICAS.	41
4.7.2. MERCURIO REDUCIDO GRACIAS A ESTA TECNOLOGÍA.	42
4.8. NUEVOS PROCESOS QUE REDUCEN LAS EMISIONES DE MERCURIO.	43
4.8.1. GASIFICACIÓN INTEGRADA EN CICLO COMBINADO (GICC)	43
4.8.2. OXICOMBUSTIÓN	44
4.8.3. CARBÓN ACTIVADO, CAPACIDAD DE ABSORCIÓN DE MERCURIO.	45
4.8.4. CAPTURA DE MERCURIO UTILIZANDO COMO ABSORBENTES METALES NOBLES.	46
<b>5. CONCLUSIONES DEL CAPÍTULO.</b>	47
<b>CAPÍTULO 4: ESTUDIO DE DISPERSIÓN DEL MERCURIO PROCEDENTE DE PLANTAS TÉRMICAS DE CARBÓN EN ESPAÑA.</b>	48
<b>1. DESCRIPCIÓN DEL CAPITULO</b>	49
<b>2. PRTR-ESPAÑA.</b>	50
2.1 OBJETIVOS DE PRTR-ESPAÑA.	50
2.2 SUSTANCIAS INCLUIDAS EN PRTR-ESPAÑA.	51
2.3 OBLIGACIÓN A NOTIFICAR.	51
2.4 FLUJO DE DATOS.	51
2.4.1. DE COMPLEJOS A COMUNIDADES AUTÓNOMAS.	52
2.4.2. DE COMUNIDADES AUTÓNOMAS AL MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE.	52
2.4.3. DEL MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE A LA COMISIÓN EUROPEA.	52
<b>3. MODELO DE DISPERSIÓN ATMOSFÉRICA.</b>	53
3.1 ESTRUCTURA ATMOSFÉRICA	53
3.2 LA DISPERSIÓN ATMOSFÉRICA DE CONTAMINANTES EN EL AIRE	53
3.2.1 EFECTO DEL VIENTO	54
3.2.2 ESTABILIDAD ATMOSFÉRICA	55
3.2.3 INFLUENCIA DE LOS FACTORES TOPOGRÁFICOS EN LA DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES	56
3.2.4 INVERSIÓN Y ALTURA DE MEZCLA ATMOSFÉRICA	57
3.2.5 MOVIMIENTOS DEL PENACHO	60
3.2.6 EFECTO DOWNWASH	61
<b>4. DESCRIPCIÓN DEL MODELO ISC3</b>	62
4.1 ECUACIÓN GENERAL.	63
4.2 VELOCIDAD MEDIA DEL VIENTO EN EL PUNTO DE EMISIÓN.	64
4.3. DISPERSIÓN LATERAL Y VERTICAL DE LA COLUMNA DE GASES.	65
4.4. TÉRMINO DE DISTRIBUCIÓN VERTICAL DEL CONTAMINANTE.	67
4.5 ALTURA EFECTIVA.	67
4.6 TÉRMINO DE AGOTAMIENTO O ELIMINACIÓN DEL CONTAMINANTE POR REACCIÓN QUÍMICA U OTROS PROCESOS FÍSICOS.	70



<b>5. EMISIONES DE MERCURIO EN LAS CENTRALES TÉRMICAS DE CARBÓN ESPAÑOLAS.</b>	71
<b>6. RESULTADOS</b>	75
6.1. DESCRIPCIÓN DE LOS RESULTADOS DE DISPERSIÓN.	75
6.2 TENDENCIA TECNOLÓGICA	77
6.3 INFLUENCIA DEL RELIEVE.	78
6.3.1 REPUNTES DE CONTAMINACIÓN POR APARICIÓN DE UN VALLE.	79
6.3.2 DESARROLLO EN GRANDES LLANURAS.	81
6.4 INFLUENCIA DE LA ESTABILIDAD ATMOSFÉRICA.	83
6.5 INFLUENCIA DEL COMBUSTIBLE.	86
6.5.1 FUELOIL. CENTRAL TÉRMICA DE CASTELLÓN	86
6.5.2 GAS NATURAL	88
6.5.3 CARBÓN	89
6.5.4 CONCLUSIONES DEL ESTUDIO DE INFLUENCIA DE COMBUSTIBLE.	90
6.6 CASOS DE ESTUDIO.	91
6.6.1. SANTURCE 2007. CERCS 2007 .PUERTOLLANO 2005.	91
6.6.2. ABOÑO 2008. ACECA 2007. LITORAL DE ALMERÍA 2008. PASAJES 2007.	94
6.6.3. LOS BARRIOS VS SOTO DE RIBERA (MISMA POTENCIA, MISMO COMBUSTIBLE, MISMOS KG EMITIDOS, NIVELES DE INMISIÓN DISPARES).	95
6.7 INFLUENCIA DE LA ALTURA DE CHIMENEA EN LA DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES.	99
<b>CAPÍTULO 5. PROPUESTA PRESUPUESTO CONCLUSIONES</b>	101
<b>1. PROPUESTA.</b>	102
1.1. TRATAMIENTO DE GASES.	102
1.2. EMPLAZAMIENTO.	105
<b>2. PRESUPUESTO.</b>	107
2.1 COSTES DIRECTOS	107
2.2. COSTES INDIRECTOS	109
2.3. TABLA RESUMEN DEL PRESUPUESTO	109
<b>3. CONCLUSIONES.</b>	110
<b>REFERENCIAS</b>	113
<b>ANEXO 1. LISTADO DE GRÁFICAS DE NIVELES DE INMISIÓN DE CADA CENTRAL.</b>	115

# Índice de figuras

## CAPÍTULO 1

## CAPÍTULO 2

Fig.2.1 Porcentajes relativos a las emisiones antropogénicas de mercurio. 16

Fig.2.2. Ciclo del mercurio. Fuente: Universidad de Cartagena. 20

## CAPÍTULO 3

Fig.3.1 . Monitorización “on line”. 24

Fig.3.2 Monitorización en laboratorio. 24

Fig.3.3 Espectrómetro de llama. 26

Fig.3.4 Filtro espectral 26

Fig.3.5. Esquema de la línea de humos de una central térmica. 30

Fig. 3.6. Porcentaje de mercurio elemental (A) en fase gaseosa y (B) particulada a la entrada del dispositivo de control partículas ya sea filtros de mangas (●) precipitador electrostático en el lado caliente (▲) o en el lado frío (■). Fuente: US-EPA. 32

Fig. 3.7. Posibles localizaciones de un precipitador electrostático así como las características de temperatura y especiación de mercurio características de cada uno. 33

Fig. 3.8. Esquema de un precipitador electrostático de partículas 34

Fig.3.9 Esquema de un filtro de mangas y fotografía de una de éstas. 35

Fig. 3.10 Serie de dibujos explicativos sobre la retención de mercurio en los dispositivos de control de partículas así como la especiación de este a su salida 37

Fig.3. 11. Fotografía de un scrubber. 38

## CAPÍTULO 4

Fig.4.1. Esquema del flujo de datos. 51

Fig. 4.2. Esquema de las diferentes capas atmosféricas. 53

Fig. 4.3. A) Descarga a la atmósfera de la columna de gases. B) Efecto de “doblado” de la columna por acción del viento. C) Estabilización del penacho de humo. Donde  $H_s$  es la altura de la chimenea y  $\Delta h$  el incremento de altura al que el penacho se estabiliza. 54

Fig.4.4. Influencia de una colina en las inmediaciones del desarrollo del penacho de humo. 56

Fig.4.5. Influencia de las brisas marinas nocturnas y diurnas en el desarrollo del penacho de humo. 57

Fig.4.6. Altura de mezcla atmosférica 58

Fig.4.7. Circulación y del penacho del aire en función de las condiciones nocturnas y diurnas. 59

Fig. 4.8. Diferentes desarrollos del penacho de humo. 60

Fig.4.9. Concentración de contaminantes en función de la posición, según tenga el penacho desarrollo estable, inestable o neutro 61

Fig. 4.10. Representación del modelo Gaussiano 63

Fig. 4.11. Representación de la altura efectiva. 68

Fig. 4. 12. Posicionamiento geográfico de las veintiuna centrales. 72

Fig.4.13. Régimen de vientos en España y superposición de éste sobre el mapa de centrales. 73

Fig. 4.14 Mapa de zonas de radiación solar y superposición de éste sobre el mapa de centrales 73

Figura 4.15.. Ejemplo resultados de dispersión. Línea 2 de la Central Térmica de Aceca 76

Fig. 4.16 Potencia suministrada vs año de inicio de la actividad.	77
Fig.4.17. Niveles de inmisión máximos vs cantidad de mercurio emitida al año.	83
Fig.4.18. Localización de las centrales en el mapa de España, señalando en rojo las que se encuentran en el seno de una atmósfera ligeramente inestable (tipo C) así como en azul las de atmósfera neutra (tipo D)	84
Fig.4.19. Eficacia de los combustibles en cuanto a menor emisión de contaminantes se refiere. Siendo el gas natural el más eficaz y el carbón usado antiguamente el menor.	90
Fig.4.20. Línea 1 Santurce. Atmósfera tipo D.	91
Fig.4.21. Línea 1. Cercs. Atmósfera tipo C.	91
Fig.4.22. Línea 2.Puertollano. Atmósfera tipo C.	91
Fig. 4.23. Aceca. Línea 2 Atmósfera C	94
Fig.4.24. Pasajes. Línea 2. Atmósfera D	94
Fig.4.25. Línea 2 Aboño. Atmósfera D.	94
Fig.4.26.Litoral de Almería.Línea 1. Atmósfera C.	94
CAPÍTULO 5	
Fig.5.1 Caldera de carbón pulverizado con control de NO <sub>x</sub> más sistema de reducción de partículas. En la figura aparecen los porcentajes de mercurio que captura cada dispositivo así como el total.	103
Fig. 5.2.Caldera de carbón pulverizado con control de NO <sub>x</sub> con desulfurador y ESP. En la figura aparecen los porcentajes de mercurio que captura cada dispositivo así como el total.	103
Fig.5.3. Caldera de lecho fluidizado circulante con control de NO <sub>x</sub> NSCR con desulfurador y filtro de mangas. En la figura aparecen los porcentajes de mercurio que captura cada dispositivo así como el total.	104
Fig.5.4. Emplazamiento central de Puertollano.	105
Fig5.5. Línea 1. C.T. Puertollano	105
Fig.5.6. Línea 2. C.T. Puertollano	106
Fig. 5.7. Línea 3. C.T. Puertollano	106

# Índice de tablas

## CAPÍTULO 1

Tabla1.1. Resumen de contaminantes atmosféricos así como los principales problemas medioambientales que provocan.	4
Tabla 1.2 Reacciones de desestabilización de la capa de ozono producidos por los CFC's y los NOx.	5

## CAPÍTULO 2

Tabla 2.1. Características fisicoquímicas del mercurio.	10
Tabla 2.2. Concentraciones medias de mercurio total en diferentes muestras medioambientales. Fuente: Tesis Doctoral "Acumulación-Interacción de especies de mercurio y selenio en tejidos animales: Desarrollo de nuevas tecnologías" de Ana Isabel Cabañero Ortiz.	14

## CAPÍTULO 3

Tabla. 3.1 Porcentaje de mercurio retenido en las calderas de carbón pulverizado y en las de lecho fluidizado circulante.	31
Tabla. 3.2. Porcentaje de mercurio eliminado en los sistemas de control de partículas.	36
Tabla3.3 . Clasificación del tipo de lecho fluidizado en función del parámetro R.	41
Tabla.3.4 Características técnicas del lecho fluidizado estacionario.	42

## CAPÍTULO 4

Tabla 4.1.. Reducción en la concentración de contaminantes en función de las condiciones atmosféricas y la variación de la dirección del viento.	55
Tabla.4.2. Condiciones meteorológicas de las diferentes categorías de estabilidad atmosférica según Pasquill y Gifford.	56
Tabla.4.3.Determinación del parámetro adimensional, p.	64
Tabla.4.4 Determinación de los parámetros usados para calcular $\sigma_y$	65
Tabla.4.5. Determinación de los parámetros usados para calcular $\sigma_z$	66
Tabla. 4.6. Altura de chimenea.	68
Tabla. 4.7.Determinación de la altura efectiva.	69
Tabla.4.8. Listado de las centrales térmicas de españolas bajo estudio.	71
Tabla.4.9. Características de diseño de la planta "tipo".	74
Tabla. 4.10 Serie de gráficas en las que se muestra cómo afecta una valle en el desarrollo del penacho de humo.	80
Tabla. 4.11 Serie de gráficas en las que se muestra cómo afecta una llanura en el desarrollo del penacho de humo.	82
Tabla 4.12. Clasificación de las centrales bajo estudio según el tipo de atmósfera en la cual se encuentran.	84
Tabla.4.13. Localización y gráficas de concentración de la central térmica de Castellón.	86
Tabla.4.14. Recogida de datos de la central térmica de Castellón que opera con fueloil. Se aprecia una reducción en el origen de las emisiones de mercurio.	87
Tabla.4.15. Características y resultados de inmisión máximos de la Central Térmica de Palos de la Frontera.	88
Tabla. 4.16.Características y resultados de inmisión máximos de la Central Térmica de Santurce.	88
Tabla. 4.17. Características y resultados de inmisión máximos de la Central Térmica de Aceca	88
Tabla. 4.18. Características y resultados de inmisión máximos de la Central	89

Térmica de Litoral de Almería.	
Tabla.4.19. Características de las centrales de Cercs, Santurce y Puertollano.	92
Tabla.4.20. Características de las centrales de Aceca, Pasajes, Aboño y Litoral de Almería	95
Tabla.4.21. Influencia de la altura de la chimenea en la reducción de las emisiones.	99
CAPÍTULO 5	
Tabla.5.1 Características de diseño de la planta “tipo”.	105
Tabla. 5.2. Características de la actual central de Puertollano.	106
Tabla. 5.3. Cantidad de mercurio emitido y máxima concentración alcanzada en la C.T. de Puertollano.	106
Tabla.5.4. Costes de realización del estudio.	108
Tabla.5.5. Costes del Sistema de tratamiento de gases	109
Tabla.5.6. Costes directos	109
Tabla.5.7. Total	109



# Capítulo 1

## Objetivos e introducción.



# 1. OBJETIVOS

El objetivo central del proyecto es el análisis de las emisiones de mercurio procedentes de un grupo representativo de centrales térmicas de España.

Con este fin, a lo largo de la memoria inicialmente se repasan brevemente:

- Las propiedades y los daños que causa el mercurio, por ser un agente altamente contaminante, en los ecosistemas y en la vida humana. Capítulo 2
- Las técnicas actuales de medida del mercurio así como los diferentes tratamientos de gases de que disponen las centrales térmicas para la reducción de sus emisiones. Capítulo 3.

Una vez descritos tanto el problema debido a las emisiones de mercurio como las tecnologías disponibles para su control, seguidamente se:

- Analiza el estado actual de las emisiones de mercurio en las centrales térmicas de España mediante el uso del modelo ISC3 de dispersión del aire. Capítulo 4.

Finalmente como ejemplo de diseño medioambiental se:

- Realiza una propuesta de emplazamiento de una central térmica así como su tratamiento de gases para la consecución de una reducción de emisiones de mercurio bajo un ajustado estudio económico. Capítulo 5

La **motivación** de redactar el presente documento viene dada por el interés de conocer cómo las tecnologías limpias de combustión son capaces de reducir las emisiones de gases contaminantes. Cabe destacar que este proyecto está focalizado en la combustión de carbón en las centrales térmicas por ser las industrias que más perjudican al medioambiente en lo que a emisiones de mercurio se refiere.



## 2. INTRODUCCIÓN

### 2.1. PRODUCCIÓN DE ENERGÍA

Es innegable el hecho de que el desarrollo del mundo moderno está basado en la disponibilidad de electricidad y que actualmente es impensable vivir sin ella. La generación de ésta consiste en transformar alguna clase de energía química, mecánica, térmica o luminosa, entre otras, en energía eléctrica. Para la generación se recurre a instalaciones denominadas centrales eléctricas, que ejecutan alguna de las transformaciones citadas.

Dependiendo de la fuente de energía utilizada, las centrales generadoras se clasifican en termoeléctricas (las de combustibles fósiles, las nucleares y las solares termoeléctricas), hidroeléctricas (aprovechando las corrientes de los ríos o del mar: mareomotrices), eólicas y solares fotovoltaicas. Todas estas centrales, excepto las fotovoltaicas, tienen en común el elemento generador, constituido por un alternador, movido mediante una turbina.

La mayor parte de la energía eléctrica generada a nivel mundial proviene de las centrales termoeléctricas. De hecho el modelo energético actual se basa mayoritariamente en el consumo de combustibles fósiles para el transporte y la generación de energía eléctrica. Hoy en día, dos factores ponen en entredicho la supervivencia de este modelo, en pie desde comienzos del siglo XX. Dichos factores son el agotamiento de las reservas de combustible y el calentamiento global provocado, en gran medida, por el incremento de las emisiones de gases de efecto invernadero como consecuencia de la combustión de dichos combustibles fósiles. Según la teoría de Pico de Hubbert el agotamiento de las reservas de petróleo, carbón y gas natural podría ser un hecho antes de que acabase el presente siglo XXI. Se estima que el petróleo durará 45 años más, el gas natural 65 y el carbón 230 (tal y como recoge el libro *“Temas Verdes. Pensando en el Futuro. Demandas de energía”* de Brian Gardiner) Pese a todo, en el presente se utilizan los combustibles fósiles como el 97% de la energía primaria que se consume en el mundo, 38% es carbón, 40% es petróleo y 19% es gas natural. Dicho esto se aprecia cómo, al menos, en el próximo siglo, la demanda de energía eléctrica vendrá sustentada por el uso de los combustibles fósiles, por lo que la industria está centrada en el desarrollo de tecnologías que produzcan una combustión limpia de éstos, tal y como marca el *Libro Verde de la Energía* con el cual la Comisión Europea pretende desarrollar una verdadera política energética que responda a los numerosos retos existentes en términos de abastecimiento y efectos sobre el crecimiento y el medio ambiente en Europa.



## 2.2. PROBLEMÁTICA RELATIVA A EMISIONES DE GASES CONTAMINANTES.

Tres grandes asuntos denominados “**deposición ácida**”, “**Calentamiento Global**” y “**agujero de la capa de ozono**” son el foco de atención en el tema ambiental. Son muchos los contaminantes que emitidos a la atmósfera producen los anteriormente citados problemas y la combustión de combustibles fósiles provoca una gran parte de dichos agentes contaminantes.

<b>Materia particulada</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Polen</li> <li>• Polvo</li> <li>• Cenizas</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Disminuyen la visibilidad.</li> <li>• Efectos en el aparato respiratorio</li> </ul>
<b>Contaminantes gaseosos</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• SO<sub>x</sub>.</li> <li>• NO<sub>x</sub></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Deposición ácida</li> <li>• Pérdida de la función pulmonar.</li> <li>• Corrosión metálica</li> <li>• O<sub>3</sub> troposférico</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• CO<sub>x</sub></li> <li>• NO<sub>x</sub></li> <li>• CH<sub>4</sub></li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Calentamiento global</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Compuestos orgánicos volátiles VOC's.</li> <li>• Compuestos halogenados, CFC's.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Problema de la capa de Ozono.</li> </ul>
	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Metales</li> <li>• Compuestos Radioactivos</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Problemas en la salud derivados de su nocividad.</li> </ul>

Tabla1.1. Resumen de contaminantes atmosféricos así como los principales problemas medioambientales que provocan.

La deposición o lluvia ácida es producida por las emisiones de los óxidos de azufre (SO<sub>x</sub>) y los de nitrógeno (NO<sub>x</sub>). Gran parte de la culpa de estas emisiones ha sido atribuida a los combustibles fósiles quemados en las plantas termoeléctricas, siendo el carbón el más señalado de ellos. Dichos combustibles liberan estos indeseados SO<sub>x</sub> y NO<sub>x</sub> durante la combustión. Estos gases reaccionan químicamente con el vapor de agua y otras sustancias de la atmósfera para formar ácidos, los cuales caen con las lluvias provocando daños en la flora y la acidificación de los lagos y acuíferos. Es por ello que la industria actual trata de utilizar carbones con bajo contenido en azufre e instala en las centrales las tecnologías necesarias para reducir las emisiones de SO<sub>x</sub> y NO<sub>x</sub> hasta llegar a niveles tolerables. Dichas tecnologías han sido recogidas en el Capítulo 3 de este proyecto. Como dato significativo destacar que una reducción del 50% de las emisiones de SO<sub>x</sub> y NO<sub>x</sub> produciría una reducción del 50% de la deposición ácida según J.L. Bueno, H. Sastre y A. Lavin en su libro “*Contaminación e ingeniería ambiental II. Contaminación atmosférica*”.

Por otro lado, el efecto invernadero empezó a recibir especial atención desde el comienzo de los años 80. Este fenómeno natural se refiere al calentamiento de la superficie de la tierra, causado por el efecto que el vapor de agua y ciertos gases presentes en la atmósfera ejercen sobre el equilibrio de radiación en la tierra. Ciertos gases, conocidos como gases de



efecto invernadero, absorben la radiación de onda larga y la reflejan para calentar la superficie terrestre. Sin el efecto invernadero o de re-radiación atmosférica, la temperatura promedio de la tierra sería cerca de 330°C más fría de lo que es actualmente y el mundo sería inhabitable. Los gases de efecto invernadero incluyen gases como CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub> y N<sub>2</sub>O, entre otros y existe preocupación de que el efecto invernadero esté siendo alterado debido al incremento de concentraciones de dichos gases como resultado de las actividades humanas. Este incremento del efecto invernadero es conocido como "Calentamiento Global", una teoría que sugiere que dicho fenómeno conducirá a un incremento en la temperatura de la superficie de la Tierra.

La capa de ozono es el mecanismo natural gracias al cual el planeta ve compensada la variación de oxígeno producida por la respiración de los diferentes organismos. Naturalmente el ozono a ciertas longitudes de onda ( $\lambda = 340$ ) y gracias a la radiación ultravioleta se descompone en oxígeno monoatómico y diatómico. En otras longitudes de onda ( $\lambda = 242$  nm) se produce lo contrario, oxígeno monoatómico y diatómico se combinan para compensar los niveles produciendo ozono. Los CFC's y algunos NO<sub>x</sub> alteran estos procesos naturales produciendo lo que se denomina ozono troposférico, el cual desestabiliza el equilibrio anteriormente descrito provocando lo que se conoce como agujero de la capa de ozono. En la tabla 1.2 se recogen algunas de estas reacciones.

Natural	CFC's	NO <sub>x</sub>
O <sub>3</sub> + hv → O <sub>2</sub> + O· ( $\lambda = 340$ nm) Absorción de la radiación UV	CCl <sub>2</sub> F <sub>2</sub> + hv → Cl· + ·CClF <sub>2</sub> ( $\lambda = 200$ nm)	NO· + ClO· → Cl· + ·NO <sub>2</sub>
O <sub>2</sub> + O· + hv → O <sub>3</sub> ( $\lambda = 242$ nm)	Cl· + O <sub>3</sub> → ClO· + O <sub>2</sub> ClO· + O· → Cl· + O <sub>2</sub>	·NO <sub>2</sub> + O <sub>3</sub> → ·NO <sub>3</sub> + O <sub>2</sub> ·NO <sub>2</sub> + ·NO <sub>3</sub> → N <sub>2</sub> O <sub>5</sub>

Tabla 1.2 Reacciones de desestabilización de la capa de ozono producidas por los CFC's y los NO<sub>x</sub>.

No solo estos tres graves asuntos medioambientales son de preocupación general, otros menos conocidos, pero no por ellos menos importantes generan graves daños en los ecosistemas y la salud humana. La materia particulada tal como polvo y cenizas puede provocar graves daños respiratorios según el tamaño de las partículas. Y las trazas de metales pesados que se encuentran en los combustibles fósiles al combustionar éstos y emitirse a la atmósfera pueden generar graves problemas por su nocividad como el caso bajo estudio del mercurio y cuyos problemas medioambientales serán ampliamente detallados en el Capítulo 2. Por todo esto deben darse todos los pasos que sean prácticos para mejorar la eficiencia de todos los procesos que involucran la combustión de combustibles fósiles y la reducción de sus emisiones. Tales medidas, además de la mejora en la utilización de la energía a nivel doméstico, comercial e industrial, aseguran que el mundo obtendrá más energía útil por unidad de combustible fósil, preservando así las valiosas reservas de éstos y reduciendo las emisiones de gases de invernadero al mismo tiempo.

La tendencia industrial apunta hacia controles más estrictos en las emisiones, más eficiencia y una mayor automatización de los procesos. La innovación más significativa está en el uso de análisis instantáneos de los gases de combustión (monitorización y medición continua de gases, que se detalla en el Capítulo 3) que permiten que los sofisticados controles de combustible minimicen las emisiones y maximicen la eficiencia. Por otro lado no es suficiente con saber cuánto se emite si no reducir estas emisiones mediante el uso de las diferentes tecnologías de control como pueden ser los precipitadores electrostáticos, la

desulfuración de gases u otras tecnologías que se pueden encontrar explicadas también en el Capítulo 3.

## 2.3 EMISIONES DE MERCURIO.

El mercurio, como se verá en el Capítulo 2, y a lo largo de todo este estudio, tras ser emitido al aire se deposita en los suelos o en el agua. Una vez depositado, los microorganismos pueden transformarlo a mercurio metílico, una forma altamente tóxica que se acumula en los peces, los mariscos y otros animales que se alimentan de peces. El mercurio es bioacumulativo y se biomagnifica a medida que se avanza en la cadena trófica. La exposición a niveles altos de mercurio puede perjudicar el cerebro, el corazón, los riñones, los pulmones, y el sistema inmunológico de las personas de todas las edades.

El mercurio es un elemento natural y por ello se encuentra en muchas rocas incluyendo el carbono. Así, cuando se quema el carbón, el mercurio es emitido al medio ambiente. Las plantas de energía que queman carbón mineral son la principal fuente de emisiones de mercurio al aire por ello han sido el objeto del presente documento.

Actualmente el Estado Español no dispone de ninguna ley que dictamine explícitamente cuales son los niveles máximos de inmisión de mercurio tolerables a los que la población se puede exponer sin riesgo para la salud pese a que existe legislación vigente en cuanto a emisiones de metales pesados se refiere. Por lo que se ha considerado necesario establecer un límite admisible y analizar cómo está el panorama en España (Capítulo 4) con el objeto de conocer si las centrales del país están siendo respetuosas con el medioambiente y si no fuere así, proponer los sistemas que deberían implantar para conseguirlo.

Las calderas de las centrales térmicas en que se ha basado este documento han sido las de carbón pulverizado y las de lecho fluidizado circulante. Aguas arriba en la línea de humos destaca el dispositivo de recolección de partículas que puede ser algún precipitador electrostático o bien filtros de mangas, dichos dispositivos se encargan de captar la máxima cantidad de materia particulada posible. En la línea de humos de las centrales podemos encontrar, además, sistemas de lavado y desulfuración de gases o scrubbers entre otros. Es conocido que a lo largo de la historia se han ido solventando los problemas medioambientales que han ido surgiendo según las necesidades y conocimientos de cada época. Actualmente la problemática medioambiental obliga a tener en cuenta no sólo las emisiones de CO<sub>2</sub> cada vez se está siendo más estricto por estar siendo más consciente del daño que producen las industrias mal gestionadas medioambientalmente al planeta. Así la tendencia actual es conseguir un tratamiento de gases que sea capaz de controlar el máximo de contaminantes posibles. También, la combinación de varios dispositivos hará que, finalmente, se emita mayor o menor mercurio a la atmósfera, por tanto habrá que analizar cuántos, dónde y cómo se han de colocar estos dispositivos para lograr la máxima reducción de las emisiones de mercurio, asunto que se aborda en el Capítulo 3 y para lo cual se ha contado con estudios procedentes de la Agencia de Protección Medioambiental de los Estados Unidos (US-EPA), pionera en la preocupación y análisis de las emisiones de mercurio.

Como ya se ha citado Capítulo 4 se hace un análisis de las emisiones de mercurio procedentes de las plantas térmicas de España basándose en el modelo ISC3 de dispersión



del aire, para el tratamiento de datos se ha recurrido al uso de la herramienta informática MS Office Excel y posteriormente se sacaron conclusiones acerca de cómo afecta el relieve orográfico, el tipo de atmósfera o la potencia, entre otros factores en la dispersión de contaminantes atmosféricos. Por último en el Capítulo 5 y para una planta térmica tipo, se realiza una propuesta de emplazamiento en España y se diseña un sistema de tratamiento de gases encontrando un equilibrio entre la máxima reducción posible de emisiones de mercurio bajo un presupuesto económicamente viable.



# Capítulo 2

MERCURIO. PROBLEMAS MEDIOAMBIENTALES.



## 1. DESCRIPCIÓN DEL CAPÍTULO.

En el presente capítulo se muestra el mercurio como elemento constituyente del planeta a la vez que se describe la problemática que se deriva de las emisiones del mismo. El mercurio se encuentra como elemento traza en los combustibles fósiles y la quema de éstos produce su liberación a la atmósfera, estas emisiones son peligrosas ya que además de elevar los niveles naturales de mercurio en el medio ambiente, provocan la contaminación de los diversos ecosistemas.

La concentración, transformación, movilidad y acumulación de mercurio en un estadio atmosférico dado dependerá de numerosos factores que quedan recogidos en lo que se denomina ciclo del mercurio y que se detalla en este capítulo.

## 2. CONSIDERACIONES GENERALES DEL MERCURIO.

El mercurio (Hg), se encuentra presente en todos los sistemas que constituyen el medio ambiente (atmósfera, geosfera, hidrosfera y biosfera) y a diferencia de lo que sucede con los compuestos orgánicos su degradación no se produce en el medio. Por lo tanto, la cantidad de mercurio total ha permanecido constante desde la formación del planeta aunque, como es natural, la distribución de este elemento no es uniforme ni homogénea.

Durante más de veinte siglos el mercurio ha sido conocido y utilizado por sus especiales características por diversas culturas, sin embargo, su uso se extendió a partir de la revolución industrial. En la actualidad sirve como materia prima en múltiples sectores industriales y también para la producción de diversas manufacturas. Por lo tanto la cantidad de mercurio movilizado y que se añade a la biosfera se ha incrementado en los últimos 150 años. Hay que señalar que la demanda industrial de mercurio en los países más desarrollados y, por tanto, su producción se ha reducido en casi un 50% en la última década, debido a la mayor preocupación por las consecuencias de los incrementos de la concentración de mercurio que se están encontrando en el medio ambiente.

Su actividad como neurotoxina, su facilidad para acumularse en la cadena alimentaria y los diferentes episodios de envenenamiento, han hecho que el mercurio esté incluido en todas las listas de organismos internacionales como uno de los contaminantes más peligrosos presentes en el medio ambiente.

El conocimiento de los diferentes procesos químicos, físicos, hidrológicos, minerales y biológicos que controlan el transporte y acumulación del mercurio constituye un paso clave para evaluar adecuadamente la toxicidad y peligrosidad de la presencia del mercurio y sus derivados en nuestras vidas. En estos últimos veinte años se ha avanzado mucho en este sentido, pero todavía hay procesos, reacciones y variables por estudiar para tener un mejor conocimiento del comportamiento del mercurio y todos sus derivados en el medio ambiente.

## 2.1. PROPIEDADES FÍSICO QUÍMICAS.

Símbolo	Hg
Número atómico	80
Peso atómico	200,6 (UMA)
Estado físico en condiciones normales	Líquido
Color	Plateado
Clasificación	Metales de transición
Densidad	13546 (kg/m <sup>3</sup> ) a (20° C)
Electrones por Capas	2, 8, 18, 32, 18, 2
Punto de fusión	-38,9° C
Calor de fusión	0,56 (Kcal/átomo gramo)
Punto de Ebullición	356,7° C
Calor de vaporización	13,9 (Kcal/átomo gramo)
Calor específico	0,033 (cal/g/°C)
Electronegatividad (Según Pauling)	1,9
Configuración Electrónica	[Xe]4f14,5d10,6s2
Números de oxidación	+1, +2
Conductancia eléctrica	0,011 (μOhmios)
Energía de ionización	1007 (kJ.mol <sup>-1</sup> )
Afinidad electrónica	18 (kJ.mol <sup>-1</sup> )
Radio covalente	149 (pm)
Radio atómico	155 (pm)
Radio iónico (carga del ión)	127(+1) (pm), 112(+2)
Entalpía de fusión	2,331 (kJ.mol <sup>-1</sup> )
Entalpía de vaporización	59,15 (kJ.mol <sup>-1</sup> )
Volumen atómico	14,81 (cm <sup>3</sup> /mol)
Estructura cristalina	Romboédrica

Tabla 2.1. Características fisicoquímicas del mercurio.

El mercurio tiene tres estados de oxidación estables. En el estado de oxidación cero (Hg<sup>0</sup>), el mercurio existe como elemento metálico. La pérdida de un electrón da lugar al ion Hg<sup>2+</sup>, que realmente consiste en dos átomos de mercurio. La pérdida de dos electrones da lugar a la formación del ion Hg<sup>2+</sup>; en este estado de oxidación forma un gran número de compuestos químicos estables. El ion mercúrico puede formar compuestos organometálicos en los que el átomo de mercurio está unido con enlace covalente a, al menos, un átomo de carbono. De interés especial son los organometálicos: el dimetilmercurio (CH<sub>3</sub>HgCH<sub>3</sub>) es un compuesto lipofílico, no cargado, altamente volátil; el monometilmercurio (CH<sub>3</sub>Hg<sup>+</sup>) es un catión que forma una gran variedad de compuestos. En general, los cationes de mercurio (Hg<sup>2+</sup>, CH<sub>3</sub>Hg<sup>+</sup>) rápidamente forman complejos estables.

El mercurio es un metal de bajo punto de fusión, se encuentra en estado líquido entre las temperaturas de -38,9 y 356,7°C. A 20°C tiene una presión de vapor apreciable, por lo que una atmósfera saturada de vapor de mercurio contiene aproximadamente 18 mg de mercurio por m<sup>3</sup>. El mercurio llama la atención por su aspecto brillante, su estado líquido a temperatura ambiente, con una densidad de 13,6 g/mL y su presión de vapor apreciable aún siendo un metal pesado. Destaca también su singular solubilidad tanto en solventes



polares como no polares. En agua libre de oxígeno, a la temperatura a 25°C, su solubilidad es de 60 µg/l y en lípidos es del orden de 5-50 mg/l, lo que le confiere propiedades importantes desde el punto de vista toxicológico.

El mercurio, con un peso atómico de 200,6 UMA se encuentra ubicado en el subgrupo 2b de la tabla periódica siendo su configuración electrónica exterior  $5d^{10}4s^2$ . Al igual que los demás metales de dicho subgrupo, presenta un estado de oxidación ordinario (II). En soluciones acuosas se establece un equilibrio entre  $Hg^0$ ,  $Hg^{2+}$  y  $Hg_2^{2+}$ . Como característica química cabe destacar su capacidad de absorber oxígeno a temperatura ambiente, aunque lentamente, invirtiéndose la reacción a temperatura superior a los 400°C, y también la formación de amalgamas con numerosos elementos metálicos. El mercurio forma con facilidad enlaces covalentes por lo que se conocen numerosos compuestos organometálicos estables del mercurio.



## 3. PRESENCIA DEL MERCURIO.

El mercurio es un elemento natural de la tierra, presente en la corteza terrestre a razón promedio de 0.05 mg/kg, con significativas variaciones locales. Los minerales de mercurio que se suelen extraer contienen cerca de 1% de mercurio, aunque los estratos que se explotan en España contienen generalmente hasta 12 o 14% de mercurio. A pesar de que 25% de los principales minerales de mercurio son conocidos, prácticamente los únicos depósitos que han sido explotados para la extracción de mercurio son los de cinabrio. En la biosfera también hay mercurio a niveles muy bajos. La absorción de mercurio por parte de las plantas puede explicar la presencia de mercurio en combustibles fósiles como carbón, petróleo y gas natural, pues se considera que estos combustibles se han formado a partir de la transformación geológica de residuos orgánicos.

### 3.1. ATMOSFERA.

Dos características, **volatilidad** y **biotransformación**, hacen del Hg un elemento clave como toxico medioambiental. Su volatilidad explica la alta concentración atmosférica, 20 a 200  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  en áreas con contenidos altos en suelos contaminados (10 ppm) comparado con las concentraciones atmosféricas normales de 5  $\text{ng}/\text{m}^3$  tal y como el Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA) publicara en su informe *"Evaluación Global del Mercurio"*.

En la atmósfera, el mercurio se encuentra mayoritariamente (>95%) como vapor metálico ( $\text{Hg}^0$ ), el resto aparece en la forma  $\text{Hg}^{2+}$  tanto unido a partículas en suspensión como, en menor medida, en forma gaseosa. Debido a la lenta oxidación del mercurio elemental su tiempo de residencia en la atmósfera es de aproximadamente un año, tiempo suficiente para que se distribuya sobre todo el planeta antes de su deposición en la superficie terrestre. Como consecuencia, y aunque las principales emisiones de mercurio proceden de fuentes puntuales localizadas en zonas industriales, la contaminación por mercurio es global y afecta a zonas remotas del planeta. La forma oxidada del mercurio ( $\text{Hg}^{2+}$ ) se deposita en un tiempo más corto que va desde horas meses a través de deposiciones húmedas (precipitaciones) o secas. Se ha encontrado que el escaso  $\text{Hg}^{2+}$  que se encuentra en forma gaseosa es depositado por vía húmeda de manera mucho más rápida que el  $\text{Hg}^{2+}$  unido a partículas. Además, se estima que el  $\text{Hg}^{2+}$  unido a partículas más pequeñas tiene tiempos de residencia en la atmósfera muy parecidos al mercurio vapor.

Estudios recientes sobre el mercurio atmosférico indican que las actividades antropogénicas han multiplicado los niveles generales del mercurio en la atmósfera por un factor de 3 desde el comienzo de la era industrial.

### 3.2. SUELOS.

En los últimos 125 años se han emitido a la atmósfera casi 200.000 toneladas de mercurio, de los cuales cerca del 95% ha sido depositado en la superficie terrestre, convirtiendo los suelos en el principal depósito de este elemento. Esta reserva se convierte en una continua fuente de mercurio, que continuará emitiendo mercurio hacia la atmósfera durante muchos años. Como se ha indicado, los procesos de re-emisión del mercurio a la atmósfera son importantes y vienen controlados principalmente por la transformación de  $\text{Hg}^{2+}$  a  $\text{Hg}^0$  que tiene lugar en la superficie del suelo por acción de la luz y otras sustancias.

Una vez depositadas, las especies de mercurio están sujetas a un amplio espectro de reacciones químicas y biológicas. Las condiciones de pH, temperatura y contenidos de sales y componentes orgánicos del suelo favorecen la formación de complejos del ion inorgánico ( $\text{Hg}^{2+}$ ) como  $\text{HgCl}_2$ ,  $\text{Hg}(\text{OH})_2$  o complejos orgánicos. Aunque los complejos inorgánicos son bastante solubles en agua y, por tanto, de gran movilidad, muchos de ellos forman nuevos complejos con la materia orgánica y los minerales del suelo. Son este tipo de complejos los que principalmente definen el comportamiento del mercurio.

Otra de las especies que condicionan la química del mercurio en el suelo y sedimentos es el muy insoluble sulfuro de mercurio ( $\text{HgS}$ ). Este compuesto de limitada movilidad, es la principal especie presente en los sedimentos contaminados por mercurio, debido a la reducción del  $\text{Hg}^{2+}$  por parte de bacterias sulfato reductoras bajo condiciones anaeróbicas.

Por otro lado, el  $\text{Hg}^{2+}$  presente en los suelos y sedimentos en determinadas condiciones se transforma a metilmercurio por diversos mecanismos, siendo los procesos microbianos el principal de ellos. Aproximadamente, y según las características de los diferentes suelos y sedimentos, entre el 1 y 3% del mercurio se encuentra como metilmercurio. Las especies inorgánicas restantes se hallan mayoritariamente unidas a compuestos orgánicos.

Hay estudios recientes que sugieren que el mercurio ocasiona una reducción de la actividad microbiológica vital para la cadena alimentaria terrestre en suelos de grandes partes de Europa –y posiblemente de muchos otros lugares del mundo con características edafológicas similares. A fin de prevenir los efectos ecológicos del mercurio en suelos orgánicos se han establecido límites críticos preliminares de 0.07-0.3 mg/kg de contenido de mercurio total en el suelo.

### 3.3. AGUA.

El mercurio que llega a un medio natural acuoso lo hace fundamentalmente como  $\text{Hg}^{2+}$ ; solo una pequeña fracción ( $0.15 \text{ ng l}^{-1}$ ) se introduce directamente como metilmercurio a través de las precipitaciones. Estos compuestos pueden ser asimilados por las especies biológicas presentes en el medio, precipitar bajo formas químicas diversas en los sedimentos o reducirse a mercurio vapor y vaporizarse para volver nuevamente a la atmósfera. Estas transformaciones dependen de diversos factores medioambientales como la actividad microbiana, la temperatura, la disponibilidad de carbono orgánico, la presencia de partículas en suspensión, el oxígeno disuelto y el pH.

Como en los suelos, la química del mercurio es compleja y viene determinada por las diferentes variables biológicas, físicas y químicas de las aguas. Por ello, hay que tener en cuenta las condiciones existentes en las aguas superficiales que hacen diferentes las especies de mercurio presentes en aguas continentales (ríos, lagos, arroyos), en aguas oceánicas y también en los estuarios y costas de los océanos que son fases intermedias entre las otras dos.

En las aguas dulces superficiales de áreas no contaminadas, el mercurio se encuentra en concentraciones de  $1\text{-}20 \text{ ng l}^{-1}$  y se distribuye en varias formas químicas: mercurio elemental que es volátil pero poco reactivo, especies mercúricas y mercurio orgánico, principalmente metilmercurio ( $\text{MeHg}^+$ ), dimetilmercurio ( $\text{Me}_2\text{Hg}$ ), y etilmercurio ( $\text{EtHg}^+$ ) en pequeñas cantidades. La distribución de este metal entre la fase acuosa, las fases coloidales y las partículas en suspensión varía espacial y temporalmente. En general, la

concentración de  $Hg^0$  es mayor cerca de la interfase aire-agua mientras que los niveles de  $Hg^{2+}$  y  $MeHg^+$  son más altos cerca de los sedimentos.

En las aguas dulces continentales no contaminadas, el  $Hg^{2+}$  no se encuentra como ion libre sino formando complejos con OH- ( $Hg(OH)^+$ ,  $Hg(OH)_2$ ,  $Hg(OH)_3^-$ ), mientras que en estuarios y océanos los clorocomplejos ( $HgCl^+$ ,  $HgClOH$ ,  $HgCl_2$ ,  $HgCl_3^-$ ,  $HgCl_4^{2-}$ ) son las especies predominantes. En ambientes que contengan azufre, el mercurio se combina para formar precipitado de sulfuro ( $HgS$ ) También en disolución se encuentran los complejos de sulfuro ( $HgS_2H_2$ ,  $HgS_2H^-$  y  $HgS_2^{2-}$ ).

El metilmercurio se comporta en términos químicos igual que el mercurio inorgánico, encontrándose principalmente unido a partículas y a la materia orgánica disuelta. El complejo con cloruro ( $CH_3HgCl$ ) en el medio marino y el hidroxocomplejo neutro ( $CH_3HgOH$ ) en aguas continentales son mayoritarios.

En el océano las especies organometálicas de las que participa el Hg se generan a profundidades comprendidas entre los 300-500 m en las que los niveles de oxígeno son inferiores. En cambio, la transformación y eliminación de estas especies tiene lugar en las aguas superficiales.

En la Tabla 2.2. aparecen recogidas las concentraciones de Hg total en distintas matrices medioambientales.

Medios		Mercurio total
Aire	Medio rural	1-10 ng/m <sup>3</sup>
	Medio urbano	50-170 ng/m <sup>3</sup>
Agua de lluvia	Medio rural	4-90 ng/l
	Medio urbano	100-1000 ng/l
Agua	Océano no contaminado	0,5-5 ng/l
	Río no contaminado	<5ng/l
	Río contaminado	1-2 ng/l
Suelos	No contaminado	<200 ng/g
	Contaminado	0,2-100 µg/g
Sedimentos	Océano no contaminado	50-500 ng/g
	Río no contaminado	1-100 µg/g
	Río contaminado	908 µg/g
Peces	Sin contaminar (río)	0,2-1 ng/g
	Sin contaminar (océano)	0,01-1 µg/g
	Contaminados	1-10 µg/g

Tabla 2.2. Concentraciones medias de mercurio total en diferentes muestras medioambientales. Fuente: Tesis Doctoral "Acumulación-Interacción de especies de mercurio y selenio en tejidos animales: Desarrollo de nuevas tecnologías" de Ana Isabel Cabañero Ortiz.

### 3.4. EMISIONES DE MERCURIO.

Los niveles de mercurio en el medio ambiente han aumentado considerablemente desde el inicio de la era industrial. La actividad del hombre ha generalizado los casos de exposición, y las prácticas del pasado han dejado un legado de mercurio que afectan adversamente a los seres humanos y al medio ambiente. Hasta las regiones donde se registran emisiones mínimas de mercurio, como el Ártico, se han visto adversamente afectadas debido al transporte transcontinental y mundial del mercurio.

Las numerosas fuentes de emisión de mercurio a la biosfera que contribuyen a los flujos globales del mercurio se clasifican en tres categorías:

- Emisiones antropogénicas: la movilización o emisión de mercurio derivada de actividades humanas, con transferencia de masa de mercurio a la atmósfera.
- Emisiones naturales: la movilización o emisión del mercurio generado de forma natural en la corteza terrestre, por actividad volcánica o por erosión de las rocas, con una transferencia de masa de mercurio a la atmósfera.
- Re-emisiones de mercurio: la transferencia de masa de mercurio a la atmósfera por procesos biológicos y geológicos movilizándolo que anteriormente se había depositado en la superficie terrestre por actividades humanas o naturales.

La fuente más importante de mercurio es la emisión antropogénica a la atmósfera, aunque también se producen emisiones de mercurio que van directamente al agua y a la superficie terrestre. Una vez liberado, el mercurio permanece en el medio ambiente, donde circula entre el aire, el agua, los sedimentos, el suelo y la biota en diversas formas. Las emisiones actuales junto con el mercurio ya existente en el mundo hacen que este se siga movilizándose, depositándose en la tierra y el agua y volviendo a moverse.

La forma en que se libera el mercurio varía según los tipos de fuentes y otros factores. La mayoría de las emisiones a la atmósfera son en forma de mercurio elemental, que es transportado a regiones alejadas de las fuentes de emisión. Las emisiones restantes se producen en forma de mercurio gaseoso, inorgánico, iónico (como el cloruro de mercurio) o consolidado en partículas. Estas formas tienen un período de vida más corto en la atmósfera y se pueden depositar en tierras o masas de agua a distancias aproximadas de 100 a 1000 kilómetros de su fuente. El mercurio elemental en la atmósfera puede oxidarse, lo que origina una vía importante de depósito en la superficie terrestre y en las aguas.

Una vez depositado, el mercurio puede cambiar de forma (principalmente por metabolismo microbiano) y convertirse en metilmercurio, que tiene la capacidad de acumularse en organismos (bioacumulación) y concentrarse en las cadenas alimentarias (biomagnificación), especialmente en la cadena alimentaria acuática (peces y mamíferos marinos). El metilmercurio es, pues, y como resultado de análisis, la forma que causa mayor preocupación.

### 3.4.1. EMISIONES ANTROPOGÉNICAS.

La mayor parte del mercurio presente actualmente en la atmósfera es producto de muchos años de emisiones provenientes de actividades antropogénicas. Es difícil estimar el componente natural de la carga total atmosférica, pero en todo el planeta hay indicios de que las emisiones antropogénicas de mercurio han generado índices de deposición actuales entre 1.5 y 3 veces mayores a los existentes en la época preindustrial, además dentro de las áreas industriales y en sus inmediaciones los índices de deposición han aumentado de 2 a 10 veces durante los últimos 200 años.

La aplicación del mercurio en la extracción de plata en las minas del “Nuevo Mundo” (México, Bolivia y Perú) por parte de los conquistadores españoles entre 1570-1820 posiblemente constituyó la mayor emisión antropogénica continuada de mercurio al medio ambiente. Se ha estimado un consumo medio de 468 T/año de mercurio en las minas de plata, originando una emisión de 351 T/año, lo que supone aproximadamente un 20% del total del Hg emitido por fuentes naturales.

Estudios recientes sitúan las emisiones antropogénicas en 2.000-4.500 T/año, de las cuales cerca del 95% se depositan en la superficie terrestre, un 3% en las aguas y un 2% permanecen en el aire. Las fuentes antropogénicas más importantes que liberan Hg al medio ambiente son: la industria del cloro-álcali, la combustión de combustibles fósiles (principalmente carbón), la producción de cemento, la minería, actividades metalúrgicas y la incineración de desechos médicos y municipales. E.D. Stein, Y. Cohen y A.M Winer estimaron en su informe “*Environmental distribution and transformation of mercury compound*” que aproximadamente el 80% de las emisiones antropogénicas de mercurio son emisiones de mercurio elemental a la atmósfera, principalmente de la combustión de combustibles fósiles, actividad minera e incineración de desechos. Un 15% se introduce directamente en el suelo a través de la aplicación de fertilizantes y fungicidas y el vertido de desechos municipales (ej. baterías y termómetros). El 5% restante ocurre mediante el vertido de residuos industriales al agua.

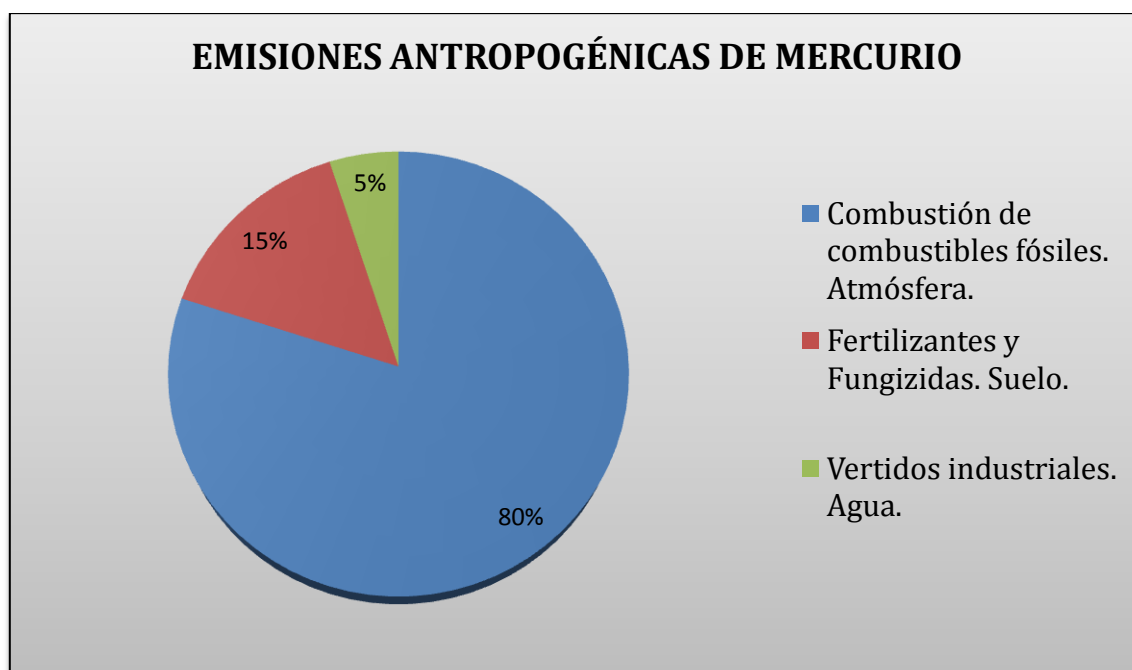


Fig.2.1 Porcentajes relativos a las emisiones antropogénicas de mercurio.



Estudios realizados sobre las emisiones antropogénicas a la atmósfera en los países económicamente desarrollados indican que la mayor fuente de mercurio es la combustión de combustibles fósiles. Sin embargo, en aquellos países donde hay explotaciones mineras de oro, ésta es la principal fuente de emisión de mercurio.

Las autoridades de medio ambiente de algunos países consideran al mercurio como contaminante prioritario por sus conocidos efectos perjudiciales y son conscientes de los problemas que causa tanto su uso como su liberación al medio ambiente. Por ello, se han adoptado medidas internacionales encaminadas a abordar el problema mundial que supone el mercurio. Gracias a estos esfuerzos se han reducido las emisiones antropogénicas de algunas fuentes importantes en América y Europa. Además, en algunos países desarrollados se han disminuido las emisiones antropogénicas totales en la atmósfera durante la última década. Por ejemplo, en Canadá las emisiones se redujeron de 33 a 6 toneladas entre 1990 y 2000.

A pesar del endurecimiento de la legislación durante los últimos años y de la reducción de consumo mundial de mercurio (la demanda global es menos de la mitad de lo que era en 1980) se ha reducido la contaminación atmosférica ocasionada por la producción industrial, pero la contaminación de las aguas debido a la actividad minera sigue siendo significativa.

### 3.4.2. EMISIONES NATURALES.

La importancia del conocimiento de las fuentes y flujos globales de las emisiones naturales de mercurio radica en que este tipo de emisiones no son controlables y por lo tanto no pueden ser reducidas.

El mercurio es movilizado o liberado a la atmósfera a través de una serie de procesos naturales, incluyendo la desgasificación y erosión de la corteza terrestre, erupciones volcánicas, la evaporación desde la hidrosfera y los incendios forestales. Las emisiones naturales de mercurio están fuera de nuestro control y deben considerarse como parte de nuestro entorno vital a escala local y mundial. En algunas partes del mundo las concentraciones de mercurio en la corteza terrestre se elevan de manera natural, y contribuyen a elevar las concentraciones locales y regionales de mercurio en esas áreas.

Se cree que el Hg es liberado de fuentes naturales principalmente en la forma de Hg<sup>0</sup> vapor, pero el mercurio unido a partículas en suspensión/aerosoles pueden originarse en algunos procesos naturales (ej. erupciones volcánicas).

Las áreas geológicas o naturales enriquecidas en Hg están relacionadas con límites de placas tectónicas, vulcanismo reciente, mineralizaciones de metales preciosos y base y altos flujos de calor cortical.

El Hg se está emitiendo de manera permanente desde regiones profundas de la corteza de la Tierra y alcanza la superficie a través de fracturas y fallas en las rocas suprayacentes. El Hg aparece naturalmente en suelos.

O. Lindqvist, A. Jernelöv, D. Johansson y H. Rodhe, en su informe "*Mercury in the Swedish environment: global and local sources*" estimaron las emisiones de Hg natural entre 2.500 y 30.000 toneladas. El flujo global de las erosiones y desgasificaciones, y la contribución de las erupciones volcánicas al flujo de mercurio hacia la atmósfera se ha establecido en unas 700 y 830 toneladas de mercurio al año, respectivamente. La cantidad de mercurio que se emite

a la atmósfera desde las capas más profundas de la tierra y que se infiltra a través de grietas del manto terrestre se ha estimado en un valor de entre 3.000 y 6.000 toneladas de mercurio al año.

Por último, dentro de este apartado, hay que evaluar la contribución al flujo global del mercurio que tienen los intercambios que se realizan entre los compartimentos medioambientales (agua, suelos, vegetación). El principal mecanismo que gobierna todas estas emisiones es la diferencia de concentraciones entre un medio y otro. Este gradiente se produce principalmente entre el aire y los sistemas acuáticos, donde hay una saturación de especies volátiles de mercurio, aunque también se ha observado para los suelos y el aire. Una serie de parámetros (el aumento en la temperatura del suelo, bajas presiones barométricas y tierras húmedas) influyen en estos gradientes de concentración y hacen incrementar el flujo de mercurio hacia la atmósfera. Las condiciones atmosféricas también influyen en el transporte del mercurio entre el agua y el aire. Así, altos vientos y oleaje incrementan el flujo de mercurio hacia la atmósfera.

El papel que juega la vegetación parece ser ambiguo y necesita de mayor investigación. Varios estudios indican que la vegetación participa en el intercambio de mercurio entre los suelos y la atmósfera pero lo hacen de una manera bidireccional, dando lugar a un flujo global casi nulo. Sin embargo, los incendios que se producen con frecuencia en la biosfera juegan un papel fundamental dentro del flujo producido por la vegetación. Estudios realizados en el área amazónica sitúan los niveles de emisión entre 2 y 9 toneladas al año por la quema de la selva amazónica brasileña.

### 3.4.3. RE-EMISIONES NATURALES.

Esta denominación hace referencia a la movilización y emisión a la atmósfera de mercurio de origen antropogénico depositado previamente en aguas y suelos. La emisión a la atmósfera desde vertidos de mercurio en suelos contaminados, o las emisiones desde aguas contaminadas son ejemplos de estas emisiones antropogénicas indirectas.

Este proceso amplía enormemente el tiempo medio de permanencia del mercurio en el medio ambiente. Investigaciones recientes de S.E. Lindberg, T.P. Meyers y J.Munthe, en el informe "*Water, Air and Soil Pollution*", muestran índices de re-emisión de aproximadamente 20% durante un periodo de dos años, según mediciones de isótopos estables de mercurio en el noroeste de Ontario (Canadá).

Desafortunadamente, dada la cantidad de variables que tienen influencia en el flujo global que se produce en las superficies de los océanos, existen muy pocos estudios de medidas directas y reales de estos flujos. Las estimaciones realizadas indican un flujo global de emisión de unas 2.000 toneladas al año de mercurio hacia la atmósfera.

Las superficies de algunos lagos han sido también evaluadas para determinar la contribución de las aguas terrestres al flujo de mercurio hacia la atmósfera. Estos concluyen que los intervalos de emisión se encuentran entre 3 y 20 ng/m<sup>3</sup>. Estos intervalos están influidos en gran medida por la concentración de mercurio en los lagos y en menor medida por la temperatura y la radiación solar.

Pocos estudios similares se han llevado a cabo para establecer la contribución de los ríos a esta re-emisión del mercurio limitándose la mayoría al estudio de estuarios. De una manera global, se ha estimado que solamente el 10% del mercurio presente en los ríos tiene origen antropogénico, aunque a nivel local estas proporciones pueden cambiar enormemente.

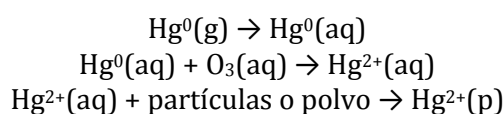
Comparados con los sistemas acuáticos, los flujos producidos en los suelos han sido mucho más estudiados. Los suelos próximos a grandes focos de emisión de mercurio (como plantas industriales de cloro, generación de electricidad, etc.) actúan como depósitos que acumulan el mercurio emitido. Se ha establecido que cerca del 30% de la emisión anual de mercurio por parte de estos grandes focos antropogénicos se deposita dentro de un radio de 5 km. Pero hay que tener en cuenta que cuando estos suelos dejan de recibir el flujo de la contaminación antropogénica, se convierten en potentes focos de emisión de mercurio llegando a valores tan altos de índices de emisión como 150.000 ng/m<sup>3</sup>. Similares estudios de suelos con alto contenido natural de mercurio (Almadén, España) establecen un flujo de entre 600 y 700 ng/m<sup>3</sup>. Valores que en todo caso son intolerables puesto que ponen en riesgo la salud humana.

Las tierras cercanas a aguas contaminadas en las que se depositan sedimentos durante inundaciones o subidas periódicas del nivel del agua constituyen otro tipo de suelo contaminado con mercurio, muy común en estuarios de ríos contaminados. La contribución global de los suelos de la capa terrestre hacia la atmósfera se ha estimado en unas 2.000 toneladas al año.

## 4. CICLO DEL MERCURIO.

Como se ha comentado, los compuestos de mercurio están muy distribuidos en los distintos compartimentos o estadios que conforman su ciclo global. La concentración, transformación, movilidad y acumulación de mercurio en un estadio atmosférico dado dependerá de numerosos factores tales como el pH, la temperatura, presencia de componentes orgánicos, así como de las actividades microbianas y antropogénicas. El conjunto de estos procesos constituye el ciclo biogeoquímico del elemento.

Las reacciones de transformación de las especies de mercurio presentes en la atmósfera rigen, de un modo general, la distribución y deposición del mercurio. El principal mecanismo de transformación entre especies es la oxidación del Hg<sup>0</sup> por el ozono (O<sub>3</sub>), que ocurre mayoritariamente en las gotas de agua de las nubes.



Hg<sup>2+</sup>(p) será sucesivamente denominado como mercurio particulado, Hg<sub>p</sub>.

Otros mecanismos de oxidación/reducción del mercurio se dan también en la atmósfera, pero en menor extensión.

La especie divalente del mercurio pasa mucho más fácilmente a la fase acuosa y se deposita por acción de la lluvia. Este proceso es el principal, pero como se ha indicado existen otros, como la deposición del mercurio divalente por deposición seca. Por el contrario, el mercurio vapor no se deposita por vía húmeda o seca ya que tiene una alta presión de vapor y una baja solubilidad en agua.

Parte del Hg<sup>2+</sup> depositado desde la atmósfera, es reducido a Hg<sup>0</sup> y nuevamente volatilizado a la atmósfera, estableciéndose un flujo de Hg<sup>0</sup>, en especial en aguas oceánicas, volatilizándose de nuevo desde la hidrosfera hacia la atmósfera. Este proceso es uno de los



principales reguladores de la concentración de mercurio en las grandes masas de agua y puede tener lugar mediante dos mecanismos en función de la concentración de  $\text{Hg}^{2+}$  en el medio circundante. Cuando esta concentración es la natural, del orden de unos pocos picogramos, la reducción es debida a un proceso fotoquímico, sin embargo en aguas contaminadas, con elevadas concentraciones de  $\text{Hg}^{2+}$ , el mecanismo predominante es de naturaleza microbiana.

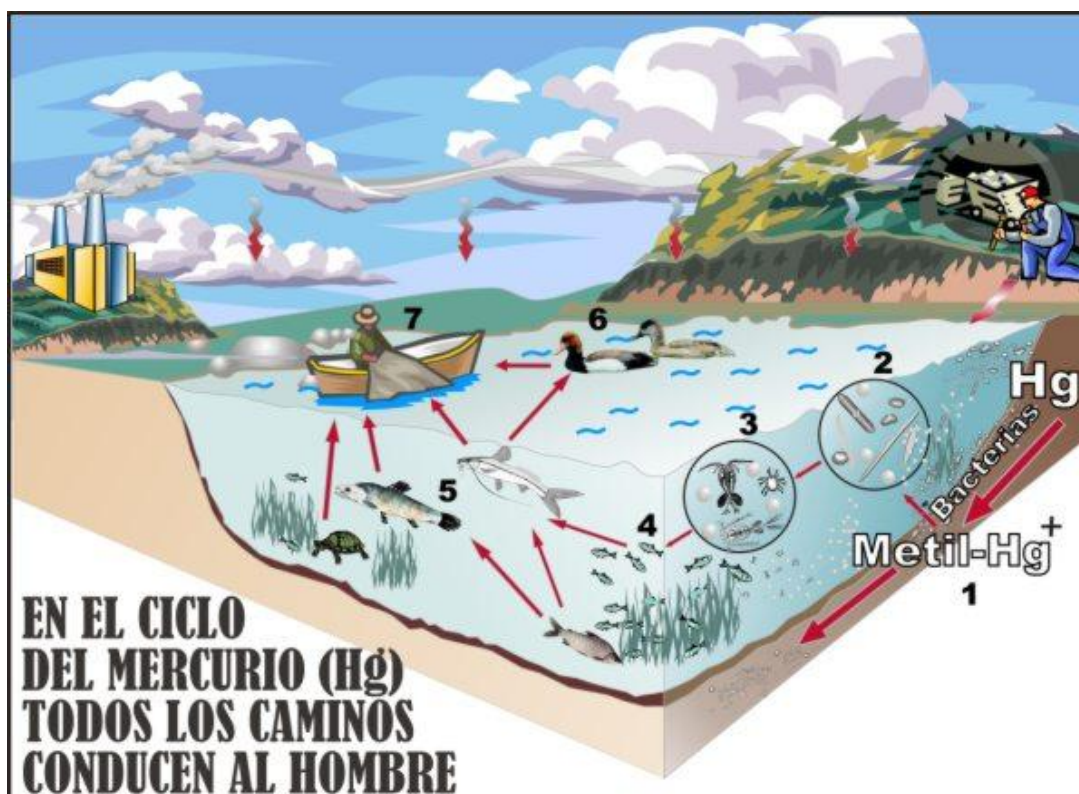


Fig 2.2. Ciclo del mercurio. Fuente: Universidad de Cartagena.

El metilmercurio se forma cuando el mercurio elemental se libera al ambiente y se transforma a través de los procesos de metilación en complejos orgánicos. Esta transformación está mediada por la interacción con bacterias y otros microorganismos que viven en el suelo, las aguas y los sedimentos (1. Fig 2.2.).

El metilmercurio es particularmente inquietante porque entra a formar parte de la cadena trófica, bioacumulándose, y por lo tanto biomagnificándose. Según el Programa Internacional de Seguridad Química de las Naciones Unidas el metilmercurio es uno de los seis peores contaminantes del planeta. Teóricamente todo el mercurio que se encuentra en tejidos animales está en forma de metilmercurio. Por otro lado, cabe destacar que en muchos peces de agua dulce y salada, así como en mamíferos acuáticos, se han encontrado concentraciones de mercurio muy superiores a las de las aguas circundantes.

El efecto que produce la biomagnificación es que la concentración de mercurio aumenta en los organismos en posición más alta en la cadena alimentaria. De este modo, por ejemplo, las concentraciones mercuriales serán progresivamente más elevadas al ir tomando muestras de algas (2. Fig 2.2.), zooplancton (3. Fig 2.2.), peces fitófagos (4. Fig 2.2.), peces depredadores (5. Fig 2.2.) y organismos que comen pescado como patos, garzas (6. Fig 2.2.) o el hombre (7. Fig 2.2.).



## 5. CONCLUSIONES DEL CAPÍTULO.

- En la actualidad la mayor fuente de emisiones de mercurio a la atmósfera es la combustión de combustibles fósiles.
- Es muy difícil distinguir entre las emisiones naturales y las emisiones antropogénicas indirectas (re-emisiones), ya que el mercurio acumulado de manera natural participa de las mismas reacciones y procesos de transformación que el de origen antropogénico.
- Por su enorme superficie, el sistema marino es de especial importancia en la distribución, transporte y acumulación del mercurio y juega un doble papel de fuente y de depósito del mercurio.
- Los suelos próximos a grandes focos de emisión de mercurio, tales como plantas térmicas, acumulan gran parte del mercurio emitido convirtiéndose después en focos de reemisión del mismo. Los modelos de dispersión del aire establecen que cerca del 30% de la emisión anual de mercurio por parte de estos focos antropogénicos se deposita dentro de un radio de 5 km.
- El metilmercurio es la forma más preocupante ya que pasa a formar parte de la cadena trófica, bioacumulándose, biomagnificándose, es decir, la concentración de mercurio va aumentando en los organismos con posición más alta en la cadena alimentaria.



# Capítulo 3

## SITUACIÓN TECNOLÓGICA SOBRE EL CONTROL DEL MERCURIO EN CENTRALES TÉRMICAS DE CARBÓN



## 1. DESCRIPCIÓN DEL CAPÍTULO.

Durante la combustión, el mercurio contenido en el carbón se volatiliza en forma de vapor como  $Hg^0$ . En los gases de combustión una serie de complejas reacciones convierten el  $Hg^0$  en  $Hg^{2+}$  y  $Hg$  particulado ( $Hg_p$ ). Es conocido el hecho de que la presencia de cloro favorece la formación de cloruro mercúrico, las consecuencias de esta formación serán analizadas en este capítulo.

Los diversos tipos de carbón comercializados en el mercado tienen diferentes propiedades en cuanto a emisiones de mercurio se refiere. En general la mayoría del mercurio gaseoso en las calderas que queman carbón bituminoso se produce en forma de  $Hg^{2+}$  y en las que queman carbón subbituminoso y lignito es en forma de  $Hg^0$ .

Este capítulo se centra en los siguientes puntos:

- La monitorización del mercurio: Seguimiento del  $Hg$ .
- Tecnologías de control del mercurio: Control y reducción del  $Hg$ .

Se han determinado numerosas maneras de determinar el mercurio contenido en el carbón. Pudiéndose realizar estas medidas sobre el carbón o bien en los gases de chimenea. En este capítulo se explicarán algunas de estas técnicas analíticas para la medición del mercurio. La Agencia de Protección Medioambiental de los Estados Unidos (Environmental Protection Agency, EPA) ha sido la precursora en el estudio de la problemática del mercurio emitido por las chimeneas de las centrales térmicas y ha elaborado numerosos informes denominados con las siglas ICR (Information Collection Request) acerca de estos y otros asuntos. En Diciembre de 2000 la US EPA tomó la decisión de regular las emisiones de mercurio de las calderas de carbón, lo que condujo a la necesidad de instalar monitores continuos de mercurio para proporcionar en tiempo casi real medidas de control y vigilancia del cumplimiento.

La problemática relativa a emisiones de gases tales como los  $NO_x$  y los  $SO_x$  hizo que las centrales de todo el mundo tuviesen que instalar dispositivos para reducir las consecuencias de tales emisiones. En un primer momento la preocupación medioambiental se centró sobre todo en la reducción de estos gases pero actualmente se tiene conocimiento de muchos otros contaminantes que afectan al medio ambiente de una manera totalmente nociva, es el caso, entre otros, del mercurio. Lo que sucede con casos como los del mercurio es que los dispositivos de tratamiento de gases, en una primera instancia, no estaban pensados para la reducción de éste. En el presente capítulo se analizarán los diferentes dispositivos de tratamiento de gases existentes y cómo éstos aunque estén enfocados principalmente a la reducción de otros agentes contaminantes también son capaces de capturar el mercurio contenido en los gases de combustión. Por otro lado, se describirán nuevas técnicas enfocadas directamente a la reducción del mercurio y que sumadas a las ya existentes pueden contribuir a un descenso en los actuales niveles de contaminación por éste.

## 2. MONITORIZACIÓN DEL MERCURIO.

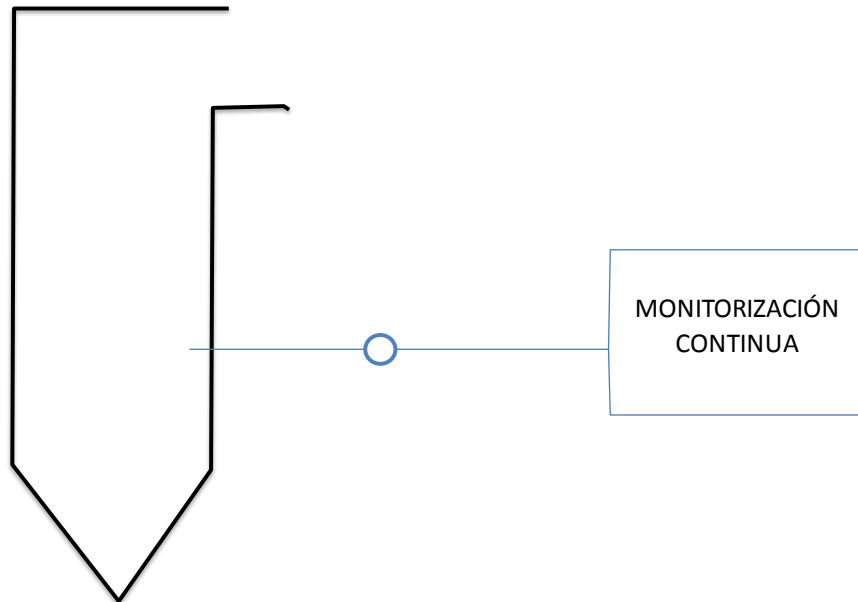


Fig 3.1 . Monitorización "on line".

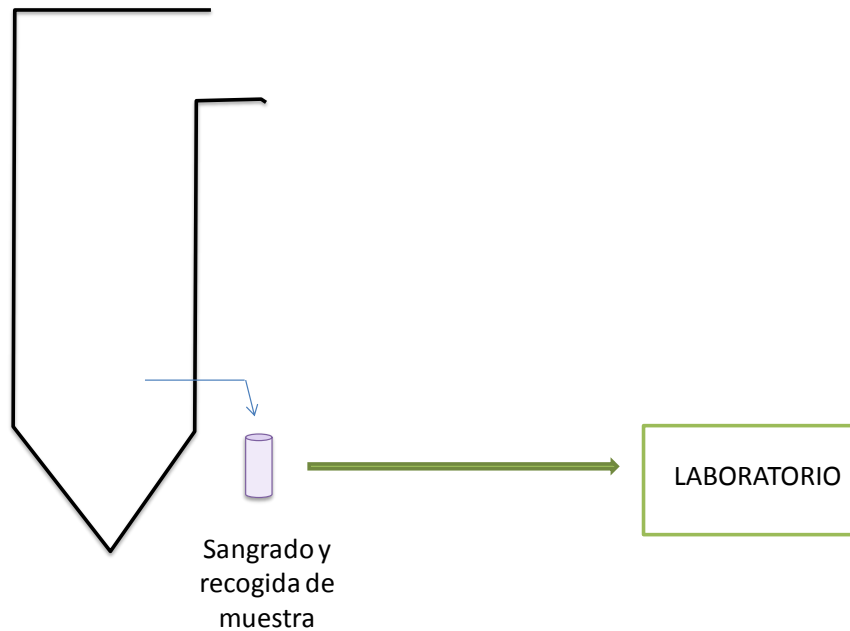


Fig.3.2 Monitorización en laboratorio.

La monitorización de los gases de combustión actualmente se realiza dos formas diferentes que no son excluyentes. Muchas de las centrales térmicas de hoy día disponen de un **sistema de monitorización continua**, también llamado **on line**. (Fig.3.2) Las centrales con

esta tecnología analizan directamente en un laboratorio instalado en la misma central los gases que ésta emite. Se mide directamente el gas de la caldera ya que se hace pasar una muestra de éste por una red de tubing de acero inoxidable que llega al laboratorio donde será analizado repetidamente para asegurar que los niveles se encuentran dentro de lo requerido. Por otro lado hay centrales que no disponen de laboratorio propio en la central por lo que se hace un sangrado de los gases de la combustión, se recogen y se mandan a analizar a un **laboratorio (fig.)**. A su vez, cabe destacar que gran parte de las centrales actuales combinan estas dos técnicas de monitorización con el objetivo claro de contrastar los resultados recogidos in situ con los que les reporta el laboratorio contratado para tal efecto, teniendo así una mayor seguridad en el control y cumplimiento de los límites establecidos, ya que un error en la monitorización podría suponer altos niveles de contaminación.

La monitorización continua de mercurio incorpora estas técnicas para la determinación del  $Hg^0$ . Pero la medición de los gases de combustión de carbón conlleva una tarea más difícil debido a las bajas concentraciones de mercurio, por lo general por debajo de  $10 \mu g / m^3$ , y la presencia de partículas finas y gases ácidos como HCl,  $SO_2$ , y  $NO_x$  que pueden interferir con las mediciones. La mayoría de las mediciones con monitorización continua de  $Hg^0$  o mercurio total deben estar equipadas con un sistema de pretratamiento para medir el mercurio (II).

## 3. TÉCNICAS ANALÍTICAS PARA LA MEDICIÓN DEL MERCURIO.

Una vez que la muestra de combustible o gas procedente de la combustión llega al laboratorio, sea en la propia central o fuera, se procede al análisis de los contaminantes existentes en él. Las técnicas analíticas para determinar las diferentes concentraciones de los distintos contaminantes contenidos en los gases de combustión son variadas y dependiendo del analito que se quiera medir servirá una técnica u otra. A continuación se van a describir alguna de éstas para la medida de mercurio en particular.

### 3.1 ESPECTROMETRÍA DE ABSORCIÓN ATÓMICA.

La absorción de la luz por medio de átomos brinda una herramienta analítica poderosa para los análisis cuantitativos y cualitativos. La espectroscopía de absorción atómica (AAS) se basa en el principio de que los átomos libres en estado fundamental pueden absorber la luz a una cierta longitud de onda. La absorción es específica, por lo que cada elemento absorbe longitudes de onda únicas. La AAS es una técnica analítica aplicable al análisis de trazas de elementos metálicos en minerales, muestras biológicas, metalúrgicas, farmacéuticas, aguas, alimentos y de medio ambiente.

#### 3.1.1 INSTRUMENTAL.

La fuente más común que proporciona la luz que absorben los átomos para las mediciones, es la lámpara de cátodo hueco. Consiste en un cilindro de vidrio cerrado, relleno con un gas inerte (Ar, Ne). En su interior se ubica el cátodo fabricado del elemento que se analizará (en el presente caso sería carbón) y un ánodo de tungsteno, el área por donde sale la luz que emite el cátodo es de cuarzo.

### 3.1.2. MUESTRA.

Se necesita calor para gasificar la muestra. El calor se genera desde una llama u horno de grafito. La AAS por llama puede solamente analizar soluciones, mientras que AAS con horno puede analizar soluciones y muestras sólidas. Un atomizador de llama consiste en un nebulizador el cual transforma la muestra en un aerosol que alimenta el quemador.

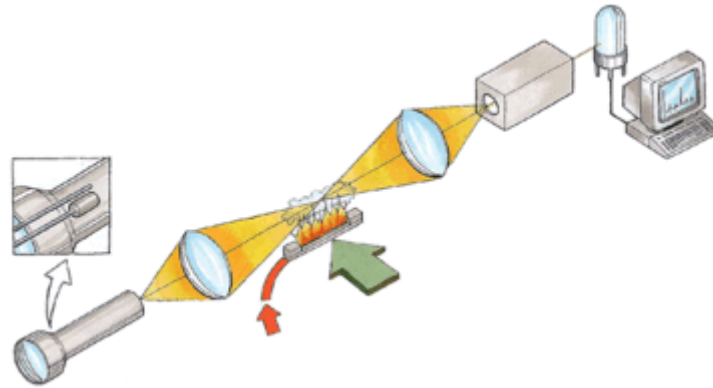


Fig.3.3 Espectrómetro de llama.

Un atomizador electrotérmico brinda alta sensibilidad porque atomiza el 100% de la muestra. La atomización ocurre en un horno cilíndrico de grafito abierto de ambos lados y con un hueco central para la introducción de muestras. Se utilizan dos corrientes de gas inerte con presión positiva que evitan que el aire entre en el horno y permiten extraer los vapores generados por la combustión de la muestra. El gas mayormente usado es el argón.

### 3.1.3. FILTRO ESPECTRAL.

El monocromador cumple la función de aislar las líneas espectrales no deseadas, de la longitud de onda seleccionada para el análisis.

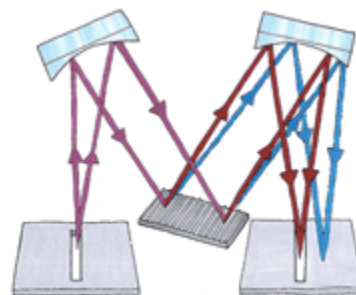


Fig.3.4 Filtro espectral

### 3.1.4. DETECTOR.

Un fotomultiplicador convierte la luz en señales eléctricas. Pudiéndose así interpretar los resultados.

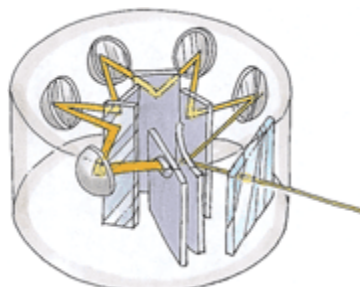


Fig.3.5 Fotomultiplicador

## 3.2. ESPECTROMETRÍA DE FLUORESCENCIA

Los átomos o moléculas que son excitados a altos niveles de energía pueden caer a niveles más bajos emitiendo radiación (emisión o luminiscencia). Para los átomos excitados por una fuente de energía a alta temperatura esta emisión de luz es comúnmente llamada emisión atómica y óptica (espectroscopía de emisión atómica) y para los átomos excitados con luz, es llamada fluorescencia (espectroscopía atómica de fluorescencia).

La fluorescencia atómica es la emisión óptica de átomos en la fase de gas que han sido excitados a más altos niveles de energía por absorción de radiación electromagnética. La espectroscopía de fluorescencia atómica (AFS) es una técnica de elementos múltiples utilizada para el análisis de trazas de metales en agua de mar, sustancias biológicas y muestras agrícolas. Su mayor sensibilidad es al zinc, mercurio y selenio.

El análisis de soluciones o sólidos requiere que los átomos de la sustancia a analizar sean disueltos, vaporizados y atomizados a una temperatura relativamente baja en un tubo caliente, llama u horno de grafito. Una lámpara de cátodo hueco o láser provee la excitación resonante para llevar los átomos a niveles de energía más altos. La fluorescencia atómica es dispersa y detectada por tubos monocromadores y fotomultiplicadores, similares al instrumental de la espectroscopía de emisión atómica.

## 3.3 MÉTODOS DE VAPOR FRÍO

La espectroscopía de absorción atómica (AAS) es la técnica más utilizada para medir la concentración de mercurio en el carbón, pero la espectroscopía atómica de fluorescencia (AFS) es una técnica más sensible y está teniendo cada vez más importancia. El mercurio debe estar presente como  $\text{Hg}^0$  (g) para ser determinado con AAS o AFS. Para vaporizar dicho mercurio, existen varios métodos, pero, los métodos de vapor frío (CV) usan compuestos reductores, tales como  $\text{SnCl}_2$  o  $\text{NaBH}_4$ , para convertir el mercurio iónico (II) en solución al  $\text{Hg}^0$  (g) y son actualmente los más utilizados. El  $\text{Hg}^0$  liberado (g) es arrastrado por una corriente de gas inerte y, a continuación transferido directamente en la célula de absorción de un espectrómetro de absorción atómica o de fluorescencia. La técnica de vapor frío solamente es aplicable a la determinación de mercurio ya que es el único elemento metálico que tiene una presión vapor apreciable a temperatura ambiente.





### 3.4 ANÁLISIS INSTRUMENTAL DE ACTIVACIÓN NEUTRAL.

El **análisis instrumental de activación neutral** es una técnica no destructiva ideal para el análisis de mercurio directamente en sólidos. La técnica se basa en la irradiación de una muestra con un flujo de neutrones seguido por un período de reflexión y, a continuación medición de los rayos gamma emitidos por los productos resultantes de la activación de los radionucleidos. La irradiación de mercurio por neutrones activa el  $^{196}\text{Hg}$  a  $^{197}\text{Hg}$  y el  $^{202}\text{Hg}$  a  $^{203}\text{Hg}$ . Los rayos gamma son detectados y separados de acuerdo a sus energías con germanio acoplado a un detector de analizador multicanal. El espectro de rayos gamma resultantes se compara y se instalan en espectros de referencia estándar para determinar la concentración de mercurio.

### 3.5 TÉCNICAS CONECTADAS.

La conexión de espectroscopia de absorción atómica (AAS) o de fluorescencia (AFS) más métodos de vapor frío (CV) se denominan CVAAS, CVAFS respectivamente y son capaces de determinar directamente  $\text{Hg}^0$  (g) en los gases de combustión. El límite de detección de mercurio por CVAAS generalmente va de rangos de 0,02 a 0,2 ng/ml, dependiendo del tipo de instrumento CVAAS utilizado. La dificultad en la reproducibilidad y un mayor grado de variabilidad aparece cuando los métodos se utilizan en carbones con concentraciones de mercurio menores que 0.060 ppm.

### 3.6 NUEVAS TÉCNICAS PARA LA MEDICIÓN DEL MERCURIO.

Aunque la medición directa de  $\text{Hg}^0$  es posible, ninguno de los métodos descritos hasta el momento tiene la capacidad de identificar y cuantificar los compuestos de mercurio en particular. Conocer la proporción de formas elementales frente oxidado es lo ideal y con estos métodos no siempre se consigue. Tiene que quedar claro, que lo que se persigue es un método estandarizado para medir cuánto mercurio está contenido en el carbón y de éste, cuánto sale por la chimenea, ya sea en forma elemental ( $\text{Hg}^0$ ), oxidada ( $\text{Hg}^{2+}$ ) o particulada ( $\text{Hg}_p$ ), puesto que según esto reaccionará de una u otra forma formando así compuestos más o menos peligrosos. Por tanto, un método definitivo es necesario para entender las reacciones de mercurio en los gases de combustión y en las cenizas de las superficies absorbentes. Teniendo en cuenta la posibilidad de que numerosos compuestos de mercurio que se pueden formar en un ambiente de combustión, el diseño de un método definitivo preciso se convierte en un reto para la investigación. Para añadir más complicaciones, no existen patrones analíticos. Una de las técnicas que actualmente se persigue es la utilización de **trampas criogénicas**, junto con la **doble espectroscopia de masas** (MS- MS). Si bien esta técnica es prometedora está todavía en etapas de desarrollo.



## **4. TECNOLOGÍAS DE CONTROL DEL MERCURIO.**

### **4.1. TECNOLOGÍAS PRE-COMBUSTIÓN. ACONDICIONAMIENTO DEL CARBÓN**

El acondicionamiento del carbón es la tecnología convencional de control por excelencia. Se trata, en este caso de un control pre-combustión. Mediante esta técnica, tamizadores, molinos y separadores magnéticos, entre otros dispositivos mecánicos, pulen y eliminan las impurezas del carbón que se va a quemar posteriormente.

El acondicionamiento del carbón supone una reducción de las cenizas que contienen a los minerales traza incluyendo el mercurio, así como también los compuestos del azufre, antes de molerlo para introducirlo en la caldera de combustión. Este proceso se utiliza para disminuir los costes de transporte, almacenaje y manipulación por unidad de energía, y para mejorar el rendimiento de la caldera por unidad de peso de carbón. La limpieza de carbón está enfocada principalmente para limitar las emisiones de azufre y reducir sus efectos sobre la lluvia ácida. Pero se ha demostrado que el lavado de carbón reduce también una parte del mercurio.

Casi la totalidad del carbón que se quema en las plantas de producción de energía está lavado.

---

Promedio de eficiencia en la retención de mercurio: 21 %

---

### **4.2. INTRODUCCIÓN A LAS TECNOLOGÍAS DE CONTROL POSTCOMBUSTIÓN.**

Aunque pueden liberarse pequeñas cantidades de mercurio durante las tareas de almacenamiento y manejo del carbón, la mayor parte del mercurio se emite por las chimeneas una vez que se quema. Las calderas funcionan a temperaturas superiores a los 1100°C y el mercurio contenido en el carbón se evapora y se libera como gas. Parte del gas de mercurio liberado puede enfriarse y condensarse al pasar por la caldera o por algún dispositivo de control de la contaminación del aire. La fracción de mercurio que no se emite a la atmósfera durante la combustión queda atrapada en desechos como las cenizas pesadas y las cenizas volantes recuperables.

La US-EPA hizo una recogida de datos ICR sobre la captura de mercurio en las calderas y dispositivos de control existentes (EPA's Information Collection Request (ICR) to coal-burning utilities) en la que se determinó cuánto mercurio contenido en el carbón se emite o se es capaz de controlar.

Los datos del ICR proporcionan una visión de la eficacia de las tecnologías actuales y su capacidad para reducir las emisiones de mercurio. Mientras que el tipo de carbón juega un papel importante en las transformaciones químicas de mercurio que se producen en las calderas y la contaminación pertinente en los dispositivos de control, cada tecnología, o combinación de ellas, también pueden afectar a la forma y cantidad de mercurio que se captura o se emite.

A continuación se adjunta un diagrama muy esquemático de la línea de humos de una central con el objeto de conocer de qué parte se estará hablando en cada uno de los siguientes apartados.

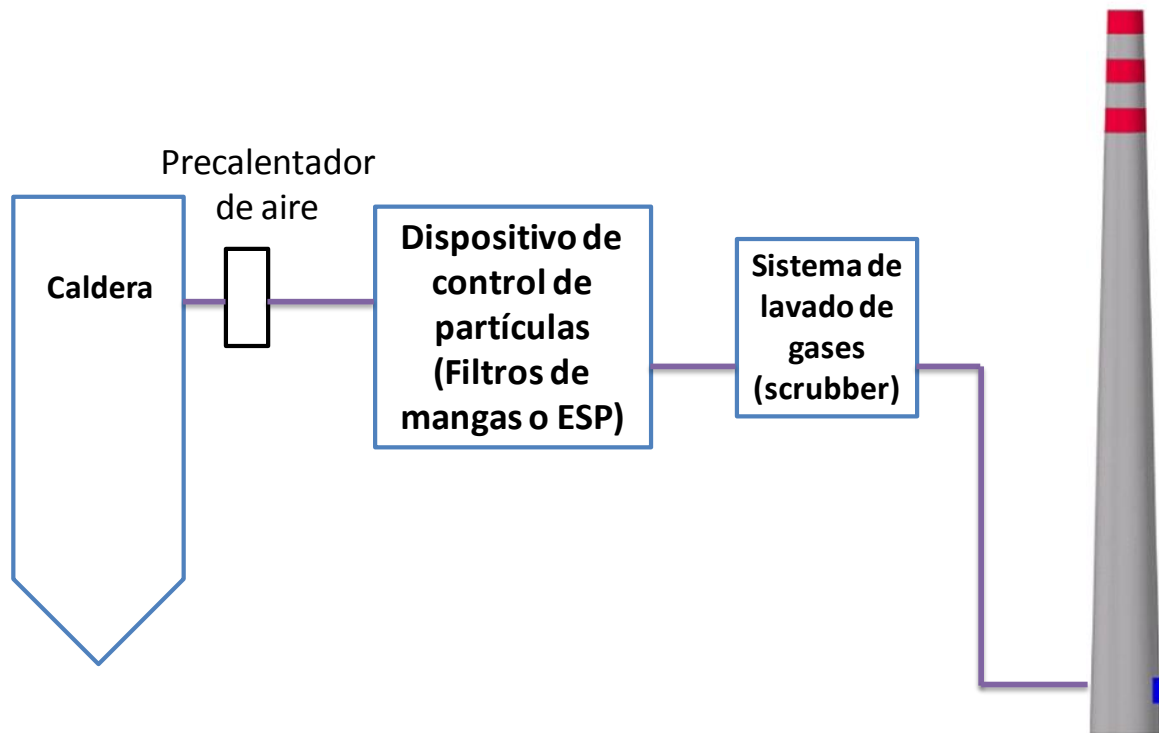


Fig.3.5. Esquema de la línea de humos de una central térmica.

### 4.3. CAPTURA EN LA CALDERA.

No todo el mercurio contenido en el carbón llega a la chimenea, una parte importante ni siquiera sale de la caldera, quedándose en ella formando parte de las cenizas.

La US- EPA realizó numerosas pruebas en calderas de carbón pulverizado con diferentes arquitecturas. La manera de inyectar el carbón así como la forma de la caldera hacen que la turbulencia de la combustión que se produce dentro de la ésta sea diferente. Se hicieron pruebas en calderas con inyección lineal y en otras en las que se favorecía una turbulencia ciclónica de la combustión. En las 18 pruebas realizadas por la US EPA en el primer tipo de calderas el porcentaje promedio de mercurio emitido a la salida, justo antes del dispositivo de control de partículas fue prácticamente del 100%. De lo que se deduce que en este tipo de calderas no se retiene prácticamente nada de mercurio. Por el contrario se obtuvo que si se favorecía la turbulencia creando un ciclón, un promedio de un 8% de mercurio era retenido, es decir, queda patente que favoreciendo una turbulencia, el combustible se quema de una forma más eficaz y en sus cenizas se retiene un porcentaje apreciable de todo el mercurio contenido inicialmente en el carbón. Se pudo apreciar también en estas calderas que si además de provocar una eficiente turbulencia de combustión estaban equipadas con dispositivos de control de NOx (ya sea SCR o SNCR) los valores de mercurio obtenidos a la salida eran aún inferiores ya que se obtuvo como valor promedio de mercurio retenido un 14%.

Los datos experimentales del ICR también determinaron que los combustores de lecho fluidizado circulante (FBCs) retuvieron más mercurio en su interior que las calderas de carbón pulverizado, de media un 21%. Se observó que las calderas de lecho fluidizado circulante que incluían también control de NOx presentaron los valores más altos de retención de mercurio, llegando éstos hasta un 29%.

		Porcentaje de mercurio retenido.	
Calderas de carbón pulverizado	Sin turbulencia.	0 %	
	Con turbulencia ciclónica.	Sin control de NOx	Con control de NOx
		8 %	14 %
Lecho fluidizado circulante		21 %	29%

Tabla 3. 1. Porcentaje de mercurio retenido en las calderas de carbón pulverizado y en las de lecho fluidizado circulante.

Estos porcentajes reflejan el mercurio total que sale de la caldera o se queda en ella. Ahora bien, este mercurio saldrá de forma elemental, oxidada, o particulada (especies). La especiación del mercurio a la salida de la caldera está totalmente influenciada por la temperatura así como el contenido de cloro en el carbón quemado.

#### 4.3.1. EFECTO DEL CONTENIDO EN CLORO EN EL CARBÓN.

La US-EPA estimó que, de media, el porcentaje de mercurio elemental ( $Hg^0$ ) a la salida de la caldera disminuye drásticamente del 85% al 10% cuando el contenido en cloro pasa de 150 a 200 ppm (base seca). Si el contenido de cloro en el carbón quemado es inferior a 150 ppm se observa que el porcentaje de  $Hg_p$  a la salida de la caldera es del 5%. Y si supera las 200 ppm veremos como prácticamente todo el mercurio (75%) se encuentra en forma particulada. El mercurio puede formar compuestos inorgánicos con el cloro como el cloruro de mercurio, o compuestos orgánicos como el cloruro de metilmercurio que presenta una presión de vapor significativa y tiene la particularidad de ser sólido incluso a las temperaturas características a la salida de la caldera, de aquí el incremento de formación de  $Hg$  particulado a medida que aumenta el contenido en cloro.

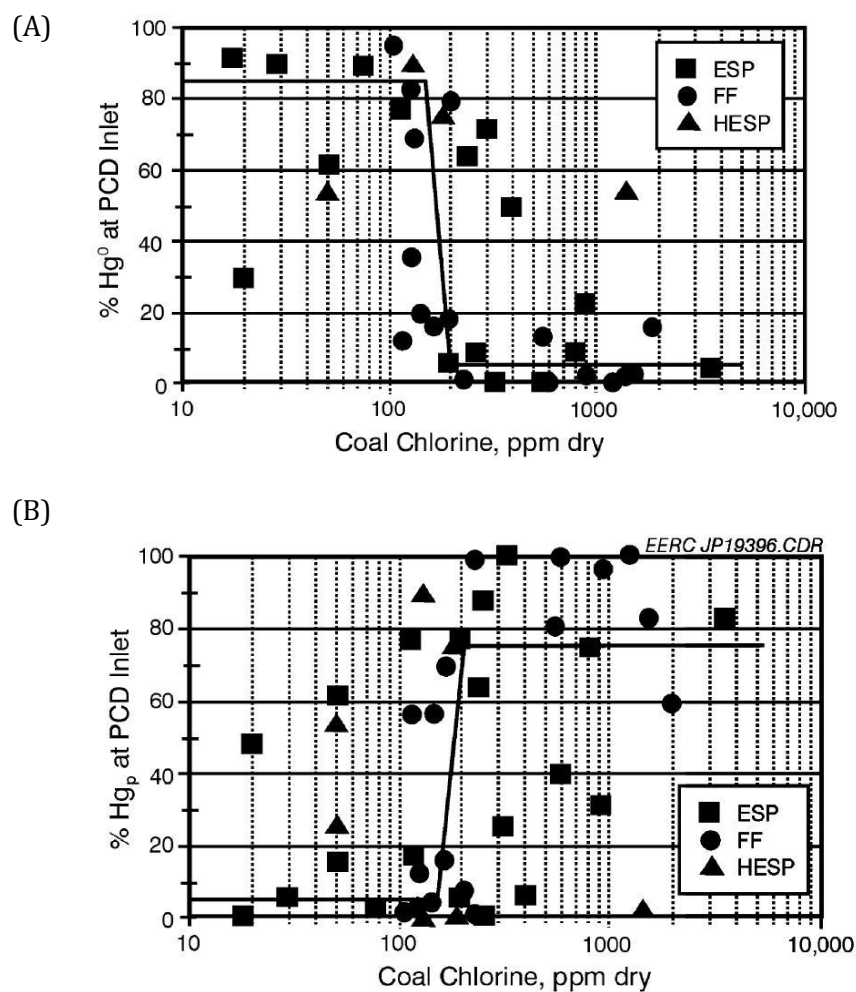


Fig. 3.6. Porcentaje de mercurio elemental (A) en fase gaseosa y (B) particulada a la entrada del dispositivo de control partículas ya sea filtros de mangas (●) precipitador electrostático en el lado caliente (▲) o en el lado frío (■). Fuente: US-EPA.

#### 4.3.2. EFECTO DE LA TEMPERATURA

La temperatura es un factor muy relevante en la formación de las diferentes especies de mercurio. Para las altas temperaturas características del lado caliente ESP (HS-ESP), entre 250 y 400 °C, el porcentaje de  $Hg^0$  siguió siendo alto incluso para carbones con altos niveles de cloro, y prácticamente no se formaron partículas. A temperaturas más bajas, características del lado frío (CS-ESP), entre 130 y 180 °C, el mercurio se encuentra en formas oxidadas para altos niveles de cloro y típicamente un 75% son partículas. Para altos niveles de cloro en el carbón los datos del efecto de la temperatura fueron difusos en parte debidos a otros factores como la formación de ceniza o la concentración de ácidos en los gases de combustión.

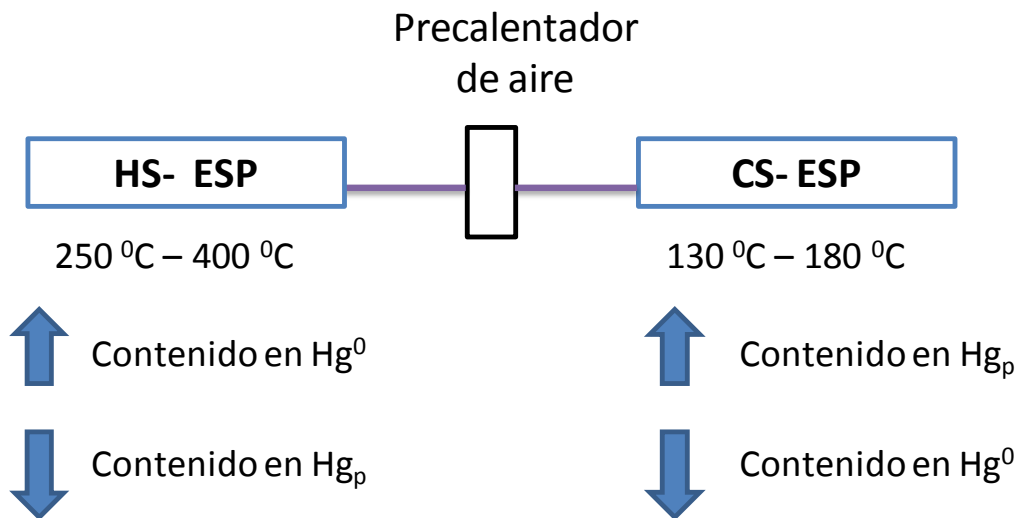


Fig. 3.7. Posibles localizaciones de un precipitador electrostático así como las características de temperatura y especiación de mercurio características de cada uno.

## 4.4 DISPOSITIVOS DE CONTROL DE PARTÍCULAS

### 4.4.1. PRECIPITADORES ELECTROSTÁTICOS (ESP).

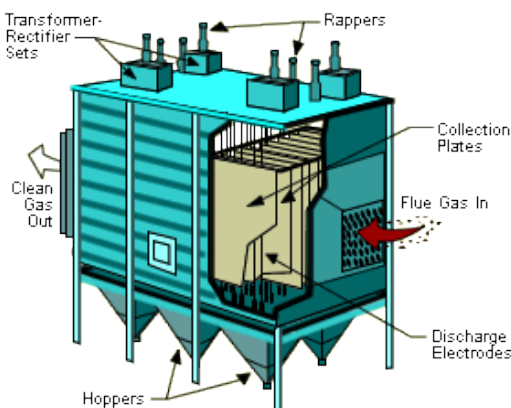


Fig. 3.8. Esquema de un precipitador electrostático de partículas.

Se usan para reducir las emisiones de cenizas volantes creando un campo electromagnético que atrae a las partículas cargadas. A pesar de que tengan bajas necesidades energéticas y costes de operación, los ESP tienen limitada capacidad para retener mercurio porque el mercurio se presenta en forma de gas y generalmente no es absorbido por las partículas de ceniza volante a las temperaturas típicas de combustión.

Según su localización se diferencian dos tipos de ESP, los que se colocan en lo que se conoce como lado caliente (HS-ESP) y los que lo hacen en el denominado lado frío (CS-ESP). Fig

El precipitador electrostático en el lado frío está localizado después del precalentador de aire y opera en un rango de temperatura de entre 130° y 180°. La mayoría de los precipitadores electrostáticos instalados en las centrales de todo el mundo son CS ESP.

Los precipitadores electrostáticos en el lado caliente (HS ESP) están localizados antes del precalentador de aire donde operan en un rango de temperaturas que va de los 300 °C a los 450 °C. Este tipo de precipitadores son usados principalmente en Estados Unidos y Japón.

---

Promedio de eficiencia en la retención de mercurio: 27 % para la parte fría, (CS-ESP) y 4 % para la caliente (HS-ESP)

---

#### 4.4.2. FILTROS DE MANGAS (BAGHOUSES).

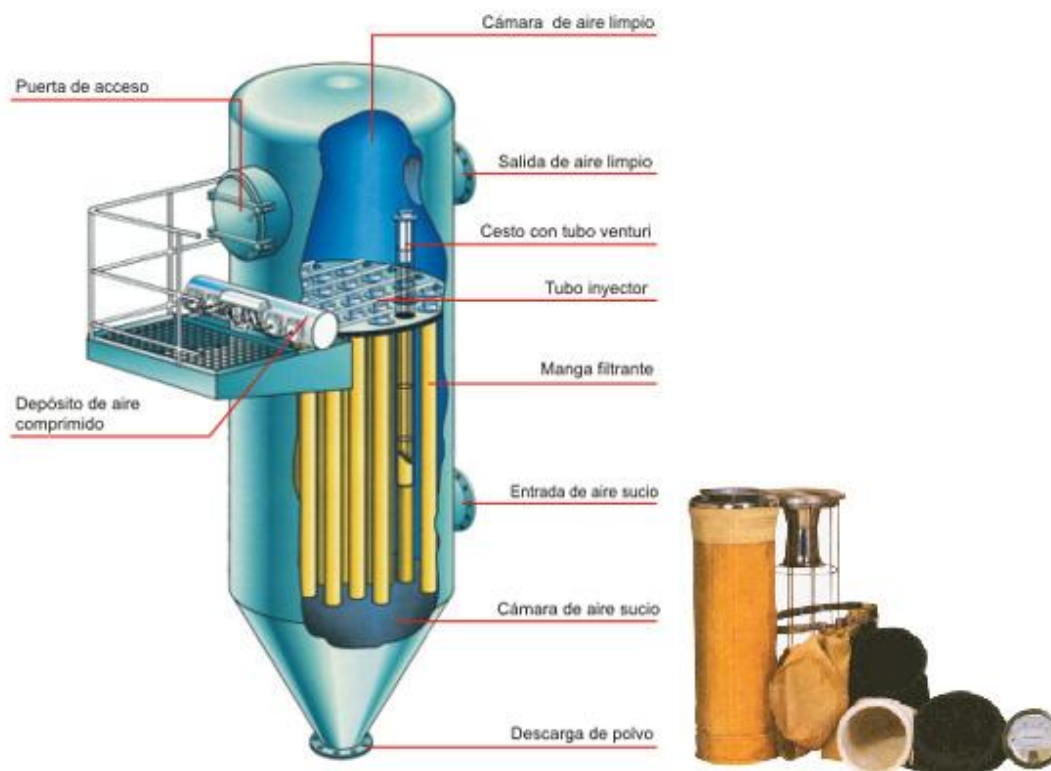


Fig. 3.9. Esquema de un filtro de mangas y fotografía de una de éstas.

También usados para limitar las emisiones de ceniza volante, el gas de combustión pasa por una tela estrechamente tejida que captura partículas por filtración y otros mecanismos. Las concentraciones de polvo que se forman sobre el filtro pueden aumentar significativamente la eficiencia de captura. Los filtros de manga pueden reducir potencialmente tanto el mercurio elemental como el iónico.

Tres cuartas partes de todas las plantas eléctricas de carbón tienen un único control de partículas, y 8 de 10 de estos son precipitadores electrostáticos en el lado frío CS-ESP. Dos tercios del carbón utilizado por las industria de producción de energía va a las plantas con precipitadores ya sean de lado frío o caliente o a aquellas con filtros manga.

---

Promedio de eficiencia de retención de mercurio en los filtros manga: 58%

---



#### 4.4.3. MERCURIO CAPTURADO EN LOS DISPOSITIVOS DE CONTROL DE PARTÍCULAS.

Del mercurio total que sale de la caldera, se obtuvo que si la central consta de un precipitador electrostático en el lado frío entonces es capaz de eliminar el 27% de éste, si tuviese uno en el lado caliente tan sólo se reduciría el 4% y si usa filtros de mangas atraparían el 58% del mercurio que se hubiese emitido sin la utilización de ningún dispositivo.

	Porcentaje de Mercurio eliminado
Precipitador electrostático en el lado frío	27
Precipitador electrostático en el lado caliente	4
Filtros de mangas	58

Tabla. 3.2. Porcentaje de mercurio eliminado en los sistemas de control de partículas.

#### 4.4.4. ESPECIACIÓN DEL MERCURIO A LA SALIDA DE LOS DISPOSITIVOS DE CONTROL DE PARTÍCULAS.

Tal y como se ha citado anteriormente, el aumento de los niveles de cloro contenido en el carbón se relacionó significativamente con un aumento en la captura de mercurio ya que el mercurio en esas circunstancias se encuentra mayoritariamente en forma particulada ( $Hg_p$ ) y en menor porcentaje como  $Hg^0$  para todas las clases de dispositivos de control de partículas.

La EPA determinó que el mercurio a la salida de los dispositivos de control estaría como  $Hg^0$  en un 47% para los precipitadores electrostáticos en el lado frío, en un 66% a la salida de los del lado caliente y en un 23% en los filtros manga.

Sólo se relacionaron los altos niveles de azufre en el carbón con la captura de mercurio en los precipitadores electrostáticos del lado caliente. Para el resto de dispositivos, esto no tuvo relevancia en los resultados.

La revisión Senior et al. y el ICR identificaron los cambios de las especies  $Hg^0$ , mercurio II ( $Hg^{2+}$ ), y  $Hg_p$  a través de los tres principales dispositivos de control de partículas. Prácticamente todo el  $Hg_p$  que entra en los precipitadores electrostáticos de lado frío o bien en los filtros manga es eliminado. Mientras que si hablamos de precipitadores electrostáticos en el lado caliente no encontraríamos  $Hg_p$  debido a la alta temperatura característica en estos dispositivos, de ahí el porcentaje de tan bajo (4%) de eliminación de mercurio total.

En la figura. 3.10. se representa lo descrito anteriormente. En rojo se ha representado un CS-ESP. En azul un HS-ESP y en morado un filtro de mangas. Se han representado tanto los porcentajes de mercurio total eliminado (4, 27 y 58 % respectivamente) como la fracción de  $Hg^0$  que forma parte del total de mercurio a la salida (47, 66 y 23% respectivamente). Se puede apreciar cómo a la entrada del CS-ESP hay muy poco  $Hg_p$  debido a las altas

temperaturas, como también se puede ver que el filtro de mangas elimina no solo  $Hg_p$  si no también parte del  $Hg^0$  y  $Hg^{2+}$ .

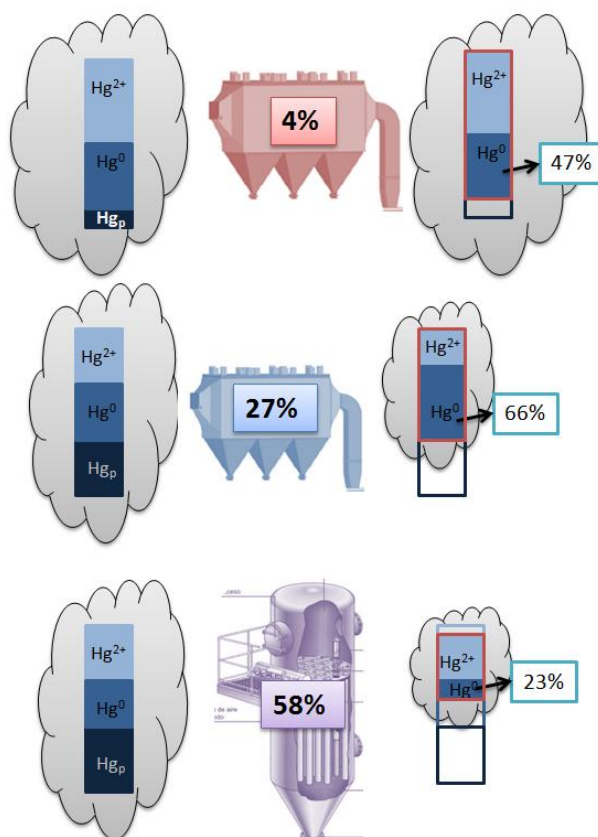


Fig. 3.10 Serie de dibujos explicativos sobre la retención de mercurio en los dispositivos de control de partículas así como la especiación de este a su salida.

Los cambios de las especies y el mercurio total difieren dependiendo del contenido de cloro en el carbón. Para niveles de cloro por debajo de 200 ppm, se evidencia un aumento de  $Hg^{2+}$  lo que sugiere que parte del  $Hg^0$  se oxida pero no se elimina en su paso por un precipitador electrostático. Para altos niveles de cloro contenido en el carbón, la eliminación de  $Hg^{2+}$  aumenta pero no llega a los valores alcanzados en los filtros manga. Prácticamente no se produce eliminación de mercurio en los filtros manga cuando el contenido de cloro en el carbón está por debajo de 200ppm. Este valor cambia drásticamente si hablamos de carbones con alto contenido en cloro, de 200 a 1400 ppm, siendo en este caso el porcentaje de mercurio eliminado de un 73% de media debido, de nuevo, a que el alto contenido en cloro hace que la mayor parte del mercurio se encuentre en forma particulada que es la que mayoritariamente son capaces de capturar estos dispositivos. No se observaron cambios significativos en el total de mercurio gaseoso a su paso por los PES de lado frío. En los filtros manga se vio como tanto el mercurio elemental  $Hg^0$  como el  $Hg^{2+}$  fueron eliminados en cantidades significativas gracias a la oxidación y captura ocurridas por el excelente contacto gas-sólido que se produce a través de la capa de polvo en el filtro.

## 4.5. DESULFURACIÓN DE LOS GASES DE COMBUSTIÓN

Los desulfuradores de Gases de Combustión (FGD) o Scrubbers se instalan para eliminar el dióxido de azufre de los gases de combustión de la Centrales Térmicas.



Fig.3. 11. Fotografía de un scrubber.

Los Scrubbers usan absorbentes para crear las reacciones químicas necesarias para retener el dióxido de azufre. Hay Scrubbers húmedos (WFGD) y secos (DFGD), los Scrubbers húmedos son más eficientes (hasta el 95%) en la retención del dióxido de azufre que los Scrubbers secos. La diferencia entre WFGD con los DFGD es el absorbente inyectado. En los secos se inyecta en forma de polvos y en los húmedos es una disolución pulverizada. Uno de los residuos generados mediante estos procesos es el yeso (sulfato de calcio), que se vende comercialmente o se deposita. Los Scrubbers húmedos son más eficientes en la retención del mercurio iónico de los gases de combustión de incineradoras de residuos que en las centrales térmicas.

---

Promedio de eficiencia de retención de mercurio: 34 %

---

### 4.5.1 INYECCIÓN DE ABSORBENTE HÚMEDO (WFGD)

Las pruebas ICR en WFGD incluyen las centrales en donde el desulfurador va seguido de un ESP, o filtros manga. El rendimiento en el depurador muestra una típica absorción de alrededor del 90% del mercurio gaseoso oxidado ( $Hg^{2+}$ ) que entra. El  $Hg^0$  en estos dispositivos no se elimina e incluso apareció un ligero aumento en algunas pruebas, posiblemente debido a la reducción química del mercurio iónico por el sulfito contenido en la solución del depurador seguido de la reemisión como  $Hg^0$ .

El mercurio eliminado en estos desulfuradores y las combinaciones de éstos con otros dispositivos de control de partículas se ve, de nuevo, influenciada por el contenido en cloro de los carbones, lo cual determina la especiación existente en los dispositivos de control de partículas y en el propio desulfurador.

#### 4.5.1.1. EFECTO DEL CONTENIDO EN CLORO EN EL CARBÓN

Como se ha visto anteriormente, un aumento en el contenido en cloro del carbón favorece un incremento en la formación de mercurio particulado. Si el mercurio se encuentra de esta forma será más fácil que la gota de absorbente incida sobre la partícula de Hg reaccionando y reteniéndola que no si éste se encuentra en forma gaseosa.

Los datos de la EPA demostraron que un WFGD seguido de un ESP en el lado frío eliminaría un 30% del mercurio total contenido en el carbón si tenemos en éste un contenido de 50 ppm. Esta misma combinación sería capaz de eliminar un 60% de todo el mercurio si el contenido en cloro fuese de 1000ppm.

Si tuviésemos un FGD seguido de un ESP en el lado caliente los datos variarían, en este caso para carbones con 50 ppm de cloro se eliminaría un 20% del mercurio total y si el contenido en cloro fuese de 1000 ppm se eliminaría un 50%.

#### 4.5.2 INYECCIÓN DE ABSORBENTE SECO (DFGD)

En la inyección de absorbente seco se utiliza una mezcla alcalina (normalmente cal) para absorber el SO<sub>2</sub> lo que provoca también la absorción de aproximadamente el 90% del mercurio gaseoso oxidado (Hg<sup>2+</sup>). El absorbente seco y las partículas de ceniza volantes generadas por la inyección son capturados, ya sea en filtros de mangas o un ESP. Los sistemas de inyección de absorbente seco equipados con filtros de mangas no solo capturan el mercurio gaseoso oxidado, también son capaces de eliminar una fracción significativa del Hg<sup>0</sup> entrante si el contenido en cloro del carbón es superior a 200ppm. El mercurio que sale de este tipo de sistemas se encuentra sobre todo en forma elemental, con un promedio del 83% Hg<sup>0</sup> para equipos con filtros manga y 96% si tienen ESP y menos del 0,5% sale en forma de partículas.

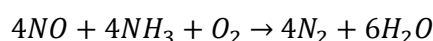
### 4.6. LA REDUCCIÓN SELECTIVA.

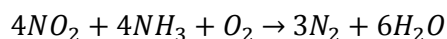
Son diversos los métodos para controlar y reducir los NO<sub>x</sub>, actualmente las técnicas más efectivas son la Reducción Catalítica Selectiva (SCR) y la Reducción Selectiva No Catalítica (SNCR), ambas en la caldera.

- **SCR:** Se emplea un agente reductor habitualmente diluido en agua, vapor o aire, el cual es inyectado en los conductos de una cama catalítica adjunta. Sobre la superficie catalítica el reactivo reacciona con los NO<sub>x</sub> para formar nitrógeno molecular y vapor de agua. La reacción entre el reactivo y los NO<sub>x</sub> se incrementa por la presencia de exceso de oxígeno.

La reducción catalítica selectiva es “selectiva” porque el reactivo reacciona primeramente con los NO<sub>x</sub> y no con el O<sub>2</sub>, u otros componentes de los gases de combustión.

Se debe utilizar un catalizador adecuado, como el amoníaco (NH<sub>3</sub>) o un derivado de amoníaco (como la urea), las reacciones de reducción que se llevan a cabo son:





- **SNCR:** Esta técnica de control algunas veces se denomina como inyección de amoníaco, aunque algunos sistemas actualmente utilizan la inyección de urea.

En la zona superior de la unidad de combustión se inyecta un agente reductor en el flujo de los gases de combustión a una temperatura específica. En el sistema de reducción catalítica no selectiva se requiere una mezcla propia de gas y de reactivo, esta mezcla debe tener un tiempo de residencia adecuado para que se lleven a cabo las reacciones de reducción, las mismas que en SCR.

La reducción selectiva no catalítica es “selectiva” porque el reactivo reacciona principalmente con los NO<sub>x</sub> y no con el O<sub>2</sub> o con otros componentes de los gases de combustión. Así mismo difiere la reducción catalítica selectiva de la reducción selectiva no catalítica porque no utiliza un catalizador.

Tanto con SCR como con SNCR se es capaz de reducir los NO<sub>x</sub> en un rango del 60 al 95%, apreciándose así la gran eficacia de estos métodos para la reducción de los óxidos de nitrógeno.

La Reducción Catalítica Selectiva es el proceso más desarrollado y aplicado. Y es del cual se conocen datos relativos a la reducción del mercurio por existir estudios de la US-EPA en este ámbito. Al igual que sucede en los desulfuradores, y aunque la SCR esté destinada a la reducción de los NO<sub>x</sub>, se ha determinado que este método sirve además para reducir las emisiones de mercurio. Tal y como se introdujo en el punto 4.3 *Captura en la caldera*, las calderas de carbón pulverizado equipadas con esta tecnología retienen, de media, el 14% del mercurio total contenido en el carbón.

También se ha comprobado que la SCR aumenta la cantidad de mercurio en forma Hg<sup>2+</sup> a la salida de la caldera. Así, posteriormente, teniendo el mercurio en forma de óxido será más fácilmente capturado por los Scrubbers. Por tanto, la combinación de estos controles de gases de combustión puede capturar de forma efectiva una cantidad importante de mercurio. Un estudio realizado en una planta piloto encontró que instalando una unidad SCR, la eficiencia de retención de mercurio por los Scrubbers aumentó un 80%.

Investigadores europeos en el informe “*The electric power industry and the mercury issue, Proceedings of the Air Quality II*”, informaron de la oxidación completa del Hg<sup>0</sup> a HgCl<sub>2</sub> en la superficie del catalizador SCR, en presencia de HCl, resultados, estos, obtenidos en pruebas de laboratorio. Se observó, también en este informe, una diferencia considerable en la fracción de mercurio eliminado entre los resultados teóricos del laboratorio (40-60%) y los obtenidos a gran escala en las centrales térmicas (2-12%), donde se cree que el efecto del catalizador SCR pudo ser influenciado por gases reductores y cenizas volantes.

Recientes ensayos a escala piloto sobre el efecto de la reducción catalítica selectiva llevados a cabo en Centro de Investigaciones Ambientales y Energía de Palo Alto de California (EE.UU) mostraron un aumento sustancial en la fracción de mercurio particulado pasando a través del catalizador SCR al quemar carbón sub-bituminoso de alto contenido en cloro. Los cambios en la especiación de mercurio son totalmente dependientes, de nuevo, del tipo de carbón y están también relacionados con el contenido de cloruro, sulfuro y calcio en éste, así como con las temperaturas de operación y de la cantidad de amoníaco existente en el gas de combustión.



Se obtiene como conclusión que serían necesarias más investigaciones en laboratorio para llegar a comprender las complicadas reacciones del mercurio en los catalizadores SCR.

#### **4.7. CÁMARAS DE COMBUSTIÓN DE LECHO FLUIDIZADO CON FILTROS MANGA.**

La combustión en lecho fluidizado (Fluidized bed combustion, FBC en inglés) es una tecnología de combustión usada en centrales térmicas. Esta tecnología permite una mayor flexibilidad en el uso de combustible, además de un mayor aprovechamiento y una mejor transferencia del calor producido durante la combustión. Un lecho fluidizado está formado por el combustible (aproximadamente es un 2-5% del peso total del lecho) y un lecho de material inerte (cenizas, piedra caliza, material adicional,...). Para evitar la probabilidad de aglomeración por fundición del lecho la temperatura está limitada a 850-900°C. El lecho fluidizado sustenta el combustible sólido mientras se bombea aire hacia arriba durante la combustión. El resultado es la formación de remolinos que favorecen la mezcla del gas y del combustible.

Actualmente la combustión en lecho fluidizado está experimentando un gran auge, debido al mejor aprovechamiento del carbón y, por tanto, la menor emisión de gases contaminantes.

##### **4.7.1. TIPOS DE LECHO FLUIDIZADO Y CARACTERÍSTICAS.**

Los distintos tipos de lechos fluidizados se clasifican en función del parámetro R que indica la cantidad de material que recircula entre el material que se introduce en el lecho.

<b>Parámetro R</b>	<b>Denominación del tipo de lecho</b>
$0 < R < 1$	Lecho fluidizado burbujeante.
$1 < R < 20$	Lecho fluidizado circulante.

Tabla 3.3. Clasificación del tipo de lecho fluidizado en función del parámetro R.

<b>Lecho fluidizado burbujeante</b>	
<b>Velocidad del lecho</b>	1-2 m/s
<b>Altura de la capa</b>	1-1,5 m
<b>Ventajas</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Temperatura de combustión más baja.</li> <li>• Buena transferencia de calor (superficie de metal para favorecer la transmisión de calor dentro del lecho).</li> <li>• Desulfuración interna por medio de piedra caliza.</li> <li>• Se evita la formación de otros gases contaminantes como halógenos.</li> <li>• Permite el quemado de carbones ricos en ceniza y combustibles de difícil ignición (por ejemplo basura).</li> </ul>
<b>Desventajas</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Alto consumo propio</li> <li>• Pérdidas en el hogar,</li> <li>• Mala respuesta a trabajo a carga parcial</li> <li>• El arranque en frío es complicado</li> <li>• Técnica y económicamente costoso</li> <li>• La superficie de intercambio es susceptible a la erosión</li> <li>• Se supera frecuentemente el límite admisible de emisión de NOx</li> </ul>

Tabla 3.4. Características técnicas del lecho fluidizado estacionario.

El lecho fluidizado circulante tiene capacidad de producción para grandes instalaciones y es por tanto equiparable a potencias como las que se desarrollan en calderas de carbón pulverizado. El lecho fluidizado burbujeante, sin embargo, está indicado para instalaciones de bajos y medios consumos.

En comparación con el lecho fluidizado burbujeante bien es cierto que el lecho fluidizado circulante supone una mayor complejidad técnica, pero pese a todo se consiguen unos mejores resultados. Se hace necesario un ciclón de recirculación, no existe intercambiador de calor dentro del lecho, la velocidad del gas es mayor que la velocidad de caída de las partículas (5-6 m/s), se produce una mezcla mejor de los sólidos y por tanto una mejor desulfuración y menos consumo de caliza. La temperatura es constante en todo el ciclo, produciéndose menos pérdidas en el hogar y por tanto menores emisiones de NOx ya que la combustión es escalonada.

Un lecho fluidizado circulante es capaz de reducir las emisiones de SOx en un 90%.

#### **4.7.2. MERCURIO REDUCIDO GRACIAS A ESTA TECNOLOGÍA.**

La categoría de cámara de combustión de lecho fluidizado (FBC) más filtros manga presentó los valores más altos de eliminación de mercurio en los datos ICR. Éstos, que van desde 66% a 99%, dieron como resultado promedio un 86%. La consecución de tan buen rendimiento

se atribuye en gran parte a la captura de mercurio en el, relativamente, alto de contenido en carbono de las cenizas volantes. La retención de mercurio de un FBC con filtración manga es mayor que para calderas de carbón pulverizado equipadas también con filtros manga, con un promedio del 86% frente al 64%, posiblemente debido a la rápida eliminación de cloro de los gases de combustión por el lecho de calcio en un FBC antes de que se pueda promover la oxidación del mercurio por lo que el filtro de mangas será más efectivo tras un FBC que tras una caldera de carbón pulverizado. Además que el tamaño de Materia Particulada generada en los procesos de combustión de carbón pulverizado es mayor y por lo tanto requiere, preferiblemente, de un precipitador electrostático para disminuir el desgaste de las mangas.

## **4.8. NUEVOS PROCESOS QUE REDUCEN LAS EMISIONES DE MERCURIO.**

### **4.8.1. GASIFICACIÓN INTEGRADA EN CICLO COMBINADO (GICC)**

El sistema de Gasificación Integrada en Ciclo Combinado o GICC, se utiliza en plantas de producción de energía utilizando gas de síntesis. Este gas se utiliza a menudo para impulsar una turbina de gas cuyo calor residual se pasa a un sistema de turbina de vapor (ciclo combinado de turbina de gas).

Es una tecnología que transforma el carbón en gas (gas de síntesis) a través de la gasificación. A continuación, elimina las impurezas del gas de hulla antes de ser quemado. De ello resulta una disminución de las emisiones de dióxido de azufre, partículas y mercurio. También se traduce en una mayor eficiencia en comparación con el sistema convencional de carbón pulverizado. Tiene una gran utilidad debido a la abundancia de carbón en distintas partes del mundo, y porque su precio se ha mantenido relativamente constante en los últimos años; el carbón se utiliza aproximadamente para el 50% de las necesidades energéticas en países como Estado Unidos. Por lo tanto, la reducción de las emisiones que permite la tecnología IGCC puede ser importante en el futuro con las normas de emisión más estrictas debido a la creciente preocupación por los efectos de los contaminantes sobre el medio ambiente en el mundo.

En un primer momento, el combustible es reducido a pequeñas partículas, y posteriormente inyectado en un gasificador, donde reacciona con oxígeno y vapor de agua. Para una combustión completa, el oxígeno se encuentra en defecto. Entonces tienen lugar varias reacciones, una combustión parcial (sobre todo de monóxido de carbono), que rompe las moléculas del combustible mediante pirólisis, y la reacción con el vapor de agua, que produce monóxido de carbono e hidrógeno. Producto de la gasificación, se obtiene un gas de síntesis que comprende las emisiones de CO, CO<sub>2</sub>, H<sub>2</sub> y H<sub>2</sub>S. Este gas se enfría y se trata, el polvo se filtra, y el azufre es eliminado por absorción química. La ceniza de la gasificación también es tratada, lo que permite la recuperación de los metales pesados.

A continuación, el tratamiento de gas de síntesis se utiliza como combustible para la central eléctrica de ciclo combinado en sí: una o más turbinas de gas donde los gases de escape alimentan una caldera conectada a una turbina de vapor, que también recupera el calor de refrigeración de la gasificación.

La tecnología GICC se encuentra en fase de prueba en todo el mundo. En España, la primera planta que ha aplicado el sistema es la Central térmica de Elcogas, en Puertollano, puesta en





marcha en 1996. Tiene la posibilidad de gasificar diferentes tipos de carbón y coque de petróleo.

Los resultados de las pruebas de emisión ICR sobre la gasificación integrada realizados en dos plantas de ciclo combinado que funcionan con carbón en los Estados Unidos indican que aproximadamente la mitad del mercurio contenido en el combustible se retiene y que el resto es emitido siendo casi todas las emisiones (93% y del 99%) en forma de  $Hg^0$ . Aún existe gran incertidumbre sobre las emisiones en las plantas con GICC debido a la escasa cantidad de estas centrales así como de los datos comunicados.

La característica de que el carbón no se encuentre directamente expuesto al fuego, sumado a que estas plantas incluyen la reducción de gases químicos y otros minerales presentes en el generador de gas, da como resultado la eliminación casi completa de cloro, azufre y materia particulada. Por tanto de esto se extrae que dichas características descritas actúan también a favor de la eliminación de parte del mercurio.

Se necesitarían más pruebas para que se puedan tratar los datos estadísticamente y sacar así una conclusión determinante.

#### 4.8.2. OXICOMBUSTIÓN

El proceso de captura y almacenamiento de  $CO_2$  es considerado una de las opciones a ser investigadas a medio plazo para la reducción de estas indeseables emisiones a la atmósfera. En procesos de combustión convencionales, que utilizan aire para oxidar, el  $CO_2$  se encuentra diluido en  $N_2$ . La captura de  $CO_2$  en estos procesos de combustión convencionales es un proceso costoso debido al gran volumen de gases generado y por tanto al gran volumen de gases que es necesario tratar. Debido a ello, se están investigando otras opciones entre las que se encuentra el proceso de **oxicombustión**. En este proceso el combustible se quema con oxígeno puro diluido con gas recirculado, produciendo una corriente de gases a la salida del combustor con concentraciones elevadas de  $CO_2$ , de hasta el 95%, y reduciéndose apreciablemente el volumen de gases generados, lo que facilita notablemente la captura de  $CO_2$  con todo lo bueno que ello supone al medio ambiente

Hasta ahora el proceso de oxicombustión se está investigando principalmente para su aplicación en calderas de carbón pulverizado. Sin embargo, se piensa que los combustores de lecho fluidizado especialmente los circulantes, son muy apropiados para este sistema de combustión. Una de las principales ventajas de los lechos fluidizados es la posibilidad de producir la desulfuración de los gases de combustión en el propio combustor mediante la alimentación de sorbentes cálcicos. Aunque es bien conocido que la oxicombustión permite obtener corrientes gaseosas con un alto contenido en  $CO_2$ , no se conoce todavía cómo el cambio en las condiciones de combustión, con respecto al proceso de combustión tradicional, afecta a las características generales de combustión como son la ignición o el burnout, y a la formación y posible reducción de contaminantes ( $NO$ ,  $SO_2$ ,  $CO$  y aerosoles).

En el proceso de oxicombustión la concentración de  $CO_2$  es muy elevada, y por tanto muy diferente a la de los procesos que utilizan aire, lo que hace que los procesos que ocurren en los sorbentes durante la retención del  $SO_2$  (calcinación y sulfatación) no estén claros. Así, la retención de  $SO_2$  por los sorbentes cálcicos se podría llevar a cabo por sulfatación directa, calcinación-sulfatación simultáneas o sulfatación de los sorbentes calcinados. Al tratarse de una tecnología de captura de  $CO_2$  relativamente reciente existen pocos estudios en la bibliografía sobre el proceso de sulfatación en lechos fluidizados circulantes en condiciones de oxicombustión.

En cuanto a la formación de NO<sub>x</sub>, aunque el uso de oxígeno puro limitaría la formación de emisiones de NO térmico, podría por otro lado resultar en un aumento global de la emisión de NO debido a que favorecería la oxidación del nitrógeno del combustible. Asimismo, es aún desconocido el efecto que la propia recirculación de gases, y especialmente del NO generado, tendría sobre los niveles de emisión. Por esta razón, las emisiones de NO<sub>x</sub> pueden variar considerablemente con respecto a los de los procesos de combustión tradicionales.

El principal objetivo de esta nueva línea de investigación de captura y almacenamiento del CO<sub>2</sub> es profundizar en el estudio de la influencia de las condiciones de operación de oxidación en la formación de emisiones contaminantes en procesos de combustión y en cómo éstas pueden ser minimizadas.

Las estrategias españolas de cambio climático y desarrollo sostenible contemplan la captura y almacenamiento de CO<sub>2</sub> y la señalan como una de las opciones a aplicar para la estabilización de las concentraciones atmosféricas de gases de efecto invernadero.

En España, ninguna de las tecnologías de captura ha sido probada hasta la fecha a gran escala ni integrada en una planta completa que produzca CO<sub>2</sub> para su almacenamiento. La Plataforma Experimental para el Desarrollo Tecnológico de Procesos de Oxidación y captura de CO<sub>2</sub> se encuentra en Cubillos de Sil (León) y es una de las instalaciones que permitirán avanzar en el desarrollo de tecnologías de oxidación permitiendo que España se sitúe en una posición de liderazgo en la I+D+d de captura.

Como se ha comentado es una tecnología en desarrollo y es potencialmente importante en lo que a reducción de emisiones se refiere, pero cabe destacar que del tema que se ha ocupado es de las grandes emisiones de CO<sub>2</sub>, NO<sub>x</sub>, SO<sub>x</sub>, etc., por lo que no se tienen estudios concluyentes de cómo se verán afectadas las emisiones de mercurio con estos nuevos sistemas.

#### **4.8.3. CARBÓN ACTIVADO, CAPACIDAD DE ABSORCIÓN DE MERCURIO.**

La capacidad de absorción de mercurio se ha determinado entre 200 y 5000 de  $\mu\text{g Hg} / \text{g C}$  según las particularidades de la combustión de carbón. Sin embargo, en la práctica, esta alta capacidad de absorción no siempre se corresponde con altos niveles de eliminación de mercurio a causa del efecto de otras variables. Lo que realmente es importante es que muchos de los carbones activados probados tienen capacidad suficiente para capturar el mercurio en tasas de inyección de carbono por debajo de una relación en masa C / Hg de 10.000, basada en tests de laboratorio así como pruebas de campo, in situ. Dato que es más que satisfactorio.

La capacidad se define en referencia a un supuesto equilibrio de absorción, por tanto, la capacidad de llegar al equilibrio de un absorbente determinado en un período de tiempo en el laboratorio (horas) tiene una relevancia limitada en la cantidad de mercurio capturado en unos segundos de vuelo o en minutos cuando hablamos de contacto en relleno. Es decir, no es lo mismo el mercurio que se puede llegar a capturar en una mesa de laboratorio en un tiempo ilimitado que en una aplicación real, ya sea de inyección directa, en la cual el absorbente está actuando sólo el tiempo que está suspendido en el aire interactuando con los gases de combustión (segundos) o bien cuando el absorbente está formando parte de un



relleno, situación en la cual los gases están en contacto con el absorbente durante el tiempo que tardan en atravesar dicho filtro (minutos).

Por tanto, la inyección de carbón activado aguas arriba de cualquier dispositivo PES o filtros manga es una actualización en la tecnología de control con un gran potencial de aplicación en todas las plantas eléctricas de carbón.

El desarrollo de bajo costo de rellenos de absorbentes ultrafinos con una elevada capacidad de absorción eficaz y una cinética de reacción rápida podría revolucionar la tecnología de inyección. Este desarrollo de ingeniería es también necesario para mejorar la dispersión en el absorbente y para optimizar el tiempo de contacto gas-sólido.

La Inyección directa de carbón activado es la tecnología de control de mercurio más próxima a la comercialización para Centrales Térmicas, siendo el promedio de reducción del 80-98%.

Los rellenos de carbón activado son capaces de eliminar altas cantidades de mercurio en las incineradoras de residuos. Además, en varias Centrales de Alemania y Japón usan esta tecnología para la eliminación de gases ácidos y logran más del 90 por ciento de retención de mercurio como añadido. Estos filtros no se han probado para la retención de mercurio en las Centrales Térmicas de los Estados Unidos. Un proyecto piloto comprobó una reducción de más 99% en las emisiones de mercurio en una planta incineradora de residuos según el organismo NESCAUM (Northeast States for Coordinated Air Use Management).

#### **4.8.4. CAPTURA DE MERCURIO UTILIZANDO COMO ABSORBENTES METALES NOBLES.**

La Captura de Mercurio utilizando como absorbentes Metales Nobles se basa en la capacidad de algunos metales, en particular del oro, para formar aleaciones con el mercurio. Esta formación de aleaciones es reversible y a temperaturas elevadas el mercurio se revolatiliza. Pruebas de laboratorio mostraron 95% de retención de mercurio gaseoso, con independencia de su forma química.

Al igual que la inyección de carbono activado, este método está en desarrollo y del mismo modo que en el caso anterior, es una tecnología de control emergente y muy eficaz en la reducción de las emisiones de mercurio.

## 5. CONCLUSIONES DEL CAPÍTULO.

- La monitorización de los gases de combustión es hoy día indispensable para poder llevar a cabo un correcto control de éstas, se realiza con sistema de monitorización continua o también llamados on line y/o se toman muestras repetidamente de los gases de combustión para que un laboratorio los analice. La combinación de técnicas (CVAAS, CVAFS ) hace posible una monitorización del mercurio pero aún no se han desarrollado lo suficiente como para conocer con exactitud la proporción de las especies salientes.
- La recogida de datos ICR sobre la captura de mercurio en las calderas y dispositivos de control existentes (**EPA's Information Collection Request, ICR, to coal-burning utilities**) indica que se produce una eliminación muy baja de mercurio en una caldera de carbón pulverizado, y que el nivel de oxidación del mercurio a la salida de la caldera se incrementa para bajas temperaturas y carbones con alto contenido en cloro.
- La eliminación de mercurio en los precipitadores electrostáticos del lado frío es de media 27% frente al 4% de los ESP del lado caliente. De los datos se extrae que la eliminación en filtros de mangas fue mayor, un promedio de 58%, debido al tiempo de contacto sólido gas en la oxidación de las especies. La desulfuración de los gases de escape (FGD) tanto seca como húmeda elimina del 80% al 90% del mercurio gaseoso (II), pero el mercurio elemental ( $Hg^0$ ) no se ve afectado.
- Actualmente la combustión en lecho fluidizado está experimentando un gran auge, debido al mejor aprovechamiento del carbón y, por tanto, la menor emisión de gases contaminantes. La categoría de cámara de combustión de lecho fluidizado (FBC) más filtros manga presentó los valores más altos de eliminación de mercurio en los datos ICR. La alta eliminación de mercurio, 86%, en cámaras de combustión de lecho fluidizado con filtros de mangas se atribuyó a la captura de mercurio en alta emisión de cenizas volantes.
- Existen nuevos procesos industriales como en desarrollo como la oxicomustión o la gasificación integrada en ciclo combinado (GICC) que presentan una buena eliminación del mercurio. Los resultados de las pruebas de emisión ICR sobre la gasificación integrada realizados en dos plantas de ciclo combinado que funcionan con carbón en los Estados Unidos indican que aproximadamente la mitad del mercurio contenido en el combustible se retiene y que el resto es emitido casi por completo en forma de  $Hg^0$ .
- La captura de mercurio utilizando carbón activado o absorbentes nobles son procesos específicamente diseñados para la reducción de las emisiones de mercurio y están dando muy buenos resultados en las pruebas experimentales hasta ahora realizadas, así la inyección de carbón activado aguas arriba de cualquier dispositivo ESP o filtros de mangas es una actualización en la tecnología de control con un gran potencial de aplicación en todas las plantas eléctricas de carbón. Alcanzandose para estas nuevas técnicas reducciones de mercurio cercanas en ambos casos al 90%.



# Capítulo 4

## ESTUDIO DE DISPERSIÓN DEL MERCURIO PROCEDENTE DE PLANTAS TÉRMICAS DE CARBÓN EN ESPAÑA.



## 1. DESCRIPCIÓN DEL CAPITULO

En el presente capítulo se estudia el impacto medioambiental, en lo referido a concentraciones de inmisión, provocado por las emisiones de mercurio procedentes de veintiuna centrales térmicas que actualmente se encuentran operativas en España. Para ello se utiliza el modelo gaussiano de dispersión de contaminantes ISC3 (Industrial Source model Complex) recomendado por la US EPA.

El modelo se resuelve tras realizar una serie de simplificaciones que se exponen más adelante. Debido a limitaciones impuestas por el modelo ISC3, la dispersión se analiza en un radio de 50 km alrededor de cada una de las centrales térmicas analizadas, esto permite identificar las zonas más expuestas a contaminación por mercurio así como la influencia del relieve de la zona y otras variables, en estos 'picos' de contaminación. Con objeto de facilitar la comparación entre centrales situadas en distintos puntos y con capacidades muy diferentes, debido a la ausencia de datos de diseño referidas a algunas de las centrales estudiadas, se decidió fijar una serie de parámetros constructivos "tipo" que fueran comunes para todas las centrales comparadas, lo que además permite visualizar la idoneidad de los distintos emplazamientos. Los datos de emisiones necesarios para la realización de este estudio se obtuvieron de la base de datos pública PRTR-España.

De acuerdo con el objetivo propuesto inicialmente con el fin de delimitar el alcance debido a la información relativa a emisiones de mercurio disponible, se presenta brevemente la base de datos de contaminación utilizada durante el estudio, E-PRTR, seguidamente se presenta el modelo ISC3 así como las condiciones para las que se ha resuelto el modelo y finalmente se incluyen los resultados del estudio de dispersión y la discusión de los mismos.

## 2. PRTR-ESPAÑA.

**E-PRTR** son las siglas de **European Pollutants Release and Transfer Register (Registro Europeo de Emisiones y Transferencia de Contaminantes)** y PRTR ESPAÑA, <http://www.prtr-es.es/>, pertenece al Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.

*El 18 de enero de 2006 se adoptó el Reglamento (CE) N° 166/2006 del Parlamento Europeo y del Consejo relativo al establecimiento de este Registro y por el que se modifican las Directivas 91/689/CEE (relativa a Residuos Peligrosos) y 96/61/CE (relativa a la Prevención y al Control Integrados de la Contaminación "IPPC").*

*Este Registro se produce con el fin de aplicar el Protocolo de la CEPE/ONU sobre registros de emisiones y transferencias de contaminantes y facilitar la participación del público en el proceso de toma de decisiones en asuntos medioambientales, así como contribuir a prevenir y reducir la contaminación del medio ambiente, el Reglamento E-PRTR establece a escala comunitaria un registro de emisiones y transferencias de contaminantes integrado en forma de base de datos electrónica accesible al público, y determina las normas para su funcionamiento.*

El **E-PRTR** sustituye al Inventario Europeo de Emisiones Contaminantes, EPER, se basa en los mismos principios pero va más allá que su antecesor, exigiendo que se proporcione información sobre un **mayor número de contaminantes y actividades**, incorporando además las **emisiones al suelo**, las **emisiones de fuentes difusas** y las **transferencias fuera del emplazamiento**.

El Reglamento E-PRTR incluye así información específica sobre:

- Emisiones **atmosféricas**, al **agua** y al **suelo**.
- Transferencias fuera del emplazamiento del complejo industrial de **residuos** y de **contaminantes en aguas residuales** destinadas a tratamiento.

### 2.1 OBJETIVOS DE PRTR-ESPAÑA.

Los principales objetivos de PRTR-España son:

- La recopilación, de la información anual procedente de los complejos industriales que realicen alguna de las actividades incluidas en el ámbito de aplicación del PRTR, lo que incluye:
  - Emisiones a la atmósfera, al agua y al suelo de cualquiera de los contaminantes incluidos en el **anexo II** del Real Decreto 508/2007.
  - Emisiones de carácter accidental.
  - Emisiones de fuentes difusas.
  - Transferencia de residuos.
- La revisión y validación por las Autoridades Ambientales Competentes de esta información.
- La publicación de este registro, principalmente, mediante su difusión en Internet.

## 2.2 SUSTANCIAS INCLUIDAS EN PRTR-ESPAÑA.

El registro PRTR-España exige la notificación de las emisiones de las 91 sustancias contaminantes incluidas en el Reglamento (CE) nº 166/2006. Además, incluye otras sustancias emitidas al aire (Partículas Totales en Suspensión, PST, talio, antimonio, cobalto, manganeso, vanadio y Carbono Orgánico Total, COT) y considera la demanda química de Oxígeno (DQO) y el COT como dos sustancias cuyas emisiones al agua deben notificarse independientemente. Por último, en algunos grupos de sustancias se pide la información disgregada por isómeros, como es el caso de los hidrocarburos aromáticos policíclicos, los bromodifeniléteres, el triclorobenceno, el xileno y el Dicloro Difencil Tricloroetano, DDT.

## 2.3 OBLIGACIÓN A NOTIFICAR.

Las instalaciones obligadas a notificar son prácticamente las mismas que en EPER. No obstante, existen algunas modificaciones con respecto a las descripciones de determinadas actividades recogidas en la Directiva IPPC y en sus umbrales de capacidad. Además, se incorporan algunas actividades nuevas. Por tanto, tienen obligación de notificar los titulares de los complejos que realicen una o varias actividades de las incluidas en el anexo I del Real Decreto 508/2007 por encima de los umbrales de capacidad (cuando se especifiquen) recogidos en el mismo. Si no se especifica ningún umbral de capacidad, todos los complejos de la actividad relevante deberán facilitar información.

## 2.4 FLUJO DE DATOS.

La realización del registro E-PRTR sigue el esquema siguiente:



Fig.4.1. Esquema del flujo de datos.





#### **2.4.1. DE COMPLEJOS A COMUNIDADES AUTÓNOMAS.**

Son las propias instalaciones afectadas las que deben, con periodicidad anual, informar de sus emisiones y transferencias de contaminantes a la Autoridad Ambiental Autonómica (Consejería de Medio Ambiente). Esta etapa se corresponde por tanto con el registro y la notificación de los datos por parte de las empresas.

#### **2.4.2. DE COMUNIDADES AUTÓNOMAS AL MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE.**

Una vez realizado el registro a nivel autonómico, las Autoridades Ambientales de cada Comunidad Autónoma deben evaluar la calidad de los datos aportados por los complejos. Una vez comprobada la exhaustividad, coherencia y credibilidad de los datos, se remiten al Ministerio de Medio Ambiente para la realización del registro a nivel estatal.

#### **2.4.3. DEL MINISTERIO DE MEDIO AMBIENTE A LA COMISIÓN EUROPEA.**

El Ministerio de Medio Ambiente remite a la Comisión Europea los valores, por complejos, que hayan superado los umbrales de notificación para la confección del Registro E-PRTR. Tras recibir la información de todos los Estados Miembros, la Comisión Europea realiza la publicidad de los datos.

### 3. MODELO DE DISPERSIÓN ATMOSFÉRICA.

Para facilitar la descripción de modelo utilizado durante el estudio de dispersión atmosférica inicialmente se repasan brevemente aspectos relacionados con la estructura y dinámica atmosférica. Así se revisan los posibles efectos que sobre la dispersión pueden tener factores como: el viento, la estabilidad atmosférica, la orografía del terreno, el fenómeno de inversión térmica y otros eventos que tienen que ver con condiciones locales como el efecto de “downwash”.

#### 3.1 ESTRUCTURA ATMOSFÉRICA

En la fig. se muestran las diferentes capas atmosféricas, como se aprecia, la troposfera es la capa más cercana a la corteza terrestre y por ello lo que más concierne a cualquier estudio de calidad del aire es el estado de la troposfera, puesto que es la capa donde se desarrolla la vida.

La troposfera es la capa de la atmósfera que está en contacto con la superficie de la Tierra. Tiene alrededor de 17 km de espesor en el ecuador, se encuentra a una temperatura de 6°C a 0°C y en ella ocurren todos los fenómenos meteorológicos que influyen en los seres vivos, como los vientos, la lluvia y los huracanes. Además, concentra la mayor parte del oxígeno y del vapor de agua. En particular este último actúa como un regulador térmico del planeta; sin él, las diferencias térmicas entre el día y la noche serían tan grandes que no podríamos sobrevivir. Es vital para los seres vivos. Y la dispersión de contaminantes en el aire se produce, en primera instancia, en ésta capa.

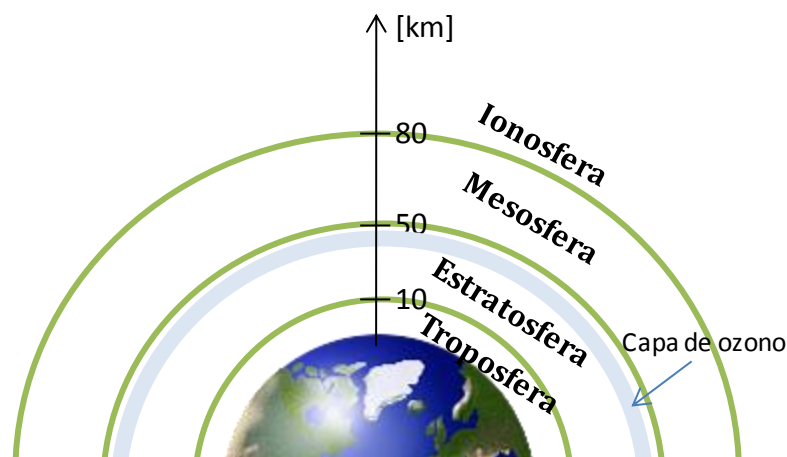


Fig. 4.2. Esquema de las diferentes capas atmosféricas.

#### 3.2 LA DISPERSIÓN ATMOSFÉRICA DE CONTAMINANTES EN EL AIRE

La dispersión de contaminantes en la atmósfera sigue los mismos principios físicos de mezclado de otros fluidos. Cuando una descarga vertical de aire caliente se emite a la atmósfera donde existe un determinado viento, ésta subirá primero (Fig. 4.3. A) por efecto de la velocidad de salida de los gases. Posteriormente el efecto del viento hará que el

penacho se doble (Fig. 4.3. B) y comience a viajar y estabilizarse a una altura ( $H_s + \Delta h$ ) menor que la final de estabilización, como se aprecia en la figura. 4.3. C. Este proceso diluye los contaminantes y los aleja de la fuente. A la vez que la pluma se aleja de la fuente arrastrada por el viento, la altura final de la línea central de la pluma alcanza un valor resultado de la “flotación térmica” (debido a la temperatura de la descarga) y al momento (debido a la velocidad de la descarga vertical) de la descarga de la chimenea. Es decir, el penacho de humo se estabiliza, alcanzando una altura de estabilización mayor a la inicial, cuando el viento actúa sobre él doblándolo.

El penacho de humo alcanzará mayores alturas cuanto mayor sea su temperatura. A su vez que una descarga con una velocidad inicial vertical alta subirá a mayor altura que una descarga con una velocidad inicial baja. Si la temperatura de descarga está muy cerca de la temperatura del aire y la velocidad de descarga es muy baja (menos de 2 m/s), la pluma no subirá significativamente por encima de la punta de la chimenea. Es el denominado efecto downwash que se describe más adelante.

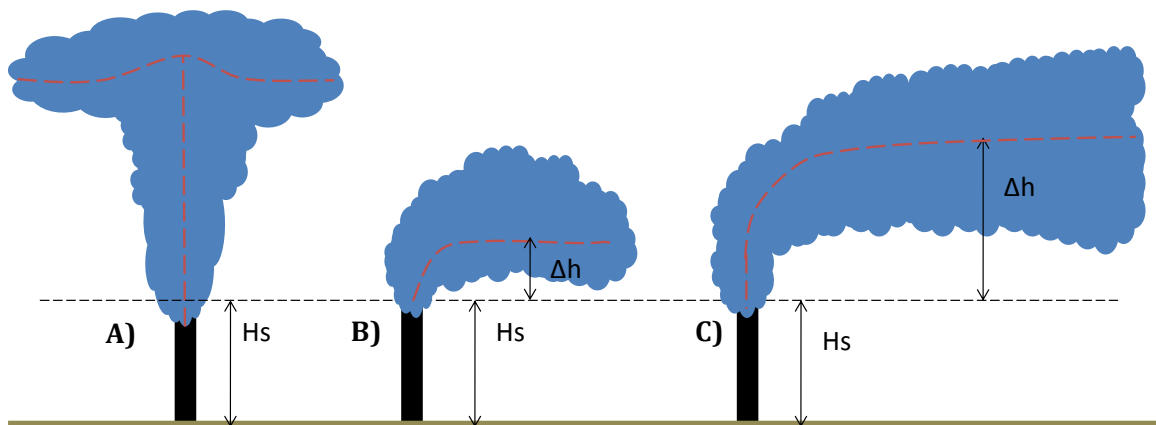


Fig. 4.3. A) Descarga a la atmósfera de la columna de gases. B) Efecto de “doblado” de la columna por acción del viento. C) Estabilización del penacho de humo. Donde  $H_s$  es la altura de la chimenea y  $\Delta h$  el incremento de altura al que el penacho se estabiliza.

### 3.2.1 EFECTO DEL VIENTO

El transporte de la pluma depende de la corriente de aire (viento). La definición del viento en cualquier localización requiere varios parámetros como la velocidad, la dirección o la altura donde fue medido. La velocidad del viento y la dirección están normalmente medidas a una altura de 10 metros sobre el nivel del terreno. Para proporcionar un método convenientemente documentado por los datos meteorológicos, los análisis de dispersión consideran generalmente valores medios para los datos del viento en función del mínimo de horas que se garantiza que un determinado viento sopla a una determinada velocidad, en una región dada.

La modificación de la dirección del viento es causa directa de la reducción en la concentración de contaminantes. Y como se puede ver en la **Tabla** su efecto es muy acusado puesto que una variación del 5% en la dirección del viento podría llegar a reducir la concentración de contaminante un 90%.

Variación de la dirección del viento	Reducción de la concentración de contaminante
5 %	10% en condiciones inestables
	50% en condiciones neutras
	90% en condiciones estables

Tabla. 4.1. Reducción en la concentración de contaminantes en función de la las condiciones atmosféricas y la variación de la dirección del viento.

Por otro lado, debido a las fluctuaciones en la dirección de propagación del viento, las plumas también se extienden lateralmente. La concentración de un contaminante en una ubicación específica puede medirse durante un cierto tiempo. Durante este periodo de tiempo, el viento puede cambiar la dirección, mientras causa que el contaminante tenga más o menos impacto en la ubicación. Cuanto más largo sea este tiempo de toma de medidas, más cambios en la dirección del viento ocurrirán. Por consiguiente, las concentraciones del contaminante del aire deben ser consideradas en base a este tiempo en lugar de tomar concentraciones instantáneas. Normalmente se usan valores promedios de un año. Por tanto para las concentraciones medias anuales, la predicción de concentración del contaminante en cualquier ubicación específica refleja la variación en un año de la dirección del viento y de la mezcla atmosférica.

### 3.2.2 ESTABILIDAD ATMOSFÉRICA

El ciclo diario del calentamiento y enfriamiento del suelo bajo la acción de la radiación del sol, así como la mezcla de masas de aire de procedencia diferente tiene como consecuencia la modificación del valor de la temperatura del aire en función de la altura. Esta modificación repercute en la habilidad de la atmósfera en iniciar o inhibir los movimientos verticales del aire.

De manera general una atmósfera estable es aquella que inhibe los movimientos verticales mientras que una atmósfera inestable los amplifica. Una atmósfera se denomina neutra cuando es indiferente a estos movimientos.

La energía del sol es absorbida por la tierra y convertida en calor que se irradia entonces en los niveles más bajos de la atmósfera por conducción y convección creando una serie de gradientes térmicos. El efecto de estos gradientes térmicos se traduce en remolinos de las masas de aire. La variabilidad en las superficies induce movimientos turbulentos. Así, las superficies más rugosas (como árboles o edificios) tienen mayor influencia en el desarrollo inestable de un penacho de humo que las superficies más lisas.

En el modelo de Pasquill y Gifford la estabilidad atmosférica se representa por seis categorías, variando de A a la F y siendo A la categoría más inestable y F la más estable. Generalmente, las condiciones más inestables ocurren durante los periodos de velocidad del viento de baja a moderada y con intensa radiación solar (tardes). Las condiciones atmosféricas estables ocurren durante las noches claras con menores vientos. Las condiciones sumamente estables con poco viento pueden mantener los contaminantes cerca de la tierra y en las cercanías de la fuente, produciendo unas concentraciones altas del contaminante.

<b>Condiciones meteorológicas que definen las diferentes categorías de estabilidad según Pasquill y Gifford <sup>(a)</sup></b>					
Velocidad del viento	Radiación solar diurna			Condiciones nocturnas	
	Fuerte	Moderada	Suave	Cubierto	Claros
<2	A	A-B	B	-	-
2-3	A-B	B	C	E	F
3-4	B	B-C	C	D	E
4-6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

<sup>(a)</sup> A, extremadamente inestable; B, moderadamente inestable; C, ligeramente inestable; D, neutra; E, ligeramente estable; F, moderadamente estable.

Tabla.4.2. Condiciones meteorológicas de las diferentes categorías de estabilidad atmosférica según Pasquill y Gifford.

### 3.2.3 INFLUENCIA DE LOS FACTORES TOPOGRÁFICOS EN LA DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES

El movimiento y difusión de contaminantes se ve influenciado por un amplio rango de situaciones atmosféricas. En primera instancia el clima propio de la zona así como las características ambientales de la región geográfica determinarán la mayor parte de estos movimientos. Pero no sólo la escala global produce el traslado y dispersión de las masas de aire contaminado, a una escala media se tienen asociados los efectos por influencia del relieve del terreno como pueden ser montañas y valles así como las brisas marinas. Y por último a pequeña escala se pueden encontrar obstáculos menores como edificios u otras construcciones, aunque aportan la menor contribución a todo este fenómeno.

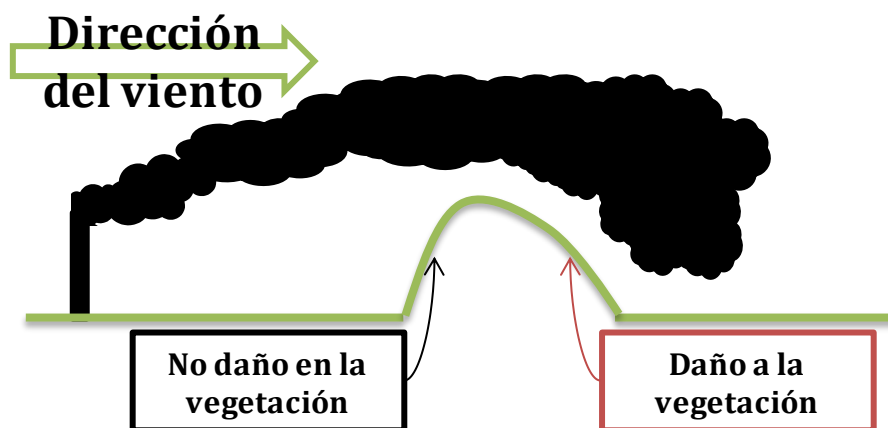


Fig.4.4. Influencia de una colina en las inmediaciones del desarrollo del penacho de humo.

Las brisas marinas juegan un papel importante en chimeneas cercanas al mar. Como se muestra en la Fig.4.5. De día el viento procedente de mar tiene una tendencia entrante en dirección hacia la orilla y viceversa durante la noche. Lo que produce los efectos que podemos ver en la Fig. 4.5. y que deben ser controlados en el momento de elegir el emplazamiento de una chimenea.

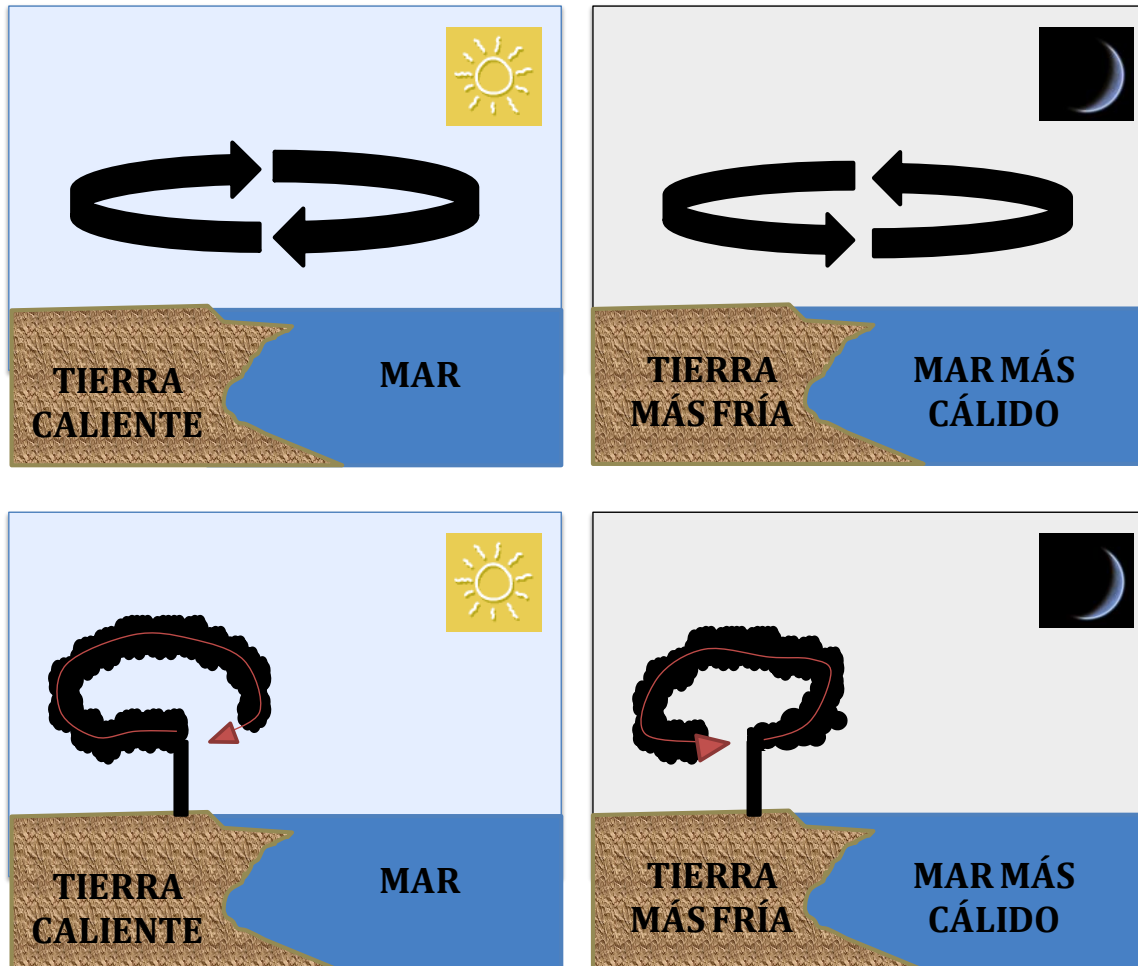


Fig.4.5. Influencia de las brisas marinas nocturnas y diurnas en el desarrollo del penacho de humo.

### 3.2.4 INVERSIÓN Y ALTURA DE MEZCLA ATMOSFÉRICA

La atmósfera esta a menudo estratificada en capas con poca mezcla entre ellas. La altura de la parte superior de la capa más baja se conoce como la **altura de mezcla atmosférica**. Esta altura se determina típicamente varias veces al día usando globos sonda (meteorológicos). Para las chimeneas altas, o descargas calientes a alta velocidad, la altura final de la pluma puede ser lo suficientemente alta para superar la altura de mezcla atmosférica (Fig. 4.6.) es decir, sobre el límite superior de la capa estratificada más baja. En este caso, se produce una descompresión adiabática y los contaminantes estarán confinados en la capa elevada no dispersándose a nivel del terreno. Alternativamente, si la altura de la pluma final está ligeramente por debajo de la altura de mezcla atmosférica, los contaminantes no se dispersarán hacia arriba y estarán confinados dentro de la capa al

nivel del terreno. Este efecto es adverso puesto que produciría una mala dispersión de contaminantes.



Fig.4.6. Altura de mezcla atmosférica.

En terreno montañoso, la circulación del aire sigue a menudo modelos predecibles. Por el día, el sol calienta las laderas de las montañas causando que el aire caliente ascienda ya que este es menos denso que el aire frío. El aire frío encima del valle desciende entonces al nivel del terreno. Este aire será posteriormente calentado ascendiendo por las laderas de las montañas. Así, se establece un modelo de circulación que puede desplazar los contaminantes de los valles a elevaciones más altas. Derecha Fig.4.7. Por la noche, la circulación se invierte. Izquierda Fig.4.7. El aire en las laderas tiende a enfriarse más rápidamente que el aire en los valles.

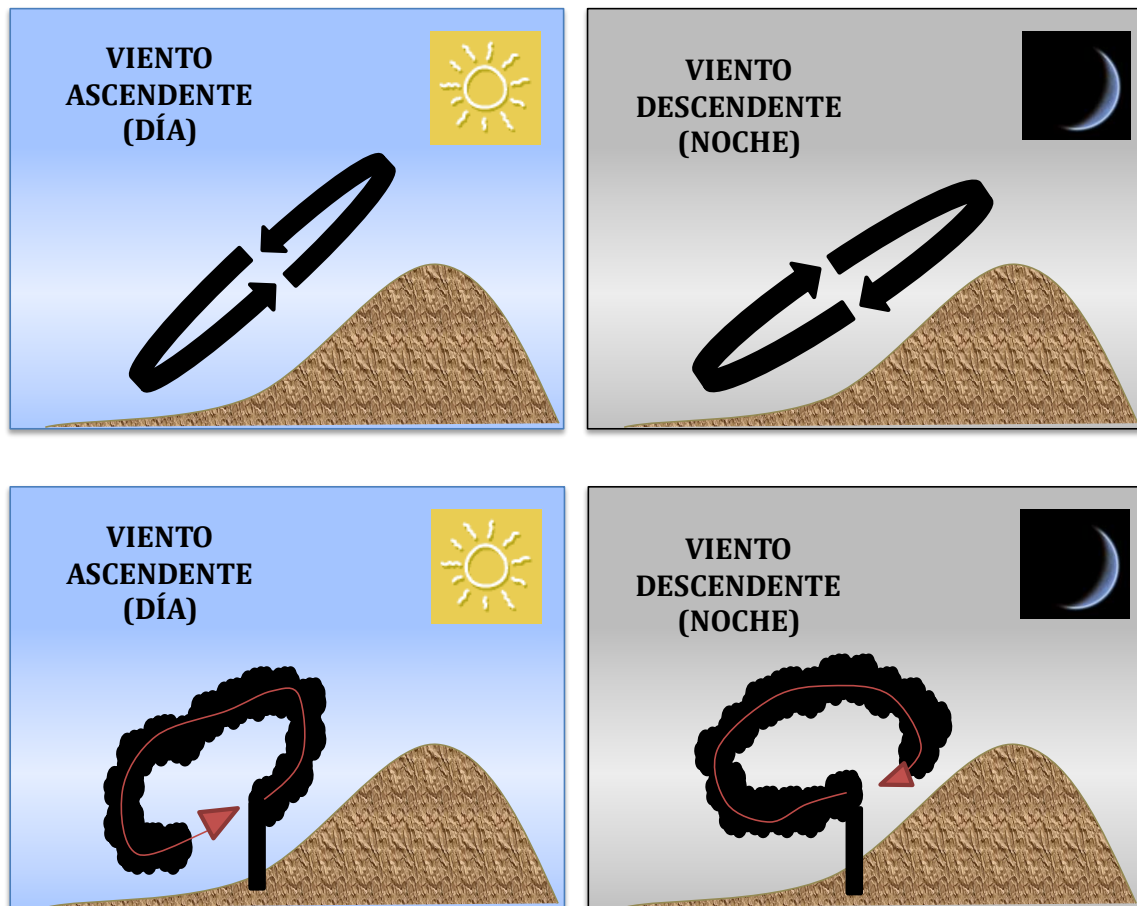


Fig.4.7. Circulación y del penacho del aire en función de las condiciones nocturnas y diurnas.

Como el aire frío es más denso que el aire caliente, el aire frío de la montaña baja por las laderas hasta el valle y el aire caliente en el valle asciende. En las primeras horas de la mañana, después de que el aire frío haya llenado el valle teniendo el aire caliente encima, la atmósfera está muy estable porque el aire denso frío está debajo del aire caliente menos denso. Esto es conocido como una **inversión térmica** y puede confinar los contaminantes al nivel del terreno. En algunos casos, estas inversiones pueden persistir durante días. Una inversión es esencialmente lo mismo que una altura de mezcla atmosférica baja. Estos modelos típicos de circulación de aire pueden romperse por vientos fuertes encauzados por el terreno.

En terreno discontinuo o montañoso, los contaminantes pueden ser transportados de la fuente a zonas dónde la superficie del terreno está a la misma altura que la altura de la pluma. Cuando esto ocurre, se pueden medir altas concentraciones del contaminante porque la superficie del terreno está directamente expuesta a la parte de mayor concentración de la pluma y no a los límites de la pluma que están más diluidos. De ahí la gran importancia en el correcto dimensionado de la altura de ésta para ser capaz de evitar este tipo de problemas y otros como los descritos anteriormente relativos a la inversión térmica. Consecutivamente, un emplazamiento óptimo de la chimenea de una central es



fundamental para producir el menor impacto en la zona colindante, teniendo en cuenta las características del terreno

Finalmente señalar que la concentración del contaminante inmediatamente adyacente a una chimenea es cero a nivel del terreno porque la pluma no se ha dispersado todavía hacia la tierra. Conforme la pluma es arrastrada por el viento se produce la dispersión del contaminante de forma que se produce un aumento gradual de de concentración de éste a nivel del terreno hasta alcanzar un valor máximo a partir del cual disminuye debido a una dispersión adicional.

### 3.2.5 MOVIMIENTOS DEL PENACHO

Los diferentes penachos de humo procedentes de las chimeneas industriales han sido observados y fotografiados bajo diferentes condiciones meteorológicas. La observación de éstos condujo a una clasificación de los mismos. Fig.4.8.

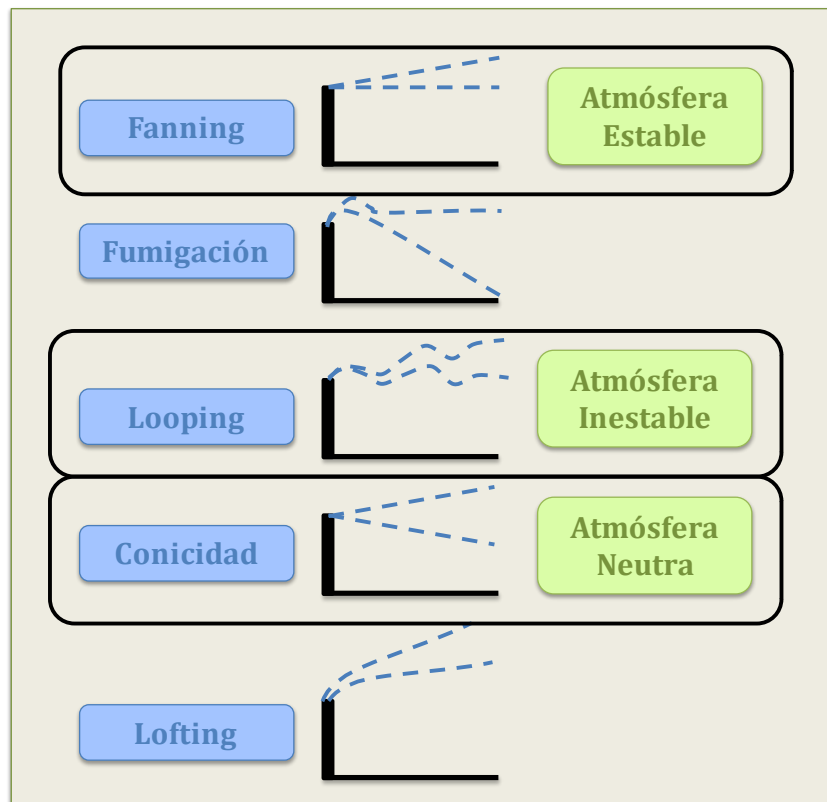


Fig. 4.8. Diferentes desarrollos del penacho de humo.

**Fanning:** La pluma tiene una gran dispersión horizontal y poca verticalmente. Esto suele ocurrir de noche en una atmósfera muy estable y vientos débiles variables.

**Fumigación:** Se produce cuando la pluma cae rápidamente al suelo debido a la baja altura de mezcla atmosférica. Esta situación se suele producir poco después de la salida del sol debido al calentamiento del suelo. Poco a poco este calentamiento es sustituido por una capa inestable que crece hasta la parte superior de la pluma. Esta condición es generalmente de corta duración, pero los resultados se ven reflejados en concentraciones más altas en el nivel del suelo.

**Looping:** Se da en condiciones muy inestables y por convección durante el mediodía y por la tarde. Grandes remolinos de convección toman el penacho de humo provocando sucesivos movimientos hacia arriba y hacia abajo.

**Conicidad.** La pluma se parece a un cono, tanto en la horizontal y como en vertical. Esto generalmente se produce en condiciones de nubes y viento.

**Lofting:** La pluma se mantiene por encima de la superficie de la inversión. Ocurre poco después de la transición de las condiciones de inestabilidad a estabilidad. La pluma se puede ser bastante delgada o gruesa. Dependiendo de la altura que tome y cuánto ascienda por encima de la capa de inversión. Este desarrollo del penacho puede ser transitorio o persistir durante varias horas.

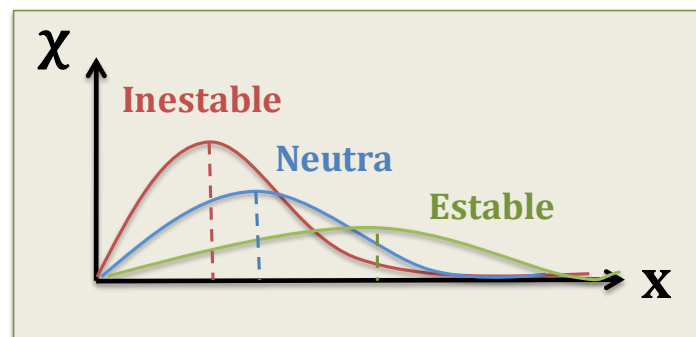


Fig.4.9. Concentración de contaminantes en función de la posición, según tenga el penacho desarrollo estable, inestable o neutro.

Los desarrollos de penacho de humo más estudiados han sido el fanning (estable), el looping (inestable) y el coning (neutro), comprobando para ellos cómo los máximos de contaminante medidos en una misma línea ( $x$ ) desde la fuente de emisión cambian tanto en valor como en el punto registrado. Así se encuentra que si el desarrollo del penacho es inestable se localizarán mayores concentraciones ( $\chi$ ) y en puntos más cercanos a la chimenea que si es neutro o estable. Ver Fig.4.9.

### 3.2.6 EFECTO DOWNWASH

Una pluma generada en una chimenea corta situada enfrente de un edificio u otra elevación del terreno puede ser empujada hacia el terreno por el flujo descendente del viento. Al soplar el viento encima de este obstáculo, el aire por el lado del obstáculo donde está soplando el viento asciende y fluye sobre la cumbre de éste. En el lado contrario, el aire desciende para volver al nivel del terreno. Este es el fenómeno conocido como downwash. Cuando esto ocurre, la altura final de la pluma estará muy cerca del nivel del terreno y, por tanto, las concentraciones de contaminantes serán mucho mayores que si se hubiera evitado el downwash construyendo una chimenea más alta. Experimentos en el túnel del viento han demostrado que es probable que ocurra ese downwash si la chimenea está a menos de 2.5 veces la altura del obstáculo. Además de la altura de la chimenea, un factor crítico que afecta el downwash de una pluma es la velocidad de salida de los gases. Se ha determinado que si ésta es 1.5 veces menor que la velocidad del viento circundante se producirá el citado fenómeno.

#### 4. DESCRIPCIÓN DEL MODELO ISC3

Un contaminante emitido a la atmósfera es transportado en la dirección del viento predominante y dispersado por movimientos de aire perpendiculares al viento así como por la turbulencia de éste. La predicción de la concentración de dicha sustancia en la zona que rodea al punto de emisión es un tema de gran interés en contaminación atmosférica. En este proyecto se hará uso de un modelo Gaussiano de dispersión que permite calcular las concentraciones de un contaminante a nivel del suelo. El contaminante es emitido por una chimenea. El modelo nos permite introducir las condiciones meteorológicas (clase de estabilidad según las categorías definidas por Pasquill y Gifford), la intensidad del viento y la temperatura, entre otros muchos factores. Para ello se hace uso del modelo Gaussiano simplificado ISC3.

El modelo de dispersión atmosférico ISC3 (Industrial Source Complex -3) lo desarrolló la Agencia de Protección Medioambiental de Estados Unidos (US-EPA) y se mantiene vigente en la actualidad. El modelo ISC3 simula la dispersión en la atmósfera de contaminantes emitidos por las fuentes industriales y predice el promedio anual de las concentraciones del contaminante a nivel del terreno. El modelo permite evaluar el transporte y dispersión de los contaminantes atmosféricos. La dispersión de los contaminantes en la pluma en el aire circundante se puede predecir usando varios métodos. Un método es usar directamente principios físicos de mecánica de fluidos para calcular la turbulencia atmosférica basada en el calentamiento por la radiación solar, velocidad del viento, rugosidad del terreno, y otros factores. Sin embargo, este acercamiento requiere cantidades excesivas de datos de entrada y potentes programas informáticos. Alternativamente, la dispersión puede evaluarse estadísticamente basándose en parámetros medidos en los estudios de campo. El ISC3 usa este último método.

El modelo de ISC3 es un modelo de pluma de Gauss de dispersión que asume que las concentraciones del contaminante en la pluma (verticalmente y lateralmente) pueden representarse por curvas basadas en la función estadística de distribución normal (o distribución de Gauss). Esta función es la distribución estadística comúnmente más usada y a menudo se conoce como campana de Gauss. Pueden encontrarse valores para esta función en cualquier libro de texto de estadística.

Las primeras consideraciones que se tienen en cuenta en el modelo Gaussiano de penacho de humo son las que se describen a continuación:

- Las concentraciones de contaminantes emitidas son proporcionales al caudal de emisión.
- La velocidad de dispersión de los contaminantes es inversamente proporcional a la velocidad del viento.
- Las concentraciones de contaminantes tanto en la dirección del viento como en la vertical en las zonas próximas a la fuente siguen una distribución Gaussiana.

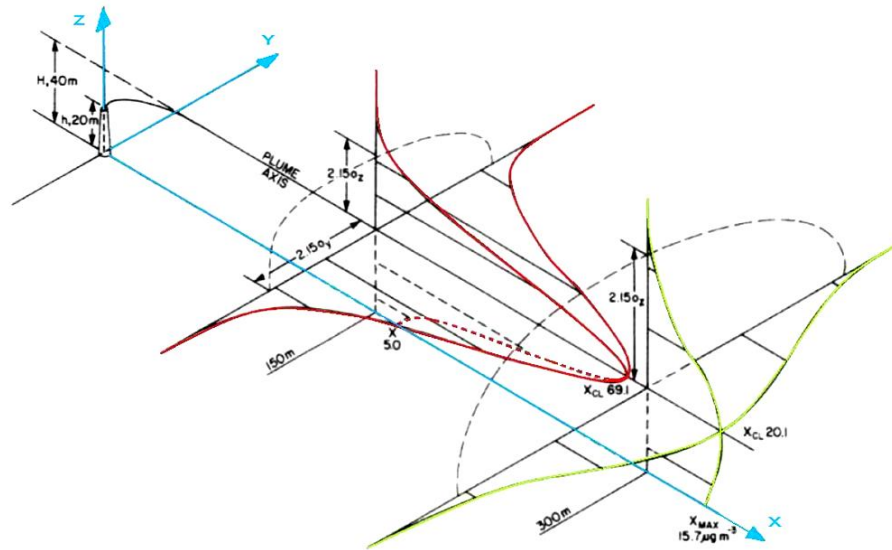


Fig. 4.10. Representación del modelo Gaussiano.

Las formas de las curvas de Gauss en ambas direcciones verticales y laterales se vuelven más planas cuanto más se desplace la pluma a favor del viento. Fig.4.10. Este aplanamiento de las curvas indica el ensanchamiento del penacho de humo en las direcciones verticales y laterales.

#### 4.1 ECUACIÓN GENERAL.

La ecuación general del modelo ISC3 es:

$$X = \frac{QVD}{2\pi u \sigma_y \sigma_z} \cdot e^{\left(-0.5 \left(\frac{y}{\sigma_y}\right)^2\right)}$$

Donde:

$X$ : Concentración de contaminante a una distancia  $x$  e  $y$ .

$Q$ : Flujo másico de contaminante.

$V$ : Término de distribución vertical del contaminante. [-]

$D$ : Término de agotamiento o eliminación del contaminante por reacción química u otros procesos físicos. [-]

$\sigma_y, \sigma_z$ : Desviaciones estándar lateral y vertical de las distribuciones de concentración. [m].

$u$ : Velocidad media del viento en el punto de emisión, [m/s].

$y$ : Distancia al receptor en la coordenada  $Y$ , [m].

## 4.2 VELOCIDAD MEDIA DEL VIENTO EN EL PUNTO DE EMISIÓN.

Normalmente la monitorización y medida de la velocidad del viento se suele medir mediante el empleo de anemómetros situados a 10 metros de la superficie. A su vez la medición de los perfiles de viento puede ser captada por el empleo de instrumentación colocada a alturas mayores de 10 metros, cabe destacar aquí el uso de sodar y globos sonda.

Sea como fuere medido el viento, normalmente, no tendrás el valor de la velocidad de éste en tu punto de emisión. Es por ello que se hace uso de la siguiente ecuación para determinarlo.

$$u(z) = u(z_0) \left( \frac{z}{z_0} \right)^p$$

Donde:

$z$ : Coordenada del punto dónde queremos conocer la velocidad

$u(z)$ : velocidad del viento en la altura  $z$  de nuestro punto de emisión.

$z_0$ : Coordenada del punto de medición donde es conocida la velocidad del viento.

$u(z_0)$ : Velocidad medida y conocida.

El parámetro adimensional  $p$  se determina en función de las condiciones de estabilidad y atendiendo a la zona en que nos encontramos. Rural o urbana.

Estabilidad según Pasquill	Medio rural	Medio urbano
A	0,08	0,17
B	0,09	0,17
C	0,11	0,20
D	0,16	0,27
E	0,32	0,38
F	0,54	0,61

Tabla.4.3.Determinación del parámetro adimensional,  $p$ .

### 4.3 DISPERSIÓN LATERAL Y VERTICAL DE LA COLUMNA DE GASES.

La extensión de la pluma al moverse a favor del viento se controla por dos parámetros conocidos como los parámetros de dispersión vertical y lateral que son una función de la distancia al punto de descarga y de la estabilidad atmosférica. Estos parámetros se han derivado de extensas pruebas en campo para probar la dispersión de las plumas bajo una variedad de condiciones. En el modelo de Pasquill y Gifford queda determinada la manera de proceder para su cálculo.

$$\sigma_y = 465.11628 \cdot x \cdot \tan(TH)$$

$$TH = 0.017453293[c - d \ln x]$$

Estabilidad según Pasquill	c	d
A	24,167	2,5334
B	18,333	1,8096
C	12,5	1,0857
D	8,333	0,72382
E	6,25	0,54287
F	4,1667	0,36191

Tabla.4.4 Determinación de los parámetros usados para calcular  $\sigma_y$

Para el cálculo de  $\sigma_z$  se procede de una manera muy similar.

$$\sigma_z = a \cdot x^b$$

Los parámetros a y b están tabulados en el modelo de Pasquill Gifford y son los siguientes:

Estabilidad según Pasquill	x	a	b
A	<.10	122.800	0.94470
	0.10 - 0.15	158.080	1.05420
	0.16 - 0.20	170.220	1.09320
	0.21 - 0.25	179.520	1.12620
	0.26 - 0.30	217.410	1.26440
	0.31 - 0.40	258.890	1.40940
	0.41 - 0.50	346.750	1.72830
	0.51 - 3.11	453.850	2.11660
	>3.11	**	**
B	<.20	90.673	0.93198
	0.21 - 0.40	98.483	0.98332
	>0.40	109.300	1.09710
C	Todo	61.141	0.91465
D	.30	34.459	0.86974
	0.31 - 1.00	32.093	0.81066
	1.01 - 3.00	32.093	0.64403
	3.01 - 10.00	33.504	0.60486
	10.01 - 30.00	36.650	0.56589
	>30.00	44.053	0.51179
E	<.10	24.260	0.83660
	0.10 - 0.30	23.331	0.81956
	0.31 - 1.00	21.628	0.75660
	1.01 - 2.00	21.628	0.63077
	2.01 - 4.00	22.534	0.57154
	4.01 - 10.00	24.703	0.50527
	10.01 - 20.00	26.970	0.46713
	20.01 - 40.00	35.420	0.37615
	>40.00	47.618	0.29592
F	<.20	15.209	0.81558
	0.21 - 0.70	14.457	0.78407
	0.71 - 1.00	13.953	0.68465
	1.01 - 2.00	13.953	0.63227
	2.01 - 3.00	14.823	0.54503
	3.01 - 7.00	16.187	0.46490
	7.01 - 15.00	17.836	0.41507
	15.01 - 30.00	22.651	0.32681
	30.01 - 60.00	27.074	0.27436
	>60.00	34.219	0.21716

\*\* Si el valor calculado de  $\sigma_z$  excede los 5000 m, entonces  $\sigma_z$  se ajusta a 5000 m, así,  $\sigma_z$  es igual a 5000 m.

Tabla.4.5. Determinación de los parámetros usados para calcular  $\sigma_z$ .

#### 4.4 TÉRMINO DE DISTRIBUCIÓN VERTICAL DEL CONTAMINANTE.

Como se ha comentado anteriormente, el modelo ISC3 que se va a desarrollar a lo largo de este proyecto es el modelo ISC3 simplificado.

La primera de las simplificaciones concierne al término de distribución vertical del contaminante,  $V$ . En el modelo ISC3 se tiene en cuenta el efecto de la restricción en el crecimiento vertical de la columna de humo como consecuencia de la existencia de una capa de mezcla finita hasta una altura denominada  $z_i$ . La estimación de esta altura se lleva a cabo mediante una serie de modelos (cabe destacar el de Nozaki) con largas formulaciones. El modelo ISC3 simplificado obvia este efecto y considera la dispersión sin restricciones en la dirección vertical, quedando el término  $V$ , entonces, como se describe a continuación:

$$V = e^{\left[-0,5 \cdot \left(\frac{z_r - h_e}{\sigma_z}\right)^2\right]} + e^{\left[-0,5 \cdot \left(\frac{z_r + h_e}{\sigma_z}\right)^2\right]}$$

Donde:

$z_r$ : Coordenada del en altura (Z) del relieve del terreno en el punto a calcular.

$h_e$ : Altura efectiva del penacho de humo.

#### 4.5 ALTURA EFECTIVA.

El modelo Gaussiano ISC3 se basa en la hipótesis de que el penacho de humo se estabiliza cuando alcanza la denominada altura efectiva,  $h_e$ . Esta altura efectiva es la suma de la altura geométrica de la chimenea (corregida o no) más un incremento gracias al cual consigue la citada estabilización. Fig.4.11.

$$h_e = h_s + \Delta h$$

Lo primero que se debe conocer es si el penacho sufrirá fenómeno Downwash o no. Para rectificar, a efectos de cálculo, la altura de la chimenea,  $h_s$ . Haciendo notar la nueva altura de chimenea rectificada como  $h_s'$ . Si no se produce Downwash la altura de la chimenea no se rectifica y ambas coincidirán.

Si la velocidad de salida de los humos por la chimenea,  $v_s$  es inferior a 1.5 veces la velocidad del viento circundante se producirá este indeseable fenómeno.



Se produce Downwash	Altura de chimenea corregida $h'_s$
$v_s < 1.5u \Rightarrow$ Sí	$h'_s = h_s + 2d_s \left[ \frac{v_s}{u} - 1.5 \right]$
$v_s \geq 1.5u \Rightarrow$ No	$h'_s = h_s$

Tabla. 4.6. Altura de chimenea.

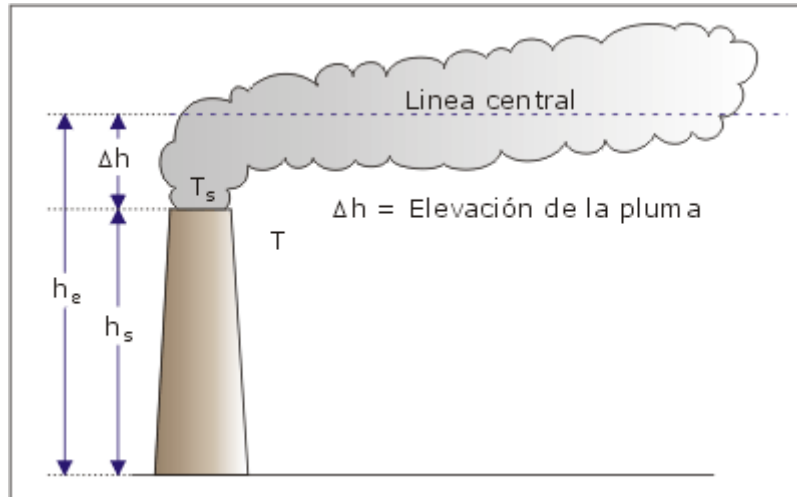


Fig. 4.11. Representación de la altura efectiva.

Una vez se ha determinado la corrección o no a la altura de la chimenea,  $h_s$ , hay que atender a los factores meteorológicos para la consecución del cálculo de la altura efectiva  $h_e$ .

Si las condiciones atmosféricas son estables, el factor determinante será la velocidad crítica de distinción del viento. Si el viento que sopla en las inmediaciones de nuestra central supera la velocidad crítica de distinción, se puede concluir con la solución de condiciones atmosféricas estables con viento. En el caso contrario ( $u \geq u_c$ ) nos encontraremos en condiciones sin viento. Al hablar de condiciones atmosféricas neutras o inestables debemos atender al parámetro de flotación para clasificar la determinación de la altura efectiva de nuestro penacho (Ver Tabla 4.7)



Condiciones atmosféricas estables		Condiciones atmosféricas inestables o neutras	
Velocidad crítica de distinción: $u_c = 0.2746F^{1/4}S^{1/8}$		Atender al parámetro de flotación de la columna, F.	
Con viento	Sin viento	F<55	F>55
$h_e = h'_s + 2.6 \left(\frac{F}{uS}\right)^{1/3}$	$h_e = h'_s + 4F^{1/4}S^{-3/8}$	$h_e = h'_s + \frac{21.425F^{3/4}}{u}$	$h_e = h'_s + \frac{38.71F^{3/5}}{u}$

Tabla. 4.7.Determinación de la altura efectiva.

Donde:

s: Parámetro de estabilidad:  $s = \left(\frac{\Delta\theta}{\Delta z}\right) \frac{g}{T}$

Siendo  $\left(\frac{\Delta\theta}{\Delta z}\right)$ : Gradiente potencial de temperatura. [K/m]

T: Temperatura del ambiente circundante a la chimenea [K]

F: Parámetro de flotación de la columna de humo:  $F = \frac{gv_s d_s^2 (T_s - T)}{4T_s}$

Siendo  $d_s$  : Diámetro de la chimenea, de salida de los gases. [m]

$T_s$ : Temperatura de salida de los gases de escape. [K]



#### **4.6 TÉRMINO DE AGOTAMIENTO O ELIMINACIÓN DEL CONTAMINANTE POR REACCIÓN QUÍMICA U OTROS PROCESOS FÍSICOS.**

La segunda y última simplificación al modelo ISC3 es la consideración de que no se producen reacciones químicas u otros procesos de eliminación secundaria considerando por tanto el término  $D=1$ .

El modelo requiere datos meteorológicos que consisten en un año de velocidad media horaria del viento o estabilidad atmosférica ente otros.

Se considera generalmente que las ecuaciones de dispersión de Gauss usadas en el modelo de ISC3 son apropiadas hasta una distancia de 50 kilómetros de la fuente de emisión. Y que según está definido sólo un contaminante puede evaluarse para cada ejecución del modelo.

La predicción de las concentraciones máximas del contaminante ocurren a menudo en las laderas con fuertes pendientes o en montañas. Si se usaran las concentraciones del contaminante para evaluar los riesgos a la salud humana se debe decidir si considerar o no las concentraciones del contaminante para estas áreas, teniendo en cuenta que tal vez éstas no tengan ningún habitante.

## 5. EMISIONES DE MERCURIO EN LAS CENTRALES TÉRMICAS DE CARBÓN ESPAÑOLAS.

Para la realización del presente documento se tomaron los datos de emisiones de veintiuna centrales térmicas españolas, de las cuales diecisiete queman carbón (por ser el combustible fósil que más contribuye a la contaminación por mercurio) y cuatro cuyo combustible es el gas natural o el fueloil (con objeto de ver la posible influencia del combustible). Cabe señalar que no todas las centrales térmicas de carbón que existen en la actualidad operativas en España están aquí recogidas, dado que no se disponía de datos de emisión de algunas ellas.

Como resultado del estudio se obtiene una visión del panorama actual, en lo que a emisiones de mercurio se refiere, en nuestro país.

Comunidad Autónoma	Municipio	Nombre del Complejo	Combustible
ANDALUCÍA	Carboneras	Central Térmica Litoral de Almería	CARBÓN
	Los Barrios	Central Térmica Los Barrios	CARBÓN
	Espiel	Central Térmica de Puente Nuevo	CARBÓN
	Palos de la Frontera	Central Térmica de Palos de la Frontera	GAS NATURAL
ARAGÓN	Andorra	Central Térmica de Andorra	CARBÓN
	Escucha	Central Térmica de Escucha	CARBÓN
ASTURIAS	Carreño	Central Térmica de Aboño	CARBÓN
	Langreo	Central Térmica de Lada	CARBÓN
	Ribera de Arriba	Central Térmica Soto de Ribera	CARBÓN
	Timeo	Central Térmica Narcea	CARBÓN
BALEARES	Alcudia	Central Térmica de Alcudia	CARBÓN
CASTILLA - LEÓN	Cubillos de Sil	Central Térmica Compostilla II	CARBÓN
	Velilla del río Carrión	Central Térmica de Velilla	CARBÓN
CASTILLA LA MANCHA	Puertollano	Central Térmica Elcogas	CARBÓN
	Puertollano	Central Térmica de Puertollano	CARBÓN
	Villaseca de la Sagra	Central Térmica de Aceca	GAS NATURAL
CATALUÑA	Cercs	Central Térmica de Cercs	CARBÓN
COMUNIDAD VALENCIANA	El Grao	Central Térmica de Castellón	FUELOIL
GALICIA	Cerceda	Central Térmica de Meirama	CARBÓN
PAÍS VASCO	Pasajes de San Juan	Central Térmica de Pasajes	CARBÓN
	Santurce	Central Térmica de Santurce	GAS NATURAL

Tabla.4.8. Listado de las centrales térmicas de españolas bajo estudio.

La metodología empleada fue la siguiente:

Primeramente se realizó una preselección entre las centrales españolas de las que se disponían datos relativos a las emisiones de mercurio, posteriormente, una vez que se determinó cuales eran las centrales a estudiar, se procedió a la toma de datos geográficos que se utilizaran para tener en cuenta el perfil orográfico durante el estudio de dispersión. Finalmente, se recogieron datos del terreno circundante a cada central a lo largo de diferentes trayectorias con centro la propia planta de producción de energía.

Debido a las propias limitaciones impuestas por el modelo de dispersión utilizado, así las trayectorias estudiadas proporcionan información hasta una distancia máxima de 50 km a la central bajo estudio. La elección de las diferentes trayectorias estudiadas siguió los siguientes criterios:

- En centrales próximas a la costa se estudian tanto trayectorias dirigidas hacia el mar (para ver cuánto mercurio hay en las playas), como dirigidas hacia el interior.
- En centrales situadas en las cercanías de algún parque natural o punto de especial interés (población, recreativo, etc.), al menos una de las trayectorias estudiadas para esa instalación se hacía pasar a través de dicho punto.
- En centrales localizadas entre llanura y montaña, se estudiaban datos tanto del llano como entre colinas, para ver el efecto del relieve.



Fig. 4. 12. Posicionamiento geográfico de las veintiuna centrales.

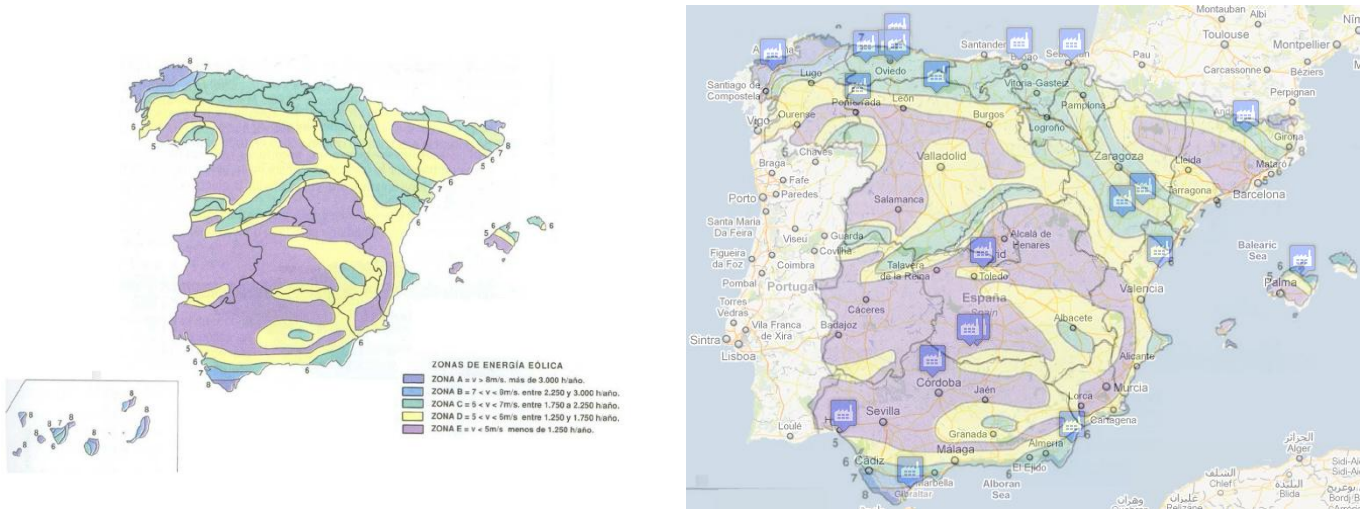


Fig.4.13. Régimen de vientos en España y superposición de éste sobre el mapa de centrales.

Además de los datos del relieve del terreno, con objeto de resolver el modelo de dispersión, se utilizó la información recogida en los mapas de regímenes de vientos para determinar la velocidad del viento en la zona donde se encuentran situadas cada una de las veintiuna centrales bajo estudio (Figura). Igualmente, se tuvo en cuenta la radiación (insolación diurna) característica de las distintas zonas. La figura muestra diferentes colores que indican la intensidad de la radiación recibida (fuerte-rojo, moderada-salmón o suave-Amarillo) (Figura). Con esta información, se procedió a determinar cuál era la estabilidad atmosférica según las categorías propuestas por Pasquill Giford (Tabla).

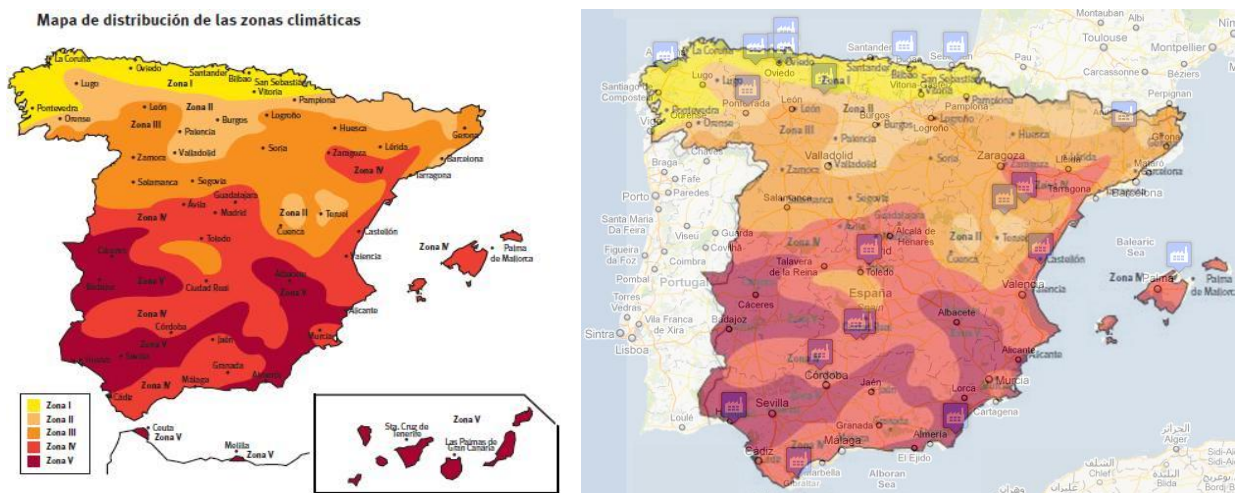


Fig. 4.14 Mapa de zonas de radiación solar y superposición de éste sobre el mapa de centrales.

<b>Condiciones meteorológicas que definen las diferentes categorías de estabilidad según Pasquill y Gifford <sup>(a)</sup></b>					
Velocidad del viento	Radiación solar diurna			Condiciones nocturnas	
	Fuerte	Moderada	Suave	Cubierto	Claros
<2	A	A-B	B	-	-
2-3	A-B	B	C	E	F
3-4	B	B-C	C	D	E
4-6	C	C-D	D	D	D
>6	C	D	D	D	D

Tabla. 4.9. Clasificación de la estabilidad atmosférica según Pasquill Gifford.

Aunque con el mapa de vientos se estimase una velocidad para éste, se realizó un cálculo iterativo mediante la ecuación descrita anteriormente para estimar de una forma más precisa la velocidad real del viento en la boca de la chimenea, ya que la que aparece en el mapa de vientos está medida a 10m y la chimenea tipo, como se detalla a continuación, tiene 40m.

## 5.1 PARÁMETROS DE DISEÑO DE LA PLANTA TÉRMICA ESTÁNDAR.

El modelo se configuro con los siguientes valores para cada uno de los casos considerados:

Parámetro	Valor diseño estándar
Altura de chimenea, m	40
Diámetro de salida chimenea, m	3
Velocidad de salida de los gases, m/s	10
Temperatura de salida de los gases, K	473
Temperatura atmosférica, K	298
Gradiente potencial de temperatura, K/m	$\frac{\Delta\theta}{\Delta z} = 0.0078$

Tabla.4.9. Características de diseño de la planta "tipo".

Seguidamente, se estudió la posible aparición del fenómeno de downwash para estos valores estándar, comprobando que en ningún caso se producía el citado fenómeno.

Finalmente, se calcularon el parámetro de estabilidad,  $s$ , y el parámetro de flotación de la columna de humo,  $F$ , y se obtuvo la altura efectiva  $h_e$  para cada caso, con objeto de establecer las condiciones de estabilidad. Así se comprobó que todas las centrales se encontraban en las condiciones estables con viento.

Una vez fijadas las condiciones de resolución, se procedió al cálculo de las concentraciones en cada punto de las líneas salientes de cada central, concluyendo con la determinación la concentración de mercurio a nivel del suelo en cada una de las diversas trayectorias estudiadas para de cada una de las centrales.

## 6. RESULTADOS

Con relación al objetivo inicialmente planteado de estudiar el impacto medioambiental provocado por las emisiones de mercurio de las centrales bajo estudio, a continuación se presentan los resultados obtenidos (la totalidad de las gráficas resultado de los casos estudiados se recogen en el Anexo 1) de estudiar la influencia del diferentes variables que afectan tanto a la resolución del modelo como al diseño de la planta, así se analiza la posible influencia de los siguientes factores.

- i. Tecnología vs. Antigüedad de la central
- ii. Relieve.
- iii. Estabilidad atmosférica.
- iv. Combustible empleado.

Durante el estudio y de acuerdo con la Tesis Doctoral "*Acumulación-Interacción de especies de mercurio y selenio en tejidos animales: Desarrollo de nuevas tecnologías*" se ha fijado un máximo de  $5\text{ng}/\text{m}^3$  como el valor último de inmisión aceptable para el cual la población no se ve expuesta a los daños que provocarían estos ambientes así contaminados. Para la elección de este valor se ha tomado como referencia unas alícuotas de aire que se refleja en el Capítulo 2.

### 6.1 DESCRIPCIÓN DE LOS RESULTADOS DE DISPERSIÓN

Antes de proceder con la presentación de resultados, resulta necesario explicar la forma gráfica en la que se muestran los resultados.

Cada gráfica muestra por una parte la situación geográfica de la central bajo estudio (plano en la izquierda de la figura 4.15.), donde se han señalado las distintas trayectorias estudiadas (Líneas en azul sobre el plano). Por otra parte, en la derecha de la figura se muestran dos graficas, una superior y otra inferior. La figura inferior representa el relieve orográfico (en verde) de una de las líneas trazadas desde la base de cada central, en este caso, como está señalado en la figura 4.15 se trata de la Línea 2 de la Central Térmica de Aceca. Sobre la gráfica del perfil orográfico, en la parte superior de la figura # se representa la concentración de Hg a nivel del suelo a lo largo de la trayectoria de dispersión para distintas anualidades (siempre que el PRTR tuviera los datos de emisión



para distintos años). Finalmente, la línea horizontal roja señala el valor que fijado como: valor último de inmisión aceptable,  $5\text{ng/m}^3$ , que como se ha indicado anteriormente, es la cantidad de contaminante para la cual no se han observados efectos adversos para la salud en la población expuesta, y para el que tampoco se han observado daños o alteraciones en el medio. La línea de valor último de inmisión no se representa cuando las concentraciones son siempre menores al límite.

Finalmente señalar, que como se apunto anteriormente dado que en este caso la central de Aceca tiene situadas en las cercanías dentro de su radio de acción, las trayectorias se han hecho pasar por ellas para estudiar el resultado de la dispersión. En el caso mostrado en la Figura #, la línea 2 pasa por los pueblos de Orgaz y Los Yébenes (representados sobre dicho relieve), en este caso como se observa los niveles generados por la central están muy por debajo del valor último de inmisión.

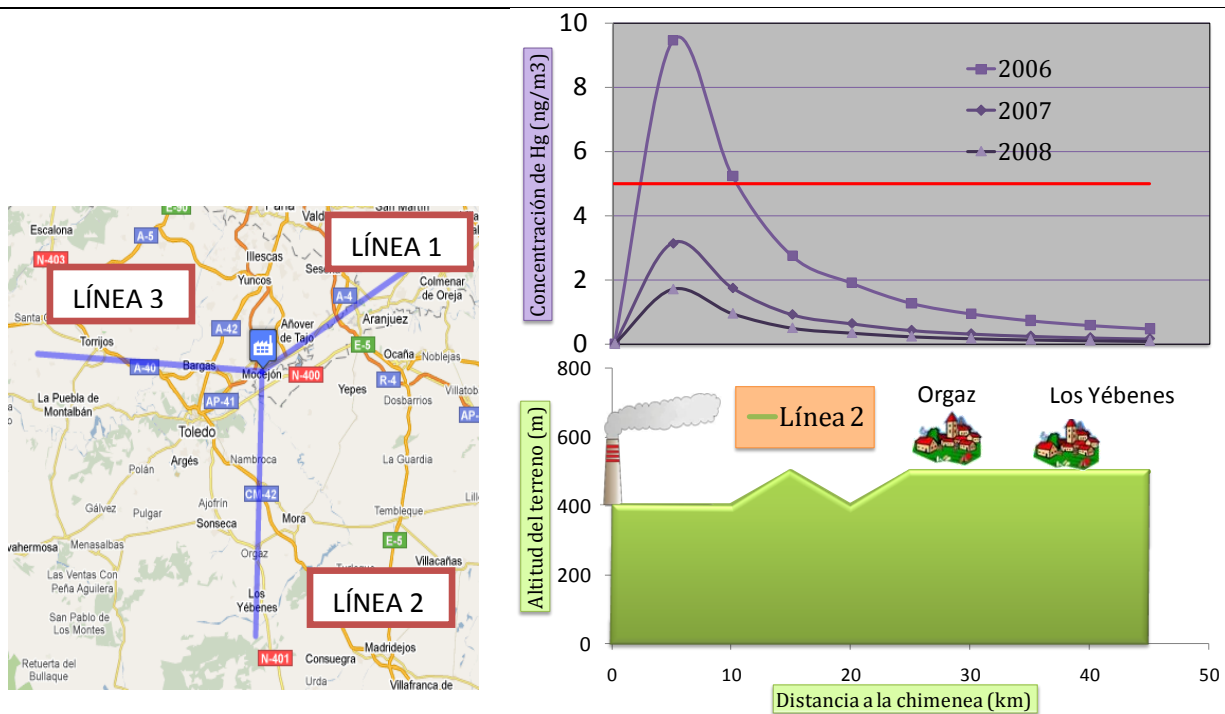


Figura 4.15. Ejemplo resultados de dispersión. Línea 2 de la Central Térmica de Aceca

En relación al comportamiento de la curva que muestra los resultados del modelo de dispersión (gráfica superior derecha), señalar que debido a que el modelo ISC3 estima el nivel de concentración de contaminante a nivel del suelo, una característica común a todos los resultados es que la contaminación en la base de la central resulta nula o cercana a cero en todos los casos (no downwash). Así, el penacho de humo al salir de la chimenea no toca el suelo y por tanto, hasta que no se desarrolla y se produce una dispersión de los contaminantes emitidos por la chimenea, no se registran indicios de contaminación.

## 6.2 TENDENCIA TECNOLÓGICA

En el presente apartado se encuentra recogida información sobre veintiuna centrales. Señalar que no de todas se ha dispuesto de la información necesaria para determinar cuáles son sus sistemas de tratamiento de gases.

Es sabido que prácticamente todas las centrales actuales tienen precipitador electrostático y desulfuración de gases pero no si ésta es seca o húmeda, cuáles usan el método de reducción catalítica selectiva o si alguna combina varios de los tratamientos descritos en el Capítulo 3 para reducir lo máximo posible sus emisiones. Así, los datos manejados no han permitido conocer todos y cada uno de los métodos de tratamiento de gases de los que dispone cada central. Por tanto, y para tener un criterio global aplicable a todas, se ha relacionado el año de inicio de actividad de cada central, así como la potencia que ésta desarrolla, con su tecnología para la reducción de emisiones, sabiendo, también, que no siempre tiene que ser esto consecuencia directa, puesto que muchas centrales pueden haber realizado diversas reformas para adaptarse al *“Plan Nacional de Reducción de Emisiones de las grandes instalaciones de combustión existentes”*, de Diciembre de 2007.

Con el criterio fijado se estudia el por qué o no de que las centrales más actuales tengan menores emisiones atendiendo a que se han construido en una época en la que el problema medioambiental ya debía formar parte de su diseño, no siendo así en instalaciones de los años 60, por ejemplo, en las cuales la problemática medioambiental no estaba tan presente.

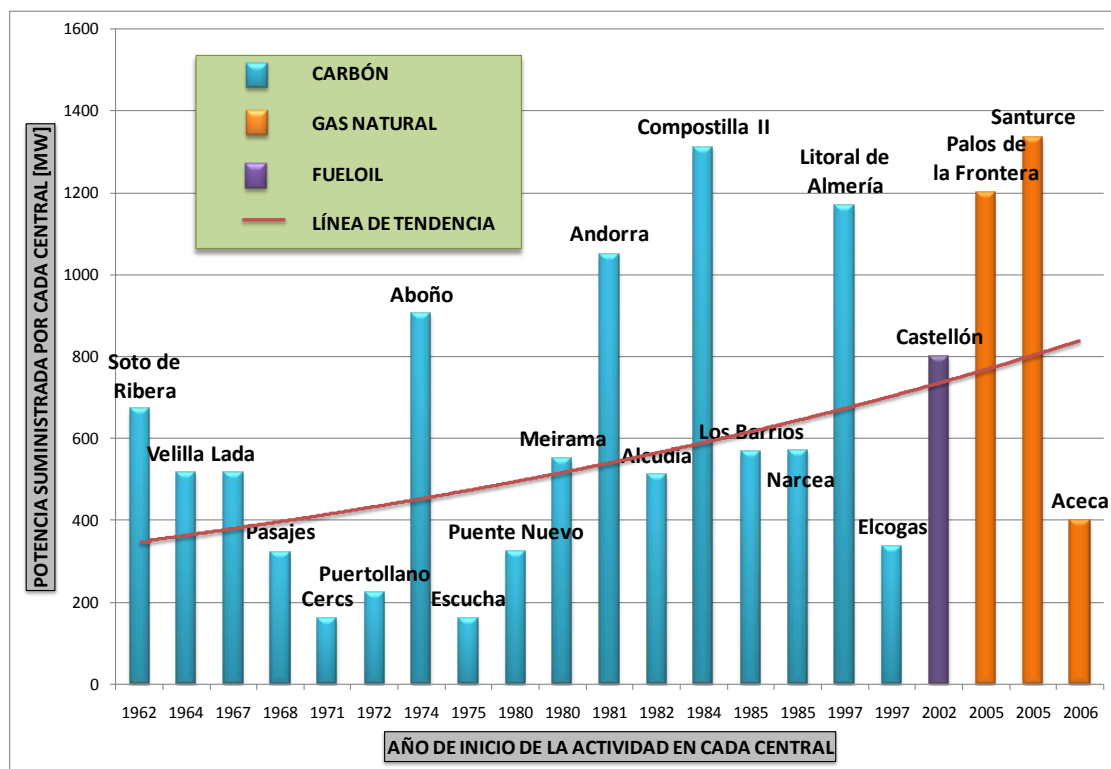


Fig. 4.16 Potencia suministrada vs año de inicio de la actividad.



En esta gráfica se puede ver como las centrales tienden a ser cada vez de mayor potencia. Se ha representado también el combustible que usa cada una de ellas. En la actualidad se tiende a la construcción de centrales cercanas al GW. Esto es debido, entre otras cosas, a que los sistemas de tratamiento de gases son de precio económicamente elevados. Actualmente ninguna central se puede plantear la no tenencia de tratamiento de gases, por tanto, será más rentable aplicar un tratamiento de gases a una central cercana al GW de potencia que no en otras más antiguas y con potencias bajas.

No se puede olvidar, si hablamos de tendencia tecnológica, que actualmente los procesos de captura del CO<sub>2</sub> gracias a la oxidación (ver Capítulo 3) están en pleno auge y las líneas de investigación predicen que será un proceso a tener en cuenta en el futuro.

Durante todo el proyecto se está comentando que la dispersión es un asunto que depende de diversos factores, por tanto, y con ayuda de la fig.4.16, así como relacionando otras variables se analizarán posteriormente los casos más representativos para la obtención de conclusiones generales, teniendo en cuenta no solo la tecnología existente.

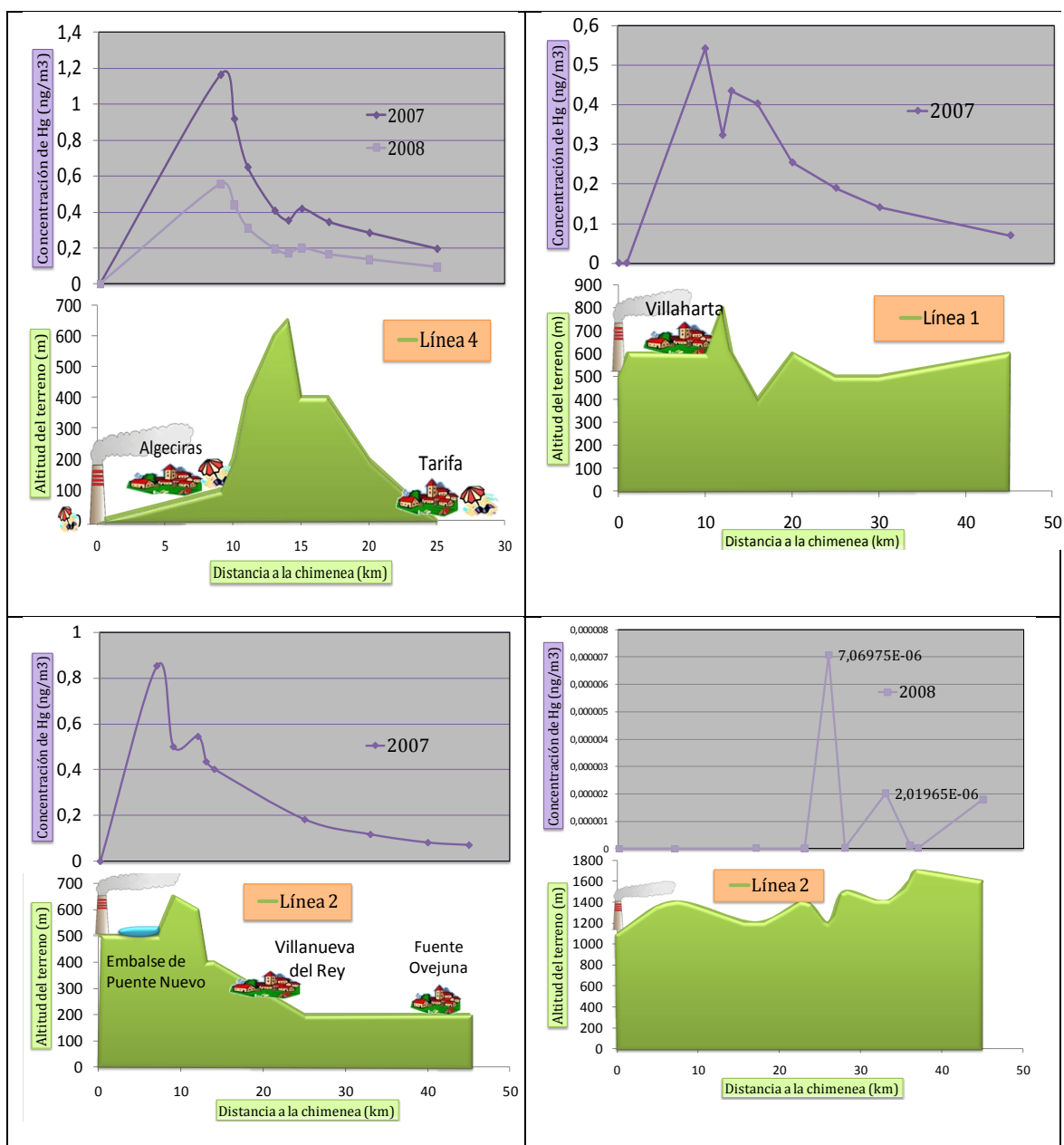
### **6.3 INFLUENCIA DEL RELIEVE.**

El relieve es determinante a la hora analizar la dispersión de contaminantes. La búsqueda del emplazamiento correcto en el momento de construir una central es muy relevante para la correcta dispersión de contaminantes. La misma central con las mismas condiciones climatológicas y el mismo régimen de vientos puede producir efectos contaminantes en una población, o no, dependiendo de factores tan importantes como si está localizada en un valle, tiene una colina delante o está en una llanura extensa. A continuación se examinan estos factores.

### 6.3.1 REPUNTES DE CONTAMINACIÓN POR APARICIÓN DE UN VALLE.

La aparición de valles provoca picos de contaminación. Este hecho, como recoge el apartado 3.2.4. entra dentro de lo previsto. Si se atiende a la morfología de un valle se consolida la idea de que a una masa de aire contaminado, en su transporte atmosférico, le sea más fácil permanecer en el seno de un valle que salir de éste, ya que para que ocurra lo segundo, otra masa de aire fresco tiene que arrastrarla fuera del valle.

Pese a que el nivel de contaminantes en el suelo hubiera alcanzado ya su máximo, si aparece un valle se apreciará un repunte en la concentración. En la tabla con gráficas que se adjunta a continuación se puede observar este hecho.



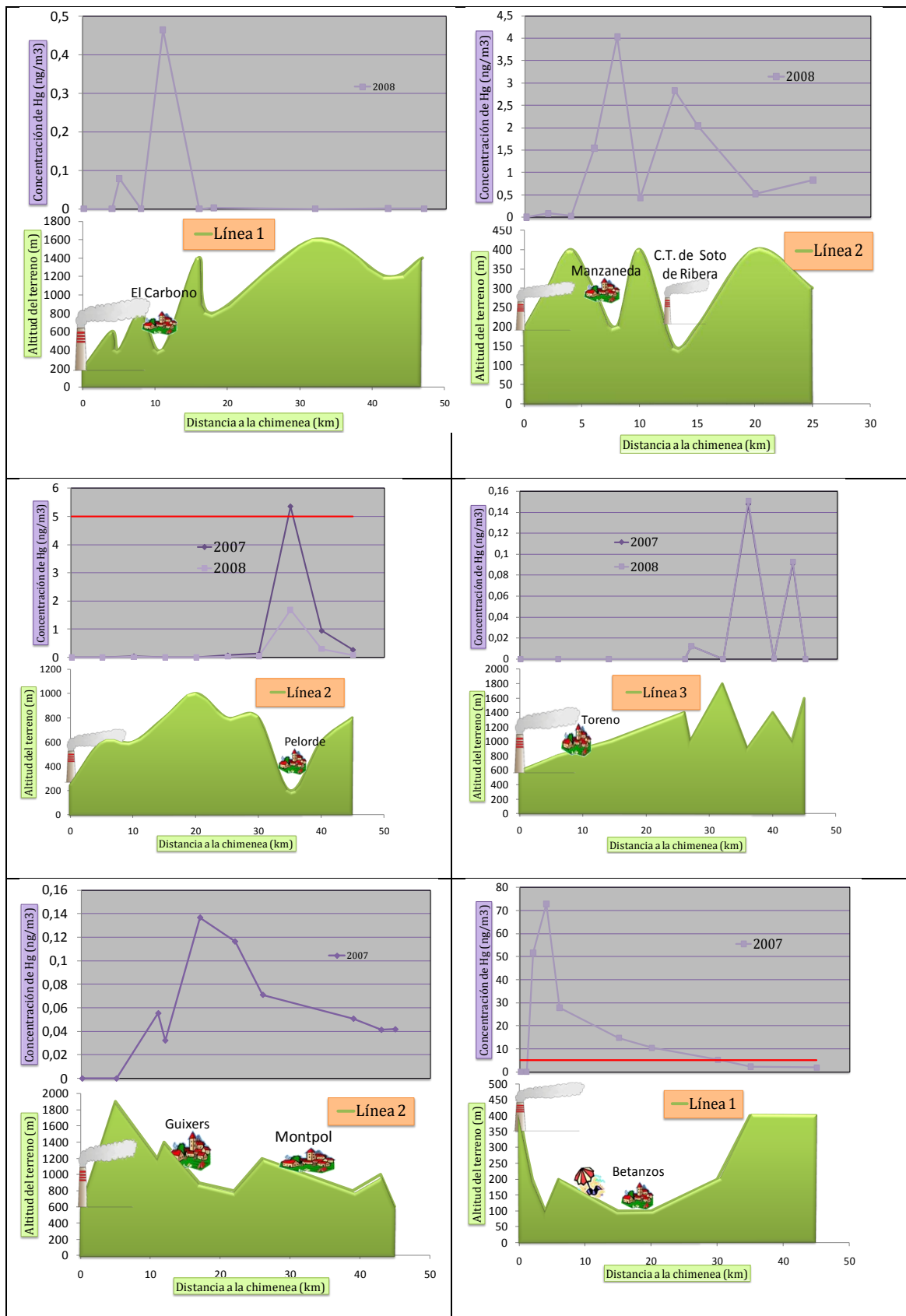
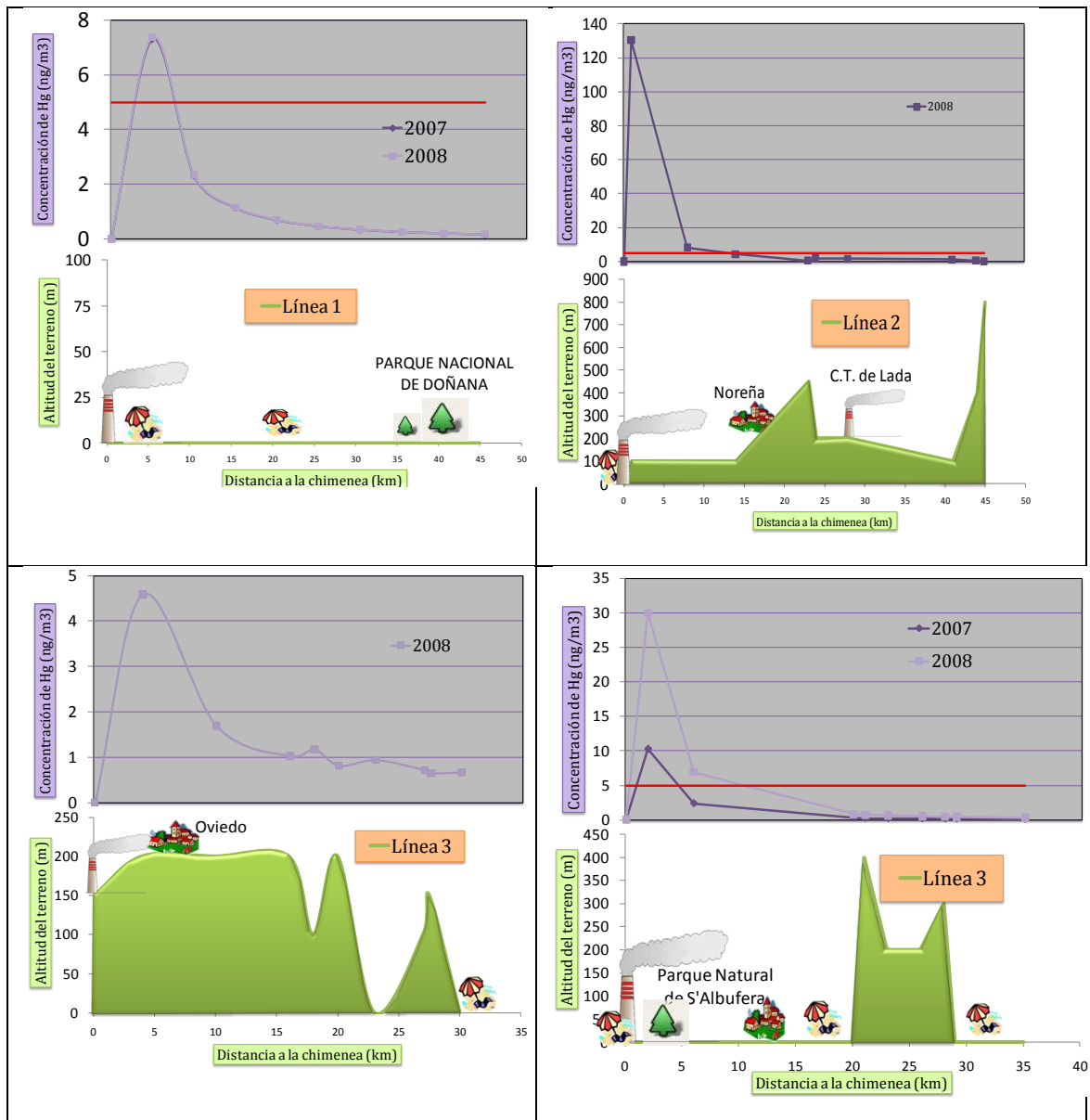


Tabla. 4.10 Serie de gráficas en las que se muestra cómo afecta una valle en el desarrollo del penacho de humo.

### 6.3.2 DESARROLLO EN GRANDES LLANURAS.



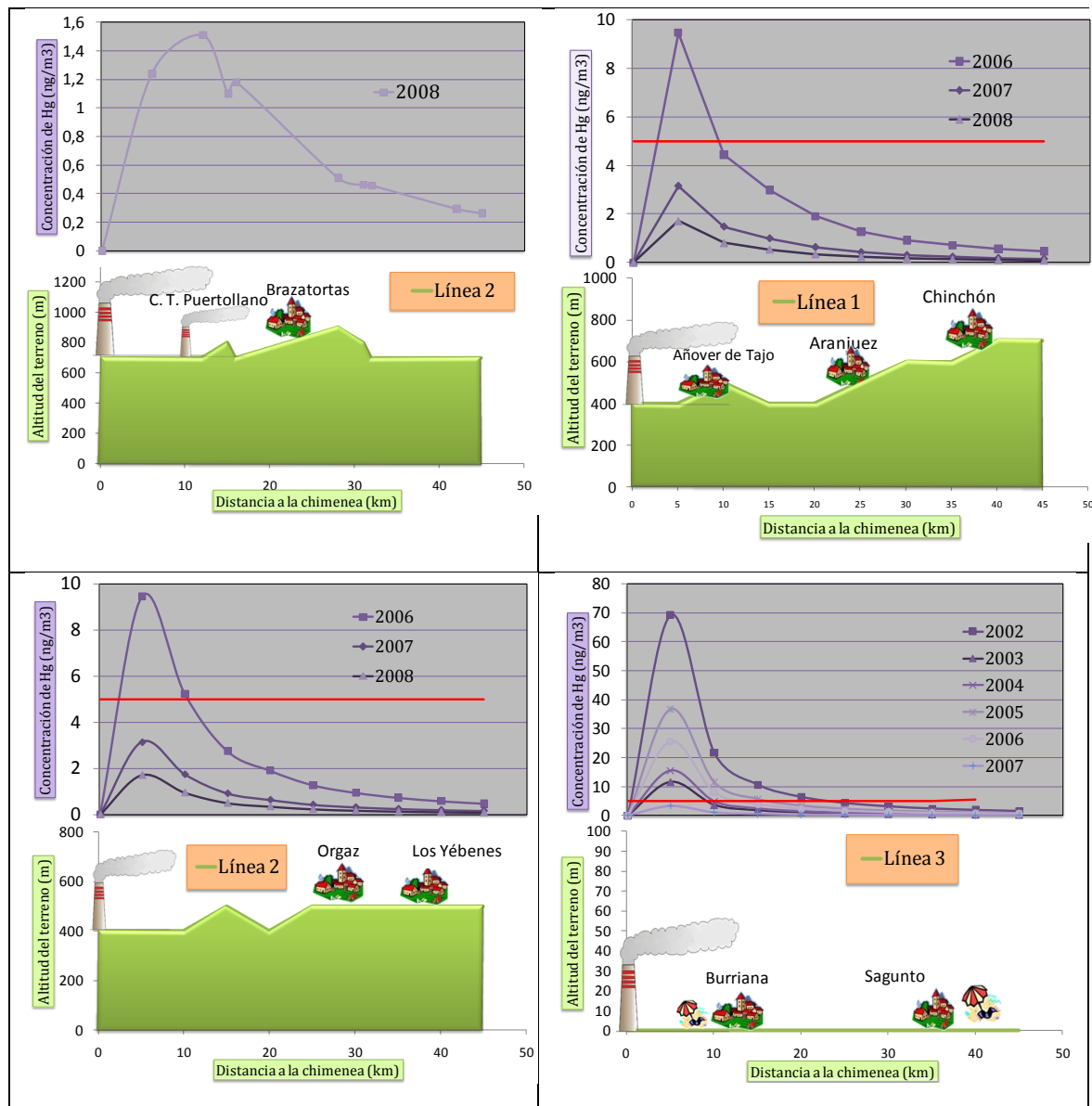


Tabla.4.11. Serie de gráficas en las que se muestra cómo afecta una llanura en el desarrollo del penacho de humo.

Tal y como era previsible, si las condiciones son estables y el terreno regular, el máximo se alcanza a unos 5km (tal y como prevé el modelo) de la central descendiendo la concentración regularmente según se encuentre más alejado de la central. En todas estas gráficas sucede esto. Se aprecia claramente en las dos que están a nivel del mar y que no se encuentran con ninguna irregularidad.

Si en alguna gráfica se aprecian concentraciones superiores al límite tolerable establecido no quiere decir que las poblaciones cercanas a esa central estén en peligro por contaminación, simplemente, que con las características de la planta tipo descrita anteriormente se producirían dichos niveles.

## 6.4 INFLUENCIA DE LA ESTABILIDAD ATMOSFÉRICA.

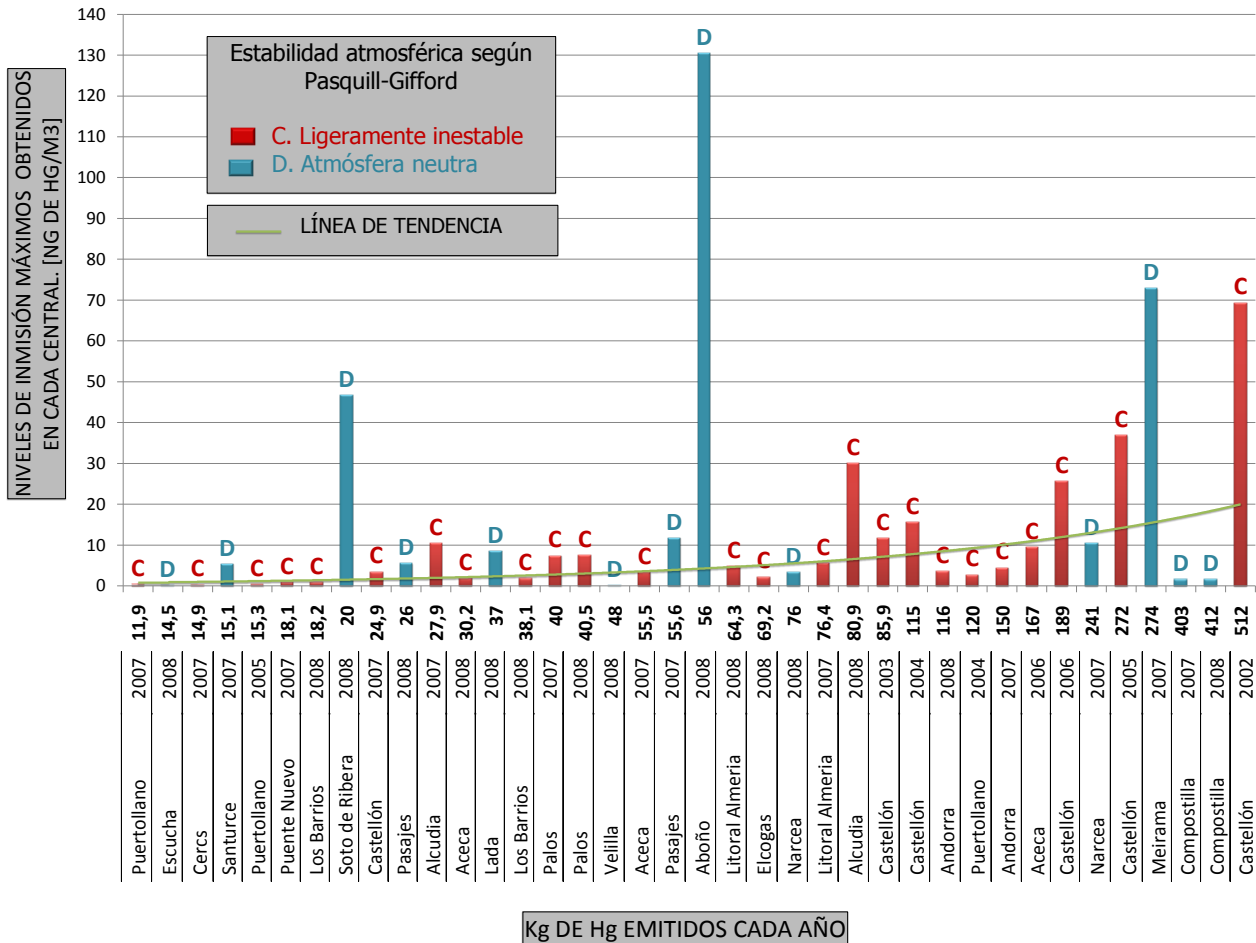


Fig.4.17. Niveles de inmisión máximos vs cantidad de mercurio emitida al año.

La gráfica que se representa arriba representa los niveles de inmisión máximos registrados en las proximidades de las diferentes centrales, en diversos años, como consecuencia de la emisión de mercurio por las chimeneas de éstas. Como se ha explicado anteriormente, atendiendo al régimen de vientos y la radiación solar, se determinó el tipo de atmósfera en la cual se encontraba cada una de las centrales térmicas bajo estudio. Se obtuvo que había centrales con atmósfera ligeramente inestable (tipo C), las cuales se han marcado en rojo, y otras con atmósfera neutra (tipo D), que se pueden ver representadas en azul.

Si tan solo se tiene en cuenta la línea de tendencia podría obtenerse la conclusión, lógica, de que a medida que aumenta la cantidad de mercurio que sale por chimenea se obtienen valores más altos de inmisión de este, pero casos como el de Aboño o Soto de Ribera, entre otros, desmontan esta teoría. Es por esto que se analizarán el resto de factores como puede ser el tipo de atmósfera, la potencia que desarrolla cada central o el emplazamiento de esta.



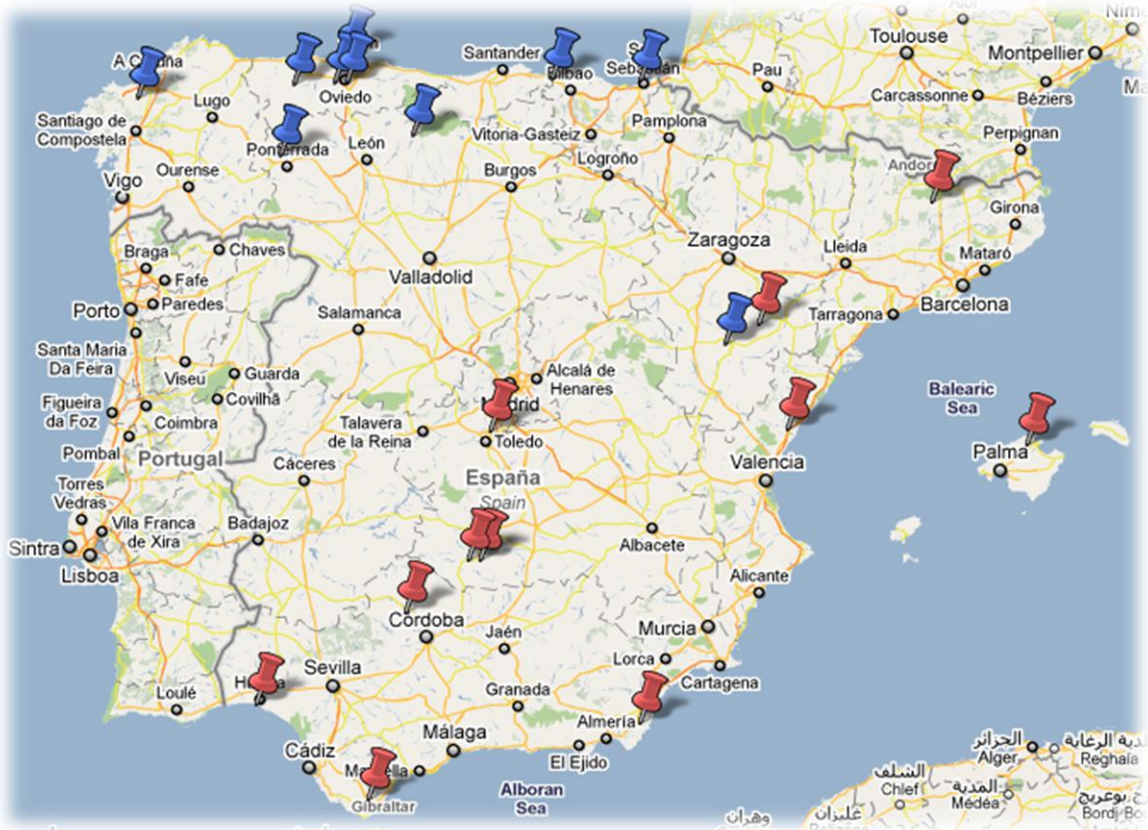


Fig.4.18. Localización de las centrales en el mapa de España, señalando en rojo las que se encuentran en el seno de una atmósfera ligeramente inestable (tipo C) así como en azul las de atmósfera neutra (tipo D)

ATMÓSFERA TIPO C	ATMÓSFERA TIPO D
Litoral de Almería	Escucha
Los Barrios	Aboño
Puente Nuevo	Lada
Palos de la Frontera	Soto de Ribera
Andorra	Narcea
Alcudia	Compostilla II
Elcogas	Velilla
Puertollano	Meirama
Aceca	Pasajes
Cercs	Santurce
Castellón	

Tabla 4.12. Clasificación de las centrales bajo estudio según el tipo de atmósfera en la cual se encuentran.

En el desarrollo teórico del modelo, expuesto en apartados anteriores, se ha señalado que una atmósfera inestable, por favorecer los movimientos verticales de las masas de aire, será más adecuada para la dispersión de contaminantes ya que en este tipo de atmósferas



se consigue que en vez de alcanzarse elevados picos de inmisión en una región localizada y más cercana a la central se obtengan concentraciones más suavizadas a lo largo de la línea de desarrollo del penacho. Lo que supone que no se expone a ninguna población en concreto a graves riesgos para la salud. En atmósferas inestables se consigue un mejor reparto y siendo cautos con los niveles se puede conseguir que no se alcancen niveles superiores al establecido como dañino para la salud humana así como del ecosistema. Bien, todo esto es la explicación teórica pero no quiere decir que en una atmósfera inestable no se alcancen valores elevados o que en una neutra no se puedan dispersar los contaminantes correctamente. De nuevo, el resto de factores como relieve o cantidad de mercurio emitido, etc. Serán determinantes.

Lo primero que se puede apreciar en la fig. 4.17. es que las veintiuna centrales bajo estudio tan sólo pertenecen a la categoría de Pasquill C o D. Como se ha comentado anteriormente esto ha sido determinado según el índice de radiación solar en cada zona del país así como el régimen de vientos. Por tanto nos encontramos once centrales con atmósfera ligeramente inestable (tipo C) y diez con atmósfera neutra (tipo D).

Es de gran ayuda ver la gráfica “Niveles de inmisión máximos vs cantidad de mercurio emitida al año” para apreciar cómo, en general, se cumple que para una cantidad parecida de mercurio emitido por chimenea se alcanzan niveles de inmisión superiores en atmósferas tipo D que tipo C.

A continuación se analizarán alguno de los casos más representativos donde se discutirá el comportamiento observado.

## 6.5 INFLUENCIA DEL COMBUSTIBLE.

### 6.5.1 FUELOIL. CENTRAL TÉRMICA DE CASTELLÓN.

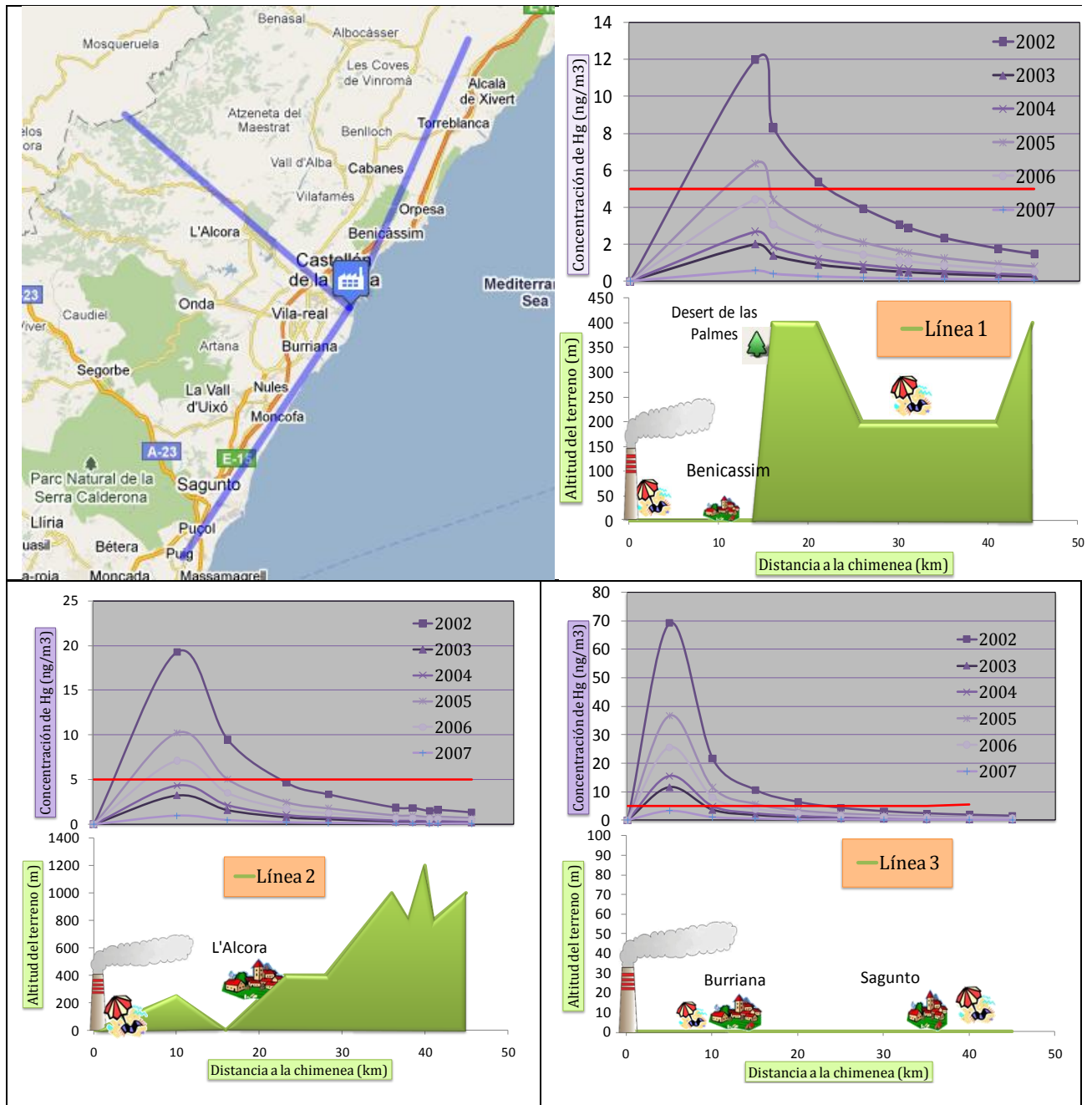


Tabla.4.13. Localización y gráficas de concentración de la central térmica de Castellón.



	Kg de Mercurio emitidos cada año	Máximos de concentración registrados	Tipo de Atmósfera	Año inicio actividad	Potencia desarrollada
2002	512	69,22803972	C	2002	800
2003	85,9	11,6146262			
2004	115	15,54926673			
2005	272	36,7773961			
2006	189	25,55488185			
2007	24,9	3,366754276			

Tabla.4.14. Recogida de datos de la central térmica de Castellón que opera con fueloil. Se aprecia una reducción en el origen de las emisiones de mercurio.

Lo primero que cabe destacar visualizando las gráficas es el alto nivel de contaminación por mercurio que genera esta central de fueloil. En varios años se emiten cantidades excesivas, del orden de varias centenas de kilogramos (tabla.4.14), y se alcanzan niveles de inmisión muy superiores al límite tolerable de 5 ng/m<sup>3</sup>, pese a que sea una central moderna y desarrolle una potencia lo suficientemente grande (800MW) como para tener implantado un buen sistema de tratamiento de gases que reduzca estas emisiones.

Se puede apreciar cómo la cantidad de mercurio emitida desciende desde 2002 a 2007 de 512 kg a 24,9 kg es decir, que se reducen 487,1 kg en el origen, lo que supone una reducción del 95% de las emisiones. Esto es debido, lógicamente, a que el proceso de limpieza de gases se ha mejorado. He aquí, de nuevo, donde se aprecia la fuerte tendencia que tienen hoy día las empresas en el ámbito de reducción de sus emisiones, ya sea por concienciación y cuidado del medioambiente o por endurecimiento del marco legislativo.



### 6.5.2. GAS NATURAL.

#### Palos de la Frontera

	Kg de Mercurio emitidos cada año	Máximos de concentración registrados	Tipo de Atmósfera	Año inicio actividad	Potencia desarrollada
2007	40	7,288020007	C	2005	1200
2008	40,5	7,379120257			

Tabla.4.15. Características y resultados de inmisión máximos de la Central Térmica de Palos de la Frontera.

#### Santurce

	Kg de Mercurio emitidos cada año	Máximos de concentración registrados	Tipo de Atmósfera	Año inicio actividad	Potencia desarrollada
2007	15,1	5,279427569	D	2005	1335

Tabla. 4.16. Características y resultados de inmisión máximos de la Central Térmica de Santurce.

#### Aceca

	Kg de Mercurio emitidos cada año	Máximos de concentración registrados	Tipo de Atmósfera	Año inicio actividad	Potencia desarrollada
2006	167	9,462363543	C	2006	400
2007	55,5	3,144677704			
2008	30,2	1,711157958			

Tabla. 4.17. Características y resultados de inmisión máximos de la Central Térmica de Aceca.



Como se aprecia en las tablas, las tres centrales estudiadas son muy recientes en construcción. Santurce se encuentra en atmósfera D y desarrolla una potencia muy similar a Palos de la Frontera (1335 y 1200 MW respectivamente). De nuevo se ve como el tipo de atmósfera C produce una mejor dispersión de contaminantes y para unos 40 kg de mercurio emitido en atmósfera C se consiguen valores de 7 ng/m<sup>3</sup> que son elevados sí, pero una atmósfera tipo D como la de Santurce y con tan solo unos 15kg emitidos alcanza valores de inmisión de 5ng/m<sup>3</sup>. Es decir que pese a que la cantidad de mercurio emitida se reduce en más de la mitad, no sucede lo mismo con los valores de inmisión alcanzados y esto es debido, como ya se ha repetido numerosas veces a la peor dispersión de contaminantes en este tipo de atmósferas.

De Aceca destacar que tiene elevados valores de emisión pero que se van reduciendo en origen probablemente por un mejor tratamiento de los gases. El año 2006 probablemente fuese de puesta a punto, ya que coincide con el año de inicio de actividad y en años posteriores se advierte como en atmósfera C, para altos valores de emisión (55,5 y 30,2 kg de Hg) se consiguen unos valores más que aceptables de inmisión (3,14 y 1,71 ng /m<sup>3</sup> de Hg respectivamente). Lo que posiciona al gas natural como un combustible positivo en cuanto a emisiones contaminantes se refiere.

### 6.5.3. CARBÓN..

#### Litoral de Almería

	Kg de Mercurio emitidos cada año	Máximos de concentración registrados	Tipo de Atmósfera	Año inicio actividad	Potencia desarrollada
2007	76,4	5,533465556	C	1997	1168
2008	64,3	4,657092084			

Tabla. 4.18. Características y resultados de inmisión máximos de la Central Térmica de Litoral de Almería.

La tendencia en Litoral de Almería es al descenso de sus emisiones, al igual que sucede con todas las demás centrales, en una atmósfera C emitiendo gran cantidad de mercurio, de nuevo se ve como la dispersión es buena ya que para 2008 ya se consigue estar dentro de los valores establecidos. Los sistemas actuales de tratamiento de gases permiten la quema de carbón limpia. En este punto, no se han querido incluir grandes listas de resultados, además la mayoría de las centrales que se analizan más adelante en el punto de casos de estudio son de carbón por lo que se podrá corroborar este hecho. Además, como se ha dicho anteriormente todos los resultados se pueden consultar en el anexo 1 y ver como la tendencia es clara, se puede quemar carbón de forma limpia.

#### 6.5.4. CONCLUSIONES AL ESTUDIO DE LA INFLUENCIA DE COMBUSTIBLE.

Lo que se saca como conclusión del análisis de la influencia de contaminantes es que la quema de carbón actualmente es mucho más limpia que la que se producía en centrales más antiguas. De igual forma el fuel oil actualmente presenta un comportamiento medioambiental negativo en cuanto a emisiones contaminantes. Por último se observa, en el caso de Aceca, como una central térmica que trabaja en el seno de una atmósfera C con una elevada potencia y emitiendo cantidades medias consigue unos aceptables valores de inmisión, lo que respalda la idea del buen funcionamiento del gas natural hoy día, si este opera bajo las condiciones óptimas.

Si bien es conocida la dependencia actual del fuel oil en diversas aplicaciones como arranques de las centrales térmicas o como combustible de apoyo en plantas térmicas del tipo CSP (concentrating solar power), entre otras, se hace, por ello, indispensable mejorar las tecnologías relativas a la reducción de sus emisiones.

Con todo esto lo que se quiere decir es que la eficacia del uso de combustibles a la hora de atacar el problema de la reducción de emisiones quedaría del siguiente modo:



Fig.4.19. Eficacia de los combustibles en cuanto a menor emisión de contaminantes se refiere. Siendo el gas natural el más eficaz y el carbón usado antiguamente el menor.

## 6.6 CASOS DE ESTUDIO.

### 6.6.1. SANTURCE 2007. CERCS 2007. PUERTOLLANO 2005.

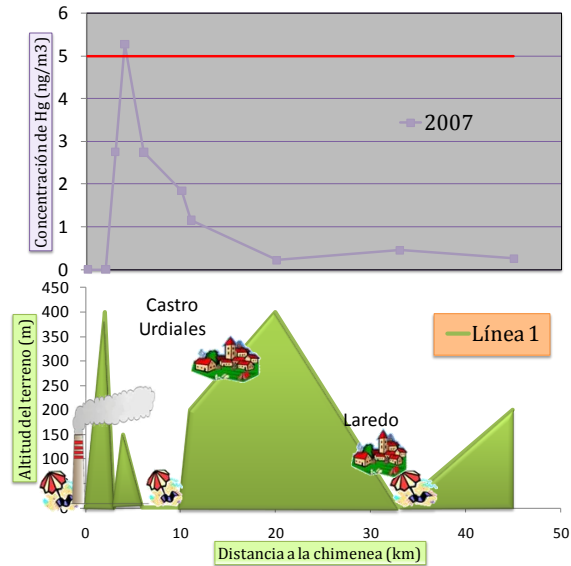


Fig.4.20. Línea 1 Santurce. Atmósfera tipo D.

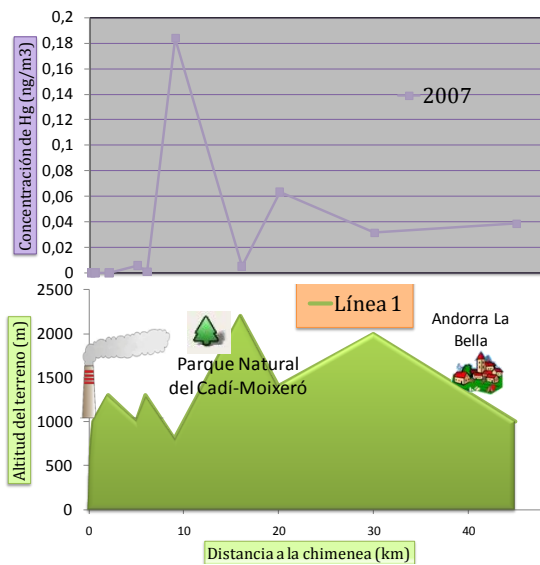


Fig.4.21. Línea 1. Cercs. Atmósfera tipo C.

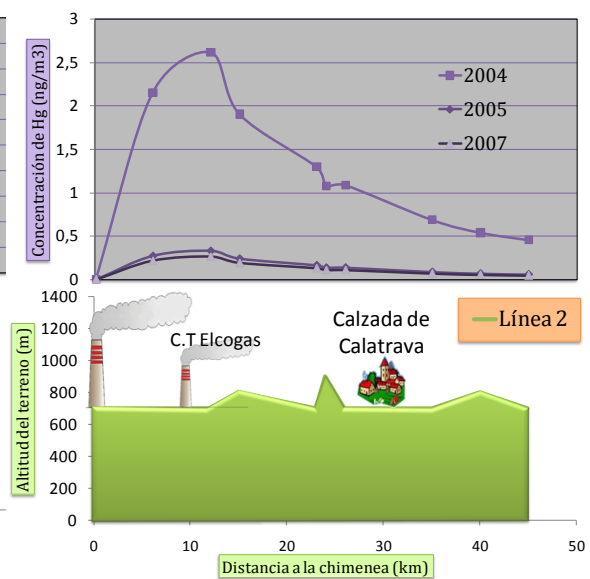


Fig.4.22. Línea 2. Puertollano. Atmósfera tipo C.



Para cada una de estas plantas térmicas se ha tomado la línea en la cual las concentraciones son máximas, por ser, de hecho, la más representativa.

Central	Año en que emite Hg.	Mercurio emitido al año. [kg]	Máximos de concentración registrados. [ng/m <sup>3</sup> ]	Tipo de Atmósfera	Año inicio actividad	Potencia desarrollada [MW]
Cercs	2007	14,9	0,18388354	C	1971	160
Santurce	2007	15,1	5,27942757	D	2005	1335
Puertollano	2005	15,3	0,33390427	C	1972	221

Tabla.4.19. Características de las centrales de Cercs, Santurce y Puertollano.

Este caso es bastante representativo de la gran influencia que tiene el tipo de atmósfera.

Generalizando se establece que las tres emitieron unos 15 kg de mercurio anuales viéndose, claramente, como en las dos con atmósferas tipo C se alcanzan en todo caso valores muy inferiores al límite establecido como tolerable y en Santurce, con atmósfera tipo D, éste se alcanza e incluso se supera. Se aprecia que la zona menos contaminada de la central térmica de Santurce comprende aproximadamente el tramo entre los pueblos de Castrourdiales y Laredo y aún así nos encontramos frente a concentraciones muy superiores a los máximos obtenidos en las otras dos, con atmósferas tipo C.

No se puede olvidar la influencia de la tecnología. Cercs y Puertollano inician su actividad en los primeros años de la década de los 70 mientras que Santurce es una de las centrales analizadas más nuevas. Santurce desarrolla una potencia más de seis veces mayor a las otras dos centrales pero siendo de 2005 en ningún caso se podría permitir alcanzar tan elevados valores ya que se entiende que una central tan potente llevará un tratamiento de gases más refinado que las de los años 70. Sea como fuere la cantidad neta de mercurio emitido al ambiente en estas tres centrales es similar, es decir, que tampoco se puede olvidar que centrales como la de Cecs o la de Puertollano, de unos 200 MW de potencia, vierten a la atmósfera la misma cantidad de mercurio en kilogramos que una más de seis veces más potente que ellas, si bien es cierto que Cercs y Puertollano provocan menor impacto medioambiental que Santurce.

Por relacionar la potencia de algún modo diremos que si Cercs y Santurce vierten 15 kg a la atmósfera alcanzando máximos de unos 0,25 ng/m<sup>3</sup> (tomando un valor intermedio entre 0,18388354 y 0,33390427 ng/m<sup>3</sup>) y son de unos 200 MW. Entonces, Santurce que también emite unos 15 kg y tiene 1300 MW de potencia (es decir, es unas 6,5 veces más potente que las otras dos) debería obtener máximos del orden de:

$$6,5 \cdot 0,25 = 1,625 \text{ ng/m}^3$$



Esto es una estimación lineal para obtener conclusiones sencillas relacionadas con la potencia de cada central. Pese a esta estimación rápida, vemos como ni siquiera tenemos máximos rondando los  $1,625 \text{ ng/m}^3$  en Santurce, lo cual desmontaría la teoría seguida, si no que nos encontramos con unos máximos cercanos a  $5 \text{ ng/m}^3$ . Por ello se puede determinar que pese a la tecnología más antigua de las centrales de Cercs y Puertollano, al encontrarse estas en una atmósfera tipo C y vertiendo la misma cantidad de mercurio al ambiente, los niveles de inmisión se ven reducidos, en este caso, aproximadamente en un 95% de los máximos alcanzados para las mismas condiciones en el seno de una atmósfera tipo D.

La Central Térmica de Santurce es tiene como combustible gas natural, hecho que en esta ocasión no parece significativo ya que tiene unas emisiones de más de cinco veces superiores al límite establecido de  $5 \text{ ng/m}^3$ . Y por tanto no se pueden obtener conclusiones claras en relación a sí se reducen las emisiones de mercurio con el uso de gas natural frente a carbón o no.

6.6.2. ABOÑO 2008. ACECA 2007. LITORAL DE ALMERÍA 2008. PASAJES 2007

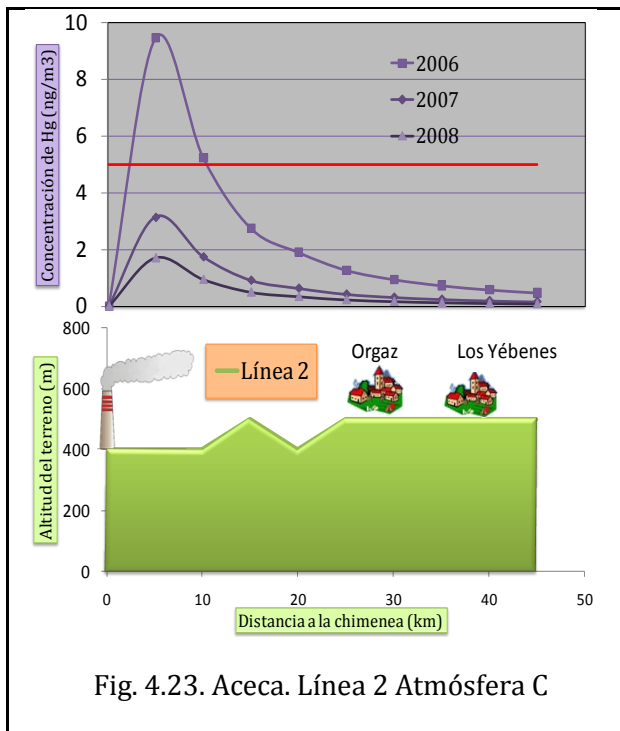


Fig. 4.23. Aceca. Línea 2 Atmósfera C

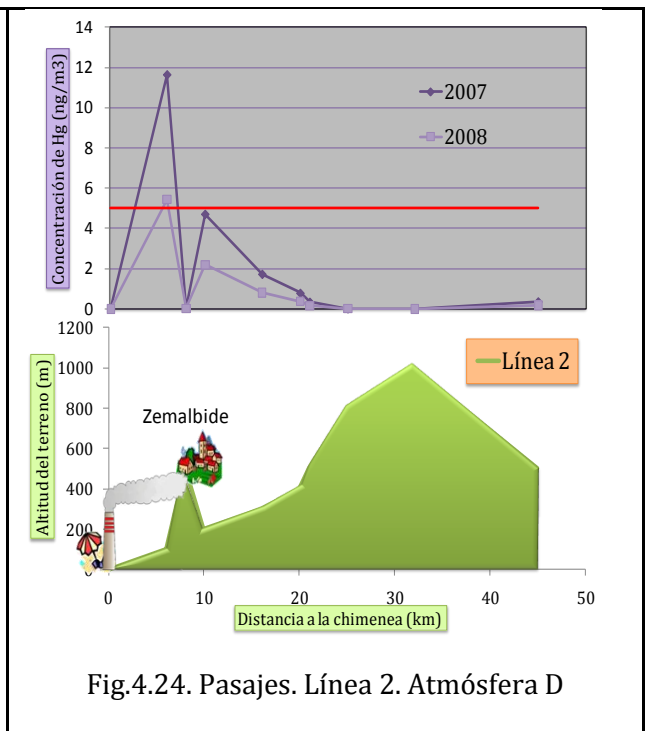


Fig.4.24. Pasajes. Línea 2. Atmósfera D

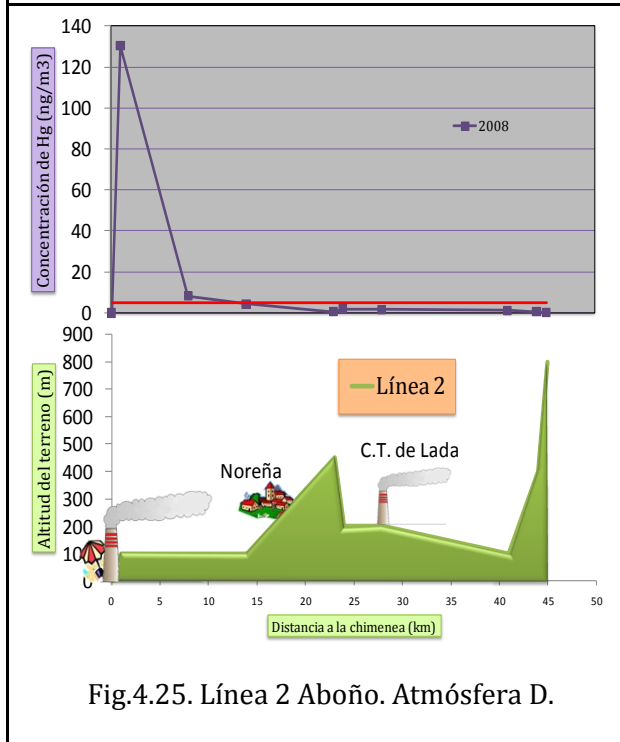


Fig.4.25. Línea 2 Aboño. Atmósfera D.

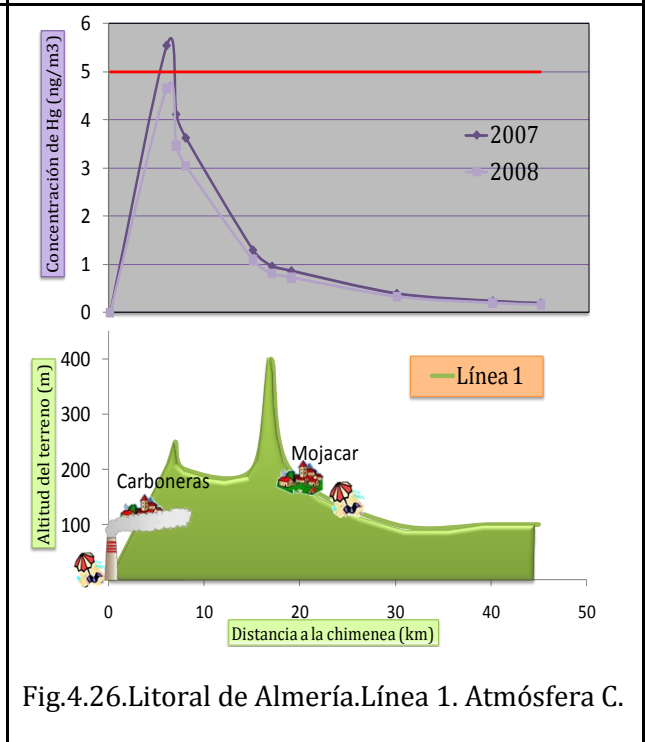


Fig.4.26. Litoral de Almería. Línea 1. Atmósfera C.

Central	Año en que emite Hg.	Mercurio emitido al año. [kg]	Máximos de concentración registrados. [ng/m <sup>3</sup> ]	Tipo de Atmósfera	Año inicio actividad	Potencia desarrollada [MW]	Combustible
Aceca	2007	55,5	3,1446777	C	2006	400	Gas Natural
Pasajes	2007	55,5	11,64374854	D	1968	323	Carbón
Aboño	2008	56	130,438906	D	1974	903	Carbón
Litoral Almería	2008	64,3	4,65709208	C	1997	1168	Carbón

Tabla.4.20. Características de las centrales de Aceca, Pasajes, Aboño y Litoral de Almería

Aceca y Pasajes vierten los mismos kilogramos de mercurio a la atmósfera en 2007 y desarrollan potencias muy similares (400 y 323 MW respectivamente). Aceca dispersa mejor sus contaminantes, obteniendo menores niveles de inmisión debido a que se encuentra en el seno de una atmósfera ligeramente inestable (tipo C) y tiene una tecnología actual (de 2006). Estos factores se hacen notar frente a la atmósfera neutra de Pasajes y la antigua tecnología que tendrá una central que inició su actividad en 1968.

La tecnología más actualizada de Litoral de Almería y la atmósfera ligeramente inestable en la que se encuentra, favorecen que se alcancen valores de inmisión mucho menores (un 97% inferiores) que en una que desarrolla una potencia similar como lo es la altamente contaminante Aboño.

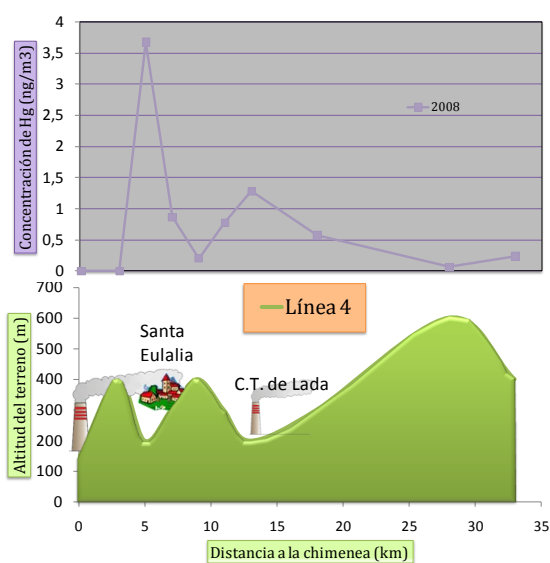
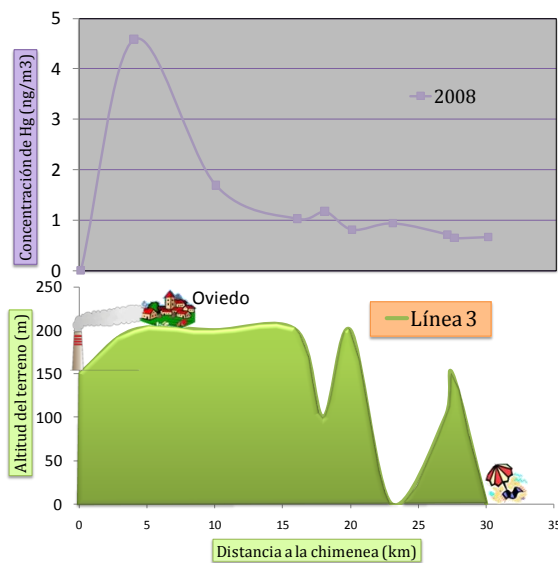
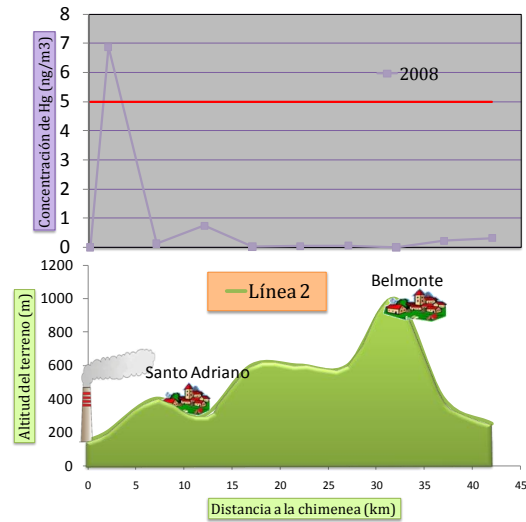
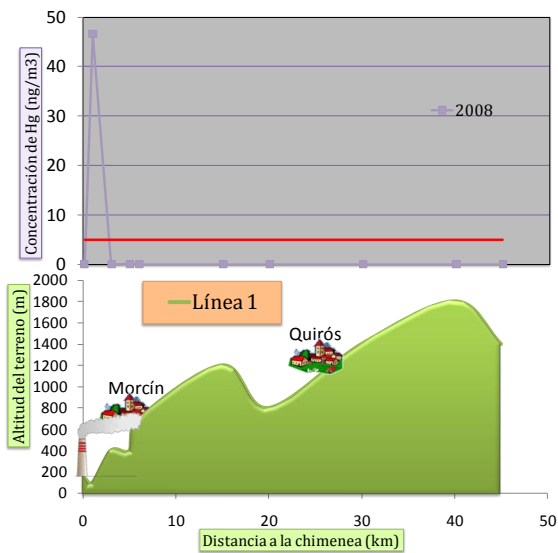
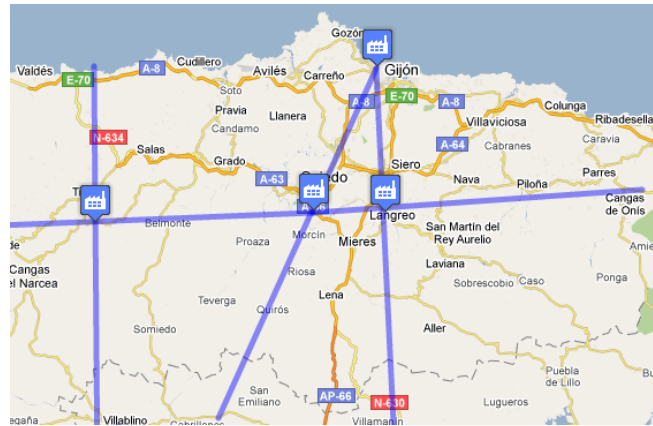
### **6.6.3. LOS BARRIOS VS SOTO DE RIBERA (MISMA POTENCIA, MISMO COMBUSTIBLE, MISMOS KG EMITIDOS, NIVELES DE INMISIÓN DISPARES).**

Al observar la gráfica de “Niveles de inmisión máximos vs kg de Hg emitidos cada año” se observa como primer punto singular los altos niveles de inmisión alcanzados en Soto de Ribera frente a los relativamente bajos de Los Barrios, siendo la cantidad de mercurio emitida en cada una de estas centrales bastante parecida (18,2 kg/año en Los Barrios y 20 kg/año en Soto de Ribera).

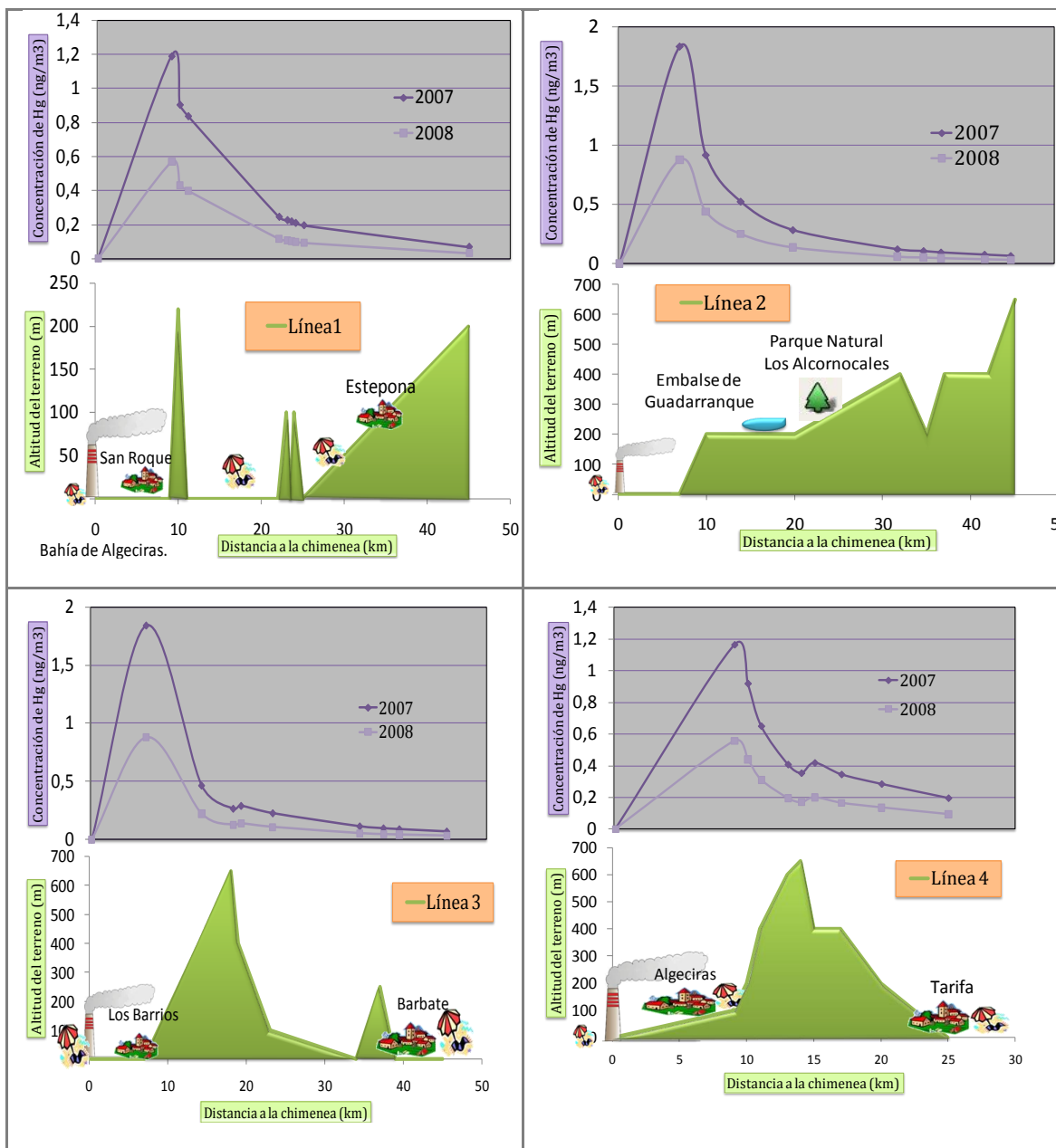
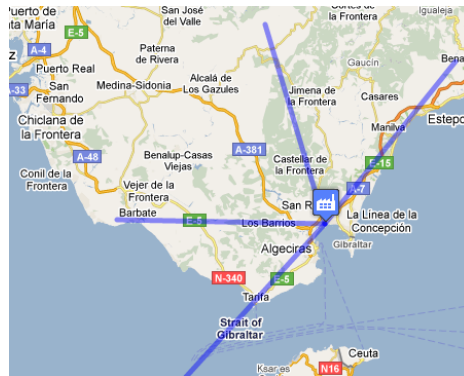
Las potencias que desarrollan sendas centrales son similares, Los Barrios 567 MW y Soto de Ribera 672 MW, por lo que generalizando se podrá decir que tienen una potencia de unos 600 MW y emiten unos 20 kg/año. Por otro lado ambas queman carbón. Con estas premisas se procederá al estudio del emplazamiento, la estabilidad atmosférica y la tecnología existente en cada una de ellas para comprobar el por qué de la diferencia de niveles de inmisión obtenidos.

Los Barrios inicia su actividad en 1985 mientras que Soto de Ribera lo hace en 1962. De este primer hecho se puede deducir que la tecnología (más antigua) de Soto de Ribera es menos eficaz que la de Los Barrios.

Central Térmica Soto de Ribera:



Central Térmica de Los Barrios:





Los Barrios presenta atmósfera inestable tipo C (favorece los movimientos verticales de las masas de aire) mientras que en Soto de Ribera nos encontramos en el caso de atmósfera neutra, D. Lo que se deduce de este hecho es que los movimientos de las masas de aire son favorables en lo que a dispersión de contaminantes se refiere. Una atmósfera neutra hace que los picos de inmisión se encuentren más cercanos al punto de emisión. Como se puede ver en las gráficas superiores, Los Barrios alcanza sus máximos alrededor de los 8 km de la central mientras que en Soto de Ribera (con atmósfera neutra) estos máximos se encuentran siempre a distancias menores a 5 km de la central y con valores mucho más elevados. Este tipo de atmósferas no favorece la dispersión de contaminantes, así se encuentran mayores concentraciones en el suelo cercano (menor a 5 km) a las centrales con este tipo de atmósferas.

Se aprecia como en Soto de Ribera el relieve tampoco favorece la dispersión. Atendiendo a la línea 1, el valle que se encuentra a unos 3 kilómetros de la central provoca el mayor pico de concentración. La línea 3 tiene una orografía más adecuada para la dispersión de contaminantes y aún así encontramos unos valores máximos cercanos a  $5\text{ng}/\text{m}^3$ , en todo momento mayores que en la central térmica de Los Barrios, en la cual son siempre inferiores a  $2\text{ng}/\text{m}^3$ , gracias a la atmósfera inestable y el correcto emplazamiento ya que, como se pueden ver en las gráficas, en ningún momento los contaminantes se encuentran en su viaje con un gran valle en el que permanecer retenidos, al menos en la fase inicial de dispersión (primeros 15km) que es donde más afectaría.

Así se llega a la conclusión de que para el mismo combustible quemado (carbón) y los mismos kilogramos de mercurio emitidos ( $20\text{kg}/\text{año}$ ) en centrales térmicas que desarrollan la misma potencia (600 MW), la tecnología existente, el tipo de atmósfera y el emplazamiento son factores determinantes para una correcta dispersión de contaminantes y reducir así el impacto medioambiental provocado.

En este caso por la incorrecta ubicación, la tecnología antigua y la atmósfera neutra en que se encuentra, Los Barrios desarrolla máximos de inmisión ( $46,58532357\text{ng}/\text{m}^3$ ) que contaminan 25 veces más que una central similar a ella (Soto de Ribera,  $1,83755679\text{ng}/\text{m}^3$ ) pero con una correcta ubicación en el seno de una atmósfera que favorece la dispersión y con una tecnología más actual.

## 6.7 INFLUENCIA DE LA ALTURA DE CHIMENEA EN LA DISPERSIÓN DE CONTAMINANTES.

Históricamente desde que se iniciaron los estudios de control de humos la altura de chimenea ha sido siempre una variable que se ha tratado con especial interés, como ya se ha descrito anteriormente, de ella depende que se supere la capa de inversión consiguiéndose así una buena dispersión de los contaminantes. Es por ello que se ha querido ver la influencia de ésta.

Para ello se ha fijado una cantidad ficticia de 100kg de Hg emitidos para varias centrales, se han observado los valores obtenidos para la planta tipo descrita de chimenea de 40m y a continuación se ha variado este valor para ver la influencia de aumentar la altura de la chimenea.

A continuación se presentan los resultados así como las consecuencias obtenidas.

Nombre del Complejo	Máximos de inmisión obtenidos para chimenea de 40 m	Máximos de inmisión obtenidos para chimenea de 80 m	% de reducción en los niveles de inmisión
Central Térmica Litoral de Almería	7,24275596	6,98483728	3,56105723
Central Térmica Los Barrios	4,8229837	4,62356639	4,13472909
Central Térmica de Palos de la Frontera	18,22005	16,6201453	8,78101195
Central Térmica de Aboño	232,926618	72,9624237	68,6757897
Central Térmica Soto de Ribera	232,926618	131,533699	43,5299839
Central Térmica de Alcudia	36,9943942	23,7106879	35,9073492
Central Termica de Castellón	13,5211015	12,4062013	8,24563168

Tabla.4.21. Influencia de la altura de la chimenea en la reducción de las emisiones.

Los resultados son claros y se aprecia cómo al aumentar la chimenea el doble de su altura esta dispersará los contaminantes de una forma que los niveles de inmisión alcanzados son menores. Esto no quiere decir que se contamine menos, si no que se dispersa más. Los kilogramos que se vierten por la chimenea son los mismos pero la mejor dispersión hace que pueblos que se podrían ver afectados con problemas en la salud por contaminación por mercurio no los tengan.





Se ve la gran influencia en centrales como las de Soto de Ribera o Aboño en las cuales la atmósfera es neutra (tipo D) y se produce una peor dispersión, así con una elevación de la altura de chimenea se consigue superar la capa de inversión y hacer que los contaminantes se dispersen favorablemente. El caso de la Alcudia también es representativo, se reduce un 35% los niveles de inmisión alcanzados. Como se puede comprobar sobre mapa, Alcudia se encuentra en la Isla de Palma de Mallorca, por lo que tendrá una influencia muy importante de las brisas marinas, así, elevando la altura de chimenea puede librarlas de un modo que favorezca la ya remarcada dispersión.

Con estos resultados se sabe el por qué de que Aboño fuese la central contaminante. Anteriormente no era consecuente determinar que la central térmica de Aboño fuese la más contaminante, sólo se podía decir que era altamente contaminante ya que en todo momento los resultados estaban referidos a la planta tipo de 40m de altura de chimenea. Por tanto, no conociendo el dato real de altura de chimenea no se podía dictaminar tal efecto.



# Capítulo 5

PROPUESTA. PRESUPUESTO. CONCLUSIONES



# 1. PROPUESTA.

## 1.1. TRATAMIENTO DE GASES.

La propuesta que se va a realizar a continuación se ha decidido tomar en base al análisis de los capítulos precedentes. Se propondrá un emplazamiento con unas condiciones climatológicas y geográficas que favorezcan la dispersión de contaminantes y se elegirá un sistema de tratamiento de gases eficaz en la reducción de emisiones de mercurio, pero sin olvidar la reducción de los demás grandes contaminantes.

Si se sintetizan las ideas recogidas en el Capítulo 3 se tiene que, actualmente, algunos de los sistemas de reducción para los grandes contaminantes son:

- **SOx:** Caldera de lecho fluidizado o desulfurador, scrubber.
- **NOx:** Reducción selectiva, SNCR o SCR.
- **Materia Particulada (MP):** Precipitadores electrostáticos (ESP) o filtros de mangas.

Las nuevas líneas de investigación para la reducción de las emisiones de mercurio, como por ejemplo la inyección de carbono activado, están todavía en fases de desarrollo tal como se ha visto en el Capítulo 3. La emisión de gases contaminantes a la atmósfera es una problemática actual en el que hay que actuar instantáneamente. Ya que no se puede dejar de actuar en la reducción de emisiones, para centrarse en la investigación de esto, y la implantación de sistemas en desarrollo podría no dar buenos resultados, por estar en pruebas, o ser excesivamente cara, por no estar estos sistemas comercializados, se ha concluido en aplicar procedimientos y dispositivos ya existentes y ampliamente probados que actualmente se comercializan sin problemas.

Se han estudiado diferentes posibles soluciones y se ha escogido la más adecuada. A continuación se detallan éstas.

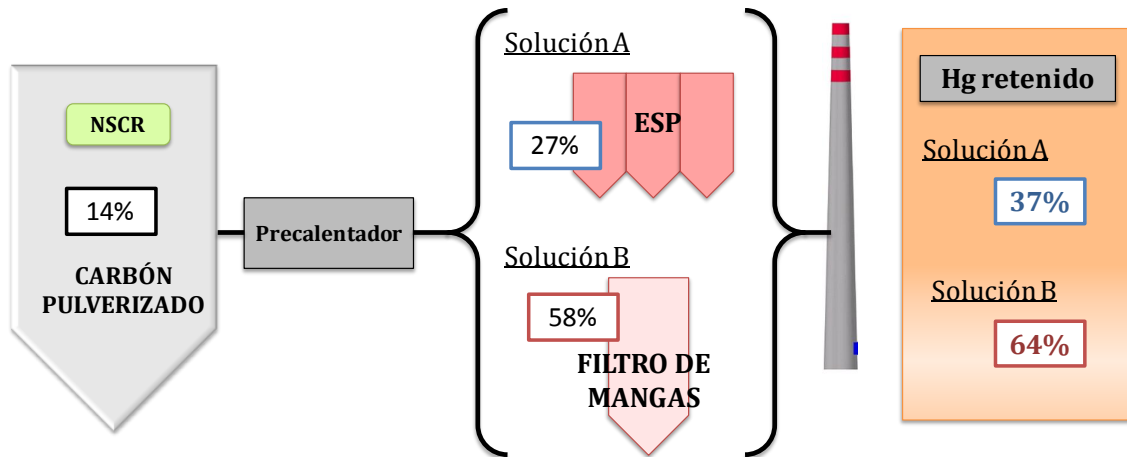


Fig.5.1 Caldera de carbón pulverizado con control de NOx más sistema de reducción de partículas. En la figura aparecen los porcentajes de mercurio que captura cada dispositivo así como el total.

Como se puede ver en la figura 5.1 la primera posibilidad estudiada es la de la colocación de una caldera de carbón pulverizado con control de NOx, seguida de un sistema de reducción de las emisiones de materia particulada como podría ser un ESP (solución A) o bien un filtro de mangas (solución B). La solución A consigue reducir las emisiones de mercurio en un 37% y la B un 64%. Pese a que con un filtro de mangas se conseguirían mejores reducciones teóricas de mercurio, lo cierto es que las partículas procedentes de una caldera de carbón pulverizado podrían provocar demasiado desgaste de las mangas, por lo que la solución a adoptar sería la A. Esta configuración reduce las emisiones de mercurio en un porcentaje relativamente bajo (37%) y no actúa en lo que a reducción de emisiones de SOx se refiere (la B tampoco), por tanto esta configuración no es admisible si se persigue un buen resultado.

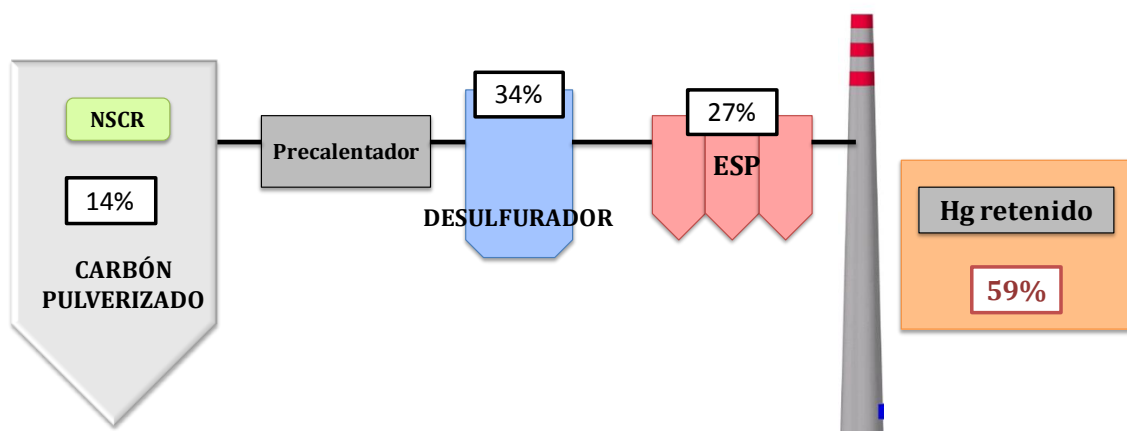


Fig. 5.2. Caldera de carbón pulverizado con control de NOx con desulfurador y ESP. En la figura aparecen los porcentajes de mercurio que captura cada dispositivo así como el total.

Una vez analizado el caso anterior se estudió el caso en el que sí fuera abordado el problema de las emisiones de SO<sub>x</sub> y se analizó lo que ocurriría con la instalación de un desulfurador. Como se puede ver en la figura, la instalación de dicho dispositivo produjo un aumento en la reducción de mercurio así como se tenía control sobre los NO<sub>x</sub> en la caldera y sobre los SO<sub>x</sub> en el desulfurador o scrubber.

Pese a que la solución precedente podría resultar satisfactoria se estudió un último caso, ver fig.5.3.

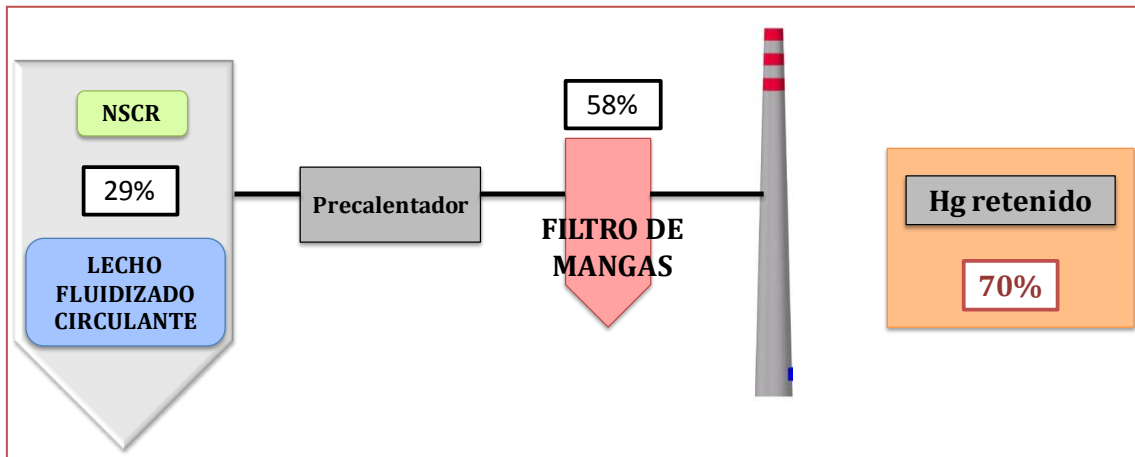


Fig.5.3. Caldera de lecho fluidizado circulante con control de NO<sub>x</sub> NSCR con desulfurador y filtro de mangas. En la figura aparecen los porcentajes de mercurio que captura cada dispositivo así como el total.

Como ya se ha comentado gracias a las características operativas del lecho fluidizado se consiguen reducir las emisiones de SO<sub>x</sub> hasta en un 90%. Además estas calderas permiten la utilización de sistemas SNCR y SCR para la reducción de los NO<sub>x</sub>. Y posteriormente se podría instalar un sistema ESP o filtros de mangas para reducir la emisión de MP. Los filtros de mangas son más apropiados ya que el polvo que se forman sobre el filtro pueden aumentar significativamente la eficiencia de captura y tal y como se comentó en el Capítulo 3, son capaces de eliminar el mercurio particulado y una fracción significativa del Hg<sup>2+</sup> y Hg<sup>0</sup>, por otro lado el tamaño de partículas en este tipo de calderas es menor y por tanto menos agresivo con las mangas.

Además, del Capítulo 3 se extrajo el resultado de que la categoría de lecho fluidizado con filtros de mangas había presentado los valores más altos de eliminación de mercurio en los datos ICR, de media un 86%. Aquí se ve como aplicando los porcentajes parciales se consigue un 70%, resultado también más que efectivo.

Por todo ello se concluye que el sistema de tratamiento de gases propuesto es un una caldera de lecho fluidizado circulante con inyección urea (NSCR) por ser un sistema de reducción de NO<sub>x</sub> efectivo y más económico que la SCR, ya que no se precisa de catalizador. Seguidamente se instala un filtro de mangas. Con esta configuración se garantiza una reducción de los NO<sub>x</sub>, los SO<sub>x</sub> y MP y se consigue el máximo porcentaje medio de mercurio retenido.

## 1.2. EMPLAZAMIENTO.

De los veintidós emplazamientos estudiados el escogido es el de la central térmica de Puertollano, a continuación se detallan las características de ésta y se explica el porqué de la elección.

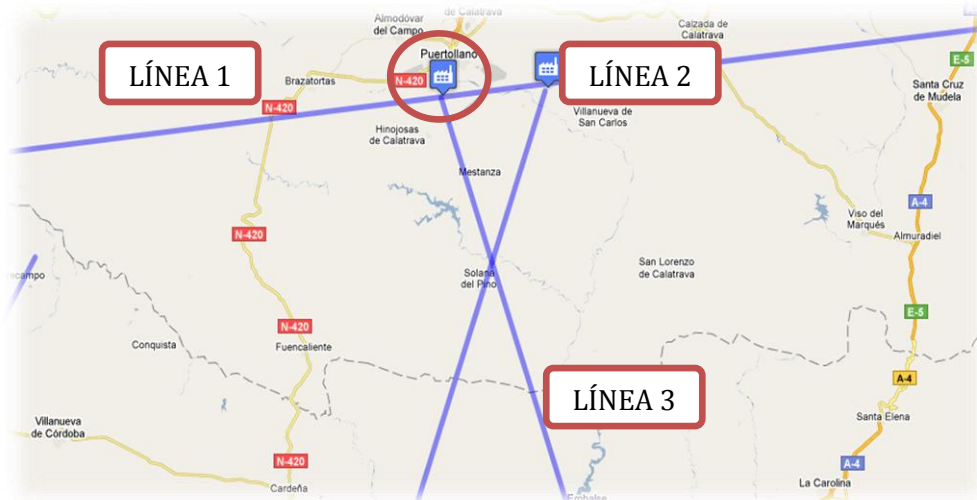


Fig.5.4. Emplazamiento central de Puertollano.

Parámetro	Valor diseño estándar
Altura de chimenea, m	40
Diámetro de salida chimenea, m	3
Velocidad de salida de los gases, m/s	10
Temperatura de salida de los gases, K	473
Temperatura atmosférica, K	298
Gradiente potencial de temperatura, K/m	$\frac{\Delta\theta}{\Delta z} = 0.0078$

Tabla.5.1 Características de diseño de la planta "tipo".

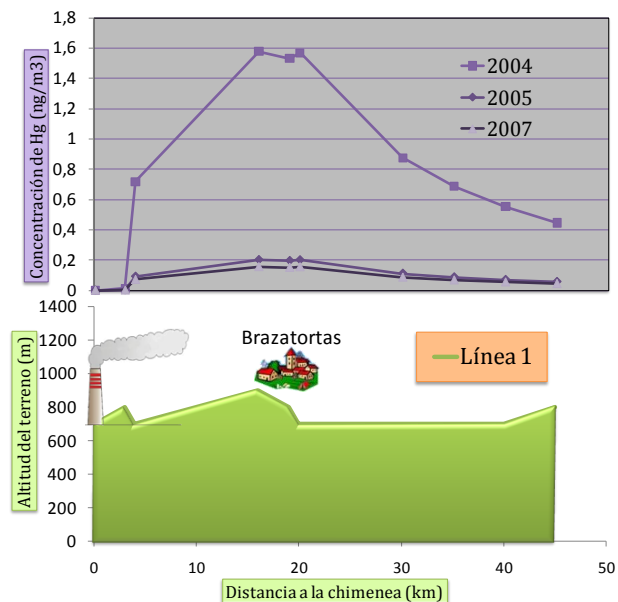


Fig 5.5. Línea 1. C.T. Puertollano

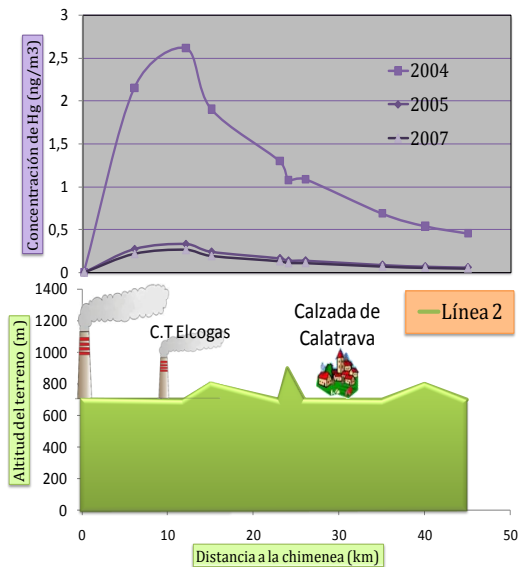


Fig.5.6. Línea 2. C.T. Puertollano

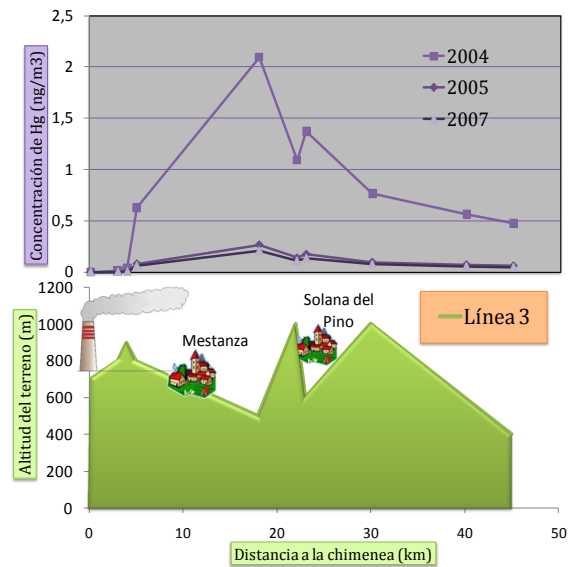


Fig. 5.7. Línea 3. C.T. Puertollano

Año de inicio de la actividad	Potencia	Estabilidad
1972	221	C

Tabla. 5.2. Características de la actual central de Puertollano.

Año	Kg de Hg emitido	Máxima inmisión y en qué línea.
2004	120	2,618856989 LÍNEA 2
2005	15,3	0,333904266 LÍNEA 2
2007	11,9	0,259703318 LÍNEA 2

Tabla. 5.3. Cantidad de mercurio emitido y máxima concentración alcanzada en la C.T. de Puertollano.

De los veintiún emplazamientos estudiados, se ha decidido escoger este por varios motivos:

- La central es de carbón y es el combustible que más se está analizando durante todo el proyecto.
- Está emplazada en una atmósfera tipo C, favorable para la dispersión de contaminantes.
- El emplazamiento geográfico se La Mancha no tiene grandes valles ni colinas que generen excesivos picos de concentración de contaminantes, así, se tendrán unas concentraciones suavizadas a lo largo de cada una de las trayectorias.
- La central está en consonancia con lo que emite, es decir, tiene una potencia pequeña pero emite poca cantidad de Hg. Cabe destacar que ni en 2004 cuando la central vertió a la atmósfera la elevada cantidad de 120 kg de Hg se alcanzó el nivel tolerable de 5 ng/m<sup>3</sup>.



## 2. PRESUPUESTO.

El presente presupuesto hace referencia al proyecto de “Análisis y evaluación de las emisiones de mercurio procedentes de las centrales térmicas españolas”.

En el estudio se requería un análisis sobre la situación real de las emisiones de mercurio de las centrales térmicas españolas, estudiando su emplazamiento geográfico, las condiciones climatológicas bajo las que operan y números factores, que se han podido ir viendo en capítulos anteriores, para tomar la decisión, después, de implantar en un futuro un sistema de tratamiento de gases que redujese éstas.

Cabe reseñar que lo que se requería era el estudio y una propuesta particular como conclusión, en ningún momento se trataba de un análisis detallado de cómo sería la instalación final. Es sabido que la propuesta realizada llevaría consigo una reforma completa de la central sobre la que se actuase, por ejemplo la implantación de la nueva caldera modificaría la potencia que la antigua central desarrollaba, es por ello que simplemente se ha querido dar una idea cuantitativa del coste económico, tan elevado, que supone la reforma de una central térmica y conocer el orden de magnitud de los dispositivos propuestos ya que estos variarán considerablemente su coste según sus condiciones operacionales, por ejemplo el número de mangas de un filtro o las características del lecho fluidizado encarecerán más o menos el presupuesto.

Este presupuesto recoge, también, las horas empleadas en la realización del estudio. No obstante se tendrá en cuenta que la ejecución del proyecto no se ha realizado con vistas a una posible comercialización que diera lugar a su amortización y rentabilización, es por ello que sólo se hace referencia al coste de las horas empleadas en su realización.

### 2.1 COSTES DIRECTOS

#### REALIZACIÓN DEL ANÁLISIS

Dado que la planificación temporal da el número de horas de trabajo previstas para la confección de los costos laborales se va a proceder a ella. Se parte de la base de que las personas que trabajan en el proyecto lo hacen en calidad de empleados de una empresa. Se debe tener en cuenta que el número de horas de trabajo efectivo de un trabajador ronda unas 1.575 horas laborables al año (descontando los días de vacaciones no laborables). Por otro lado hay que distinguir lo que recibe el trabajador como salario bruto y lo que cuesta a la empresa el trabajador (teniendo en cuenta Seguridad Social, etc.). Normalmente a la empresa, el trabajador le cuesta alrededor de 1,5 veces su nómina. Pongamos por ejemplo, como referencia que el alumno, tiene un sueldo de 1.000 euros al mes con 2 pagas extras, y que los tutores (personal con más experiencia) cobran el doble (2.000 euros). Por tanto lo que cuesta al año cada uno a la empresa es :





Alumno : 14 pagas \* 1000 euros \* 1.5 = 21.000 euros

Tutores : 14 pagas \* 2000 euros \* 1.5 = 42.000 euros

Por tanto, si cada uno de ellos trabaja 1.575 horas al año, el coste hora de cada uno es

Alumno : 21.000 euros / 1.575 horas = 13,33 euros/hora

Tutores : 42.000 euros / 1.575 horas = 26,66 euros/hora

Finalmente los costes laborales se obtienen multiplicando el coste hora de cada uno por el número de horas estimadas en la planificación.

Se va a estimar que el alumno durante 4 meses ha trabajado a jornada completa para la realización de este estudio y que el tutor le asesoraba cada semana en una cita que tenía cuatro horas de duración, así:

ALUMNO	40 horas semanales x 4 semanas al mes x 4 meses x 13,33 €/hora	<b>8531,20 €</b>
TUTOR	4 horas semanales x 4 semanas al mes x 4 meses x 26,66 €/hora	<b>1706,24 €</b>
<b>Total:</b>		<b>10237,44 €</b>

Tabla.5.4. Costes de realización del estudio.



## COSTES DEL TRATAMIENTO DE GASES

De nuevo reseñar que no se ha pretendido en ningún momento evaluar la cuantía de una instalación de tratamiento de gases. Lo que se ha determinado es la cuantía de los gastos que supondría la instalación de una nueva caldera de lecho fluidizado circulante con inyección de amoníaco seguido de un dispositivo de recolección de partículas como son los filtros de mangas. Es decir, no se tuvo en cuenta el coste de mano de obra de instalación de estos dispositivos, asunto que correrá a cargo de la empresa que así lo instale.

<b>Caldera de lecho fluidizado circulante con sistema SNCR</b>	<b>17.000.000</b> €
<b>Filtros de mangas</b>	<b>95.000</b> €
<b>Total:</b>	<b>17.095.000</b> €

Tabla.5.5. Costes del Sistema de tratamiento de gases

Costes de realización del estudio	<b>10237,44</b> €
Costes del Sistema de tratamiento de gases	<b>17.095.000</b> €
<b>Total costes directos:</b>	<b>17.105.237,44</b> €

Tabla.5.6. Costes directos

## 2.2. COSTES INDIRECTOS

Los costes indirectos por ser de determinación apriorística, se han calculado considerando un porcentaje estimado en un 12% de los costes directos.

**2.052.628,49** €

## 2.3. TABLA RESUMEN DEL PRESUPUESTO

<b>Costes directos</b>	17.105.237,44 €
<b>Costes indirectos</b>	2.052.628,49 €
<b>TOTAL</b>	<b>19157865,93</b> €

Tabla.5.7. Total

### 3. CONCLUSIONES.

Como se ha podido ir viendo a lo largo del proyecto, se fueron obteniendo conclusiones parciales en varios capítulos, de nuevo aquí, se recogen éstas recapituladas y se añade alguna referente a los últimos puntos.

- En la actualidad la mayor fuente de emisiones de mercurio a la atmósfera es la combustión de combustibles fósiles.
- Es muy difícil distinguir entre las emisiones naturales y las emisiones antropogénicas indirectas (re-emisiones), ya que el mercurio acumulado de manera natural participa de las mismas reacciones y procesos de transformación que el de origen antropogénico.
- Por su enorme superficie, el sistema marino es de especial importancia en la distribución, transporte y acumulación del mercurio y juega un doble papel de fuente y de depósito del mercurio.
- Los suelos próximos a grandes focos de emisión de mercurio, tales como plantas térmicas, acumulan gran parte del mercurio emitido convirtiéndose después en focos de reemisión del mismo. Los modelos de dispersión del aire establecen que cerca del 30% de la emisión anual de mercurio por parte de estos focos antropogénicos se deposita dentro de un radio de 5 km.
- El metilmercurio es la forma más preocupante ya que pasa a formar parte de la cadena trófica, bioacumulándose, biomagnificándose, es decir, la concentración de mercurio va aumentando en los organismos con posición más alta en la cadena alimentaria.
- La monitorización de los gases de combustión es hoy día indispensable para poder llevar a cabo un correcto control de éstas, se realiza con sistema de monitorización continua in situ o también llamados on line y/o se toman muestras repetidamente de los gases de combustión para que un laboratorio los analice. La combinación de técnicas (CVAAS, CVAFS ) hace posible una monitorización del mercurio pero aún no se han desarrollado lo suficiente como para conocer con exactitud la proporción de las especies salientes.
- La recogida de datos ICR sobre la captura de mercurio en las calderas y dispositivos de control existentes (EPA's Information Collection Request, ICR, to coal-burning utilities) indica que se produce una eliminación muy baja de mercurio en una caldera de carbón pulverizado, y que el nivel de oxidación del mercurio a la salida de la caldera se incrementa para bajas temperaturas y carbones con alto contenido en cloro.
- La eliminación de mercurio en los precipitadores electrostáticos del lado frío es de media 27% frente al 4% de los ESP del lado caliente. De los datos se extrae que la eliminación en filtros de mangas fue mayor, un promedio de 58%, debido al

tiempo de contacto sólido gas en la oxidación de las especies. La desulfuración de los gases de escape (FGD) tanto seca como húmeda elimina del 80% al 90% del mercurio gaseoso (II), pero el mercurio elemental ( $Hg^0$ ) no se ve afectado.

- Actualmente la combustión en lecho fluidizado está experimentando un gran auge, debido al mejor aprovechamiento del carbón y, por tanto, la menor emisión de gases contaminantes. La categoría de cámara de combustión de lecho fluidizado (FBC) más filtros manga presentó los valores más altos de eliminación de mercurio en los datos ICR. La alta eliminación de mercurio, 86%, en cámaras de combustión de lecho fluidizado con filtros de mangas se atribuyó a la captura de mercurio en alta emisión de cenizas volantes.
- Existen nuevos procesos industriales como en desarrollo como la oxidación o la gasificación integrada en ciclo combinado (GICC) que presentan una buena eliminación del mercurio. Los resultados de las pruebas de emisión ICR sobre la gasificación integrada realizados en dos plantas de ciclo combinado que funcionan con carbón en los Estados Unidos indican que aproximadamente la mitad del mercurio contenido en el combustible se retiene y que el resto es emitido casi por completo en forma de  $Hg^0$ .
- La captura de mercurio utilizando carbón activado o absorbentes nobles son procesos específicamente diseñados para la reducción de las emisiones de mercurio y están dando muy buenos resultados en las pruebas experimentales hasta ahora realizadas, así la inyección de carbón activado aguas arriba de cualquier dispositivo ESP o filtros de mangas es una actualización en la tecnología de control con un gran potencial de aplicación en todas las plantas eléctricas de carbón. Alcanzándose para estas nuevas técnicas reducciones de mercurio cercanas en ambos casos al 90%.
- Son muchas las centrales españolas que actualmente sobrepasarían el límite de  $5ng/m^3$  que ha sido establecido en el presente informe como permisible para el no daño de los ecosistemas si sus características de diseño fuesen las aquí consideradas.
- La tendencia en las centrales es hacia el uso de gas natural como combustible fósil por su eficacia y limpieza en el ámbito de emisiones. Las centrales tienden a ser de elevadas potencias cercanas al gigavatio con el objeto de amortizar los caros sistemas de tratamiento de gases para la reducción de las emisiones.
- La estabilidad atmosférica es un parámetro fundamental a la hora de decidir dónde se colocará una nueva planta térmica. El desarrollo y dispersión de los penachos de humo viene en gran medida influenciado por este factor. En una atmósfera inestable que favorece los movimientos de las masas de aire se ha demostrado que los contaminantes se dispersan mejor. Mientras que en atmósferas neutras
- El relieve orográfico es un factor a estudiar ya que, entre otros, los valles generan picos de contaminación por quedar retenidas las masas de aire contaminante en ellos.



- La altura de chimenea hay que definirla en base a los anteriores factores. Debe ser lo suficientemente alta como para superar la capa de inversión para favorecer la dispersión. Un aumento del doble en la altura de chimenea genera reducciones de niveles de inmisión de hasta el 35%.
  
- El fueloil es el combustible fósil con el que menos se reducen las emisiones mientras que el gas natural ha demostrado un buen comportamiento medioambiental. El carbón actual con los tratamientos de limpieza de gases hacen que el problema de las emisiones contaminantes se vea reducido en relación a las antiguas centrales con carbones no pretratados y sin sistemas de limpieza de gases.
  
- Tras el estudio económico se aprecia el gran coste que supone la reforma de una central para adaptarla al marco de reducción de emisiones.

# Referencias.

- [1] Kiely, Gerard "Ingeniería ambiental: fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión". McGraw-Hill.
- [2] Stanley E. Manahan "Introducción a la Química Ambiental". Ed.Reverté. UNAM.
- [3] Kiely, Gerard "Ingeniería ambiental : fundamentos, entornos, tecnologías y sistemas de gestión". McGraw-Hill.
- [4] Drbal, Lawrence F.Kiely " Power plant engineering" Black & Veatch.
- [5] Registro Estatal de Emisiones y Fuentes Contaminantes PRTR- ESPAÑA <http://www.prtr-es.es/>
- [6] John H. Pavlish\*, Everett A. Sondreal, Michael D. Mann, Edwin S. Olson, Kevin C. Galbreath,Dennis L. Laudal, Steven A. Benson. "Status review of mercury control options for coal-fired power plants" Elsevier.
- [7] U.S Enviromental Protection Agency. <http://www.epa.gov/>
- [8]European commission environment <http://ec.europa.eu/>
- [9]Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente. "Evaluación mundial sobre el mercurio". UNEP. <http://www.unep.org/>
- [10]Brian Gardiner "Temas Verdes Pensando en el Futuro Demandas de energía" Edelvives.
- [11] Apuntes asignatura "Tecnología Ambiental". Curso Adaptación al Grado en Ingeniería Mecánica.
- [12] Ana Isabel Cabañero Ortiz . Tesis Doctoral "*Acumulación-Interacción de especies de mercurio y selenio en tejidos animales: Desarrollo de nuevas tecnologías*". UCM.
- [13] Stein E.D., Cohen Y., Winer A.M., "Environmental distribution and transformation of mercury compound". Sci. Technol.
- [14] Lindqvist O., Jernelöv A., Johansson D., Rodhe H., "*Mercury in the Swedish environment: global and local sources*". Swedish Environmental Protection Board.
- [15] Universidad de Cartagena. <http://www.unicartagena.edu.co/Mercurio.htm>
- [16] IEA Clean Coal Center. [http://www.iea-coal.org.uk/site/ieacoal\\_old/clean-coal-technologies-pages/electrostatic-precipitators-esp?](http://www.iea-coal.org.uk/site/ieacoal_old/clean-coal-technologies-pages/electrostatic-precipitators-esp?)
- [17] Red eléctrica de España. Red eléctrica de España. <http://www.ree.es/>



[18] “Plan Nacional de Reducción de Emisiones de las grandes instalaciones de combustión existentes”. Ministerio de Medio Ambiente.

[19] Altman, R., Buckley, W., Ray, I. “Multi-Pollutant Control with Dry-Wet Hybrid ESP Technology, In the Proceedings of the Combined Utility Air Pollutant Control Symposium”

[20] Black & Veatch . Effective Mercury Reduction Strategy for Western Coal/K-Fuel Technology, Report to US EPA, March 2003.

[21] Ciemat. <http://www.energiasrenovables.ciemat.es/>

[22] Institute for Energy Research, The Facts about Air Quality and Coal-Fired Power Plants. <http://www.instituteforenergyresearch.org/2009/06/01/the-facts-about-air-quality-and-coal-fired-power-plants/>

[23] Olson, E.S., Zhuang, Y., Holmes, M.J., Pavlish, J.H. (2008). “Experimental Study on Mercury Capture in Coal-Derived Flue Gases Using Treated Activated Carbons”

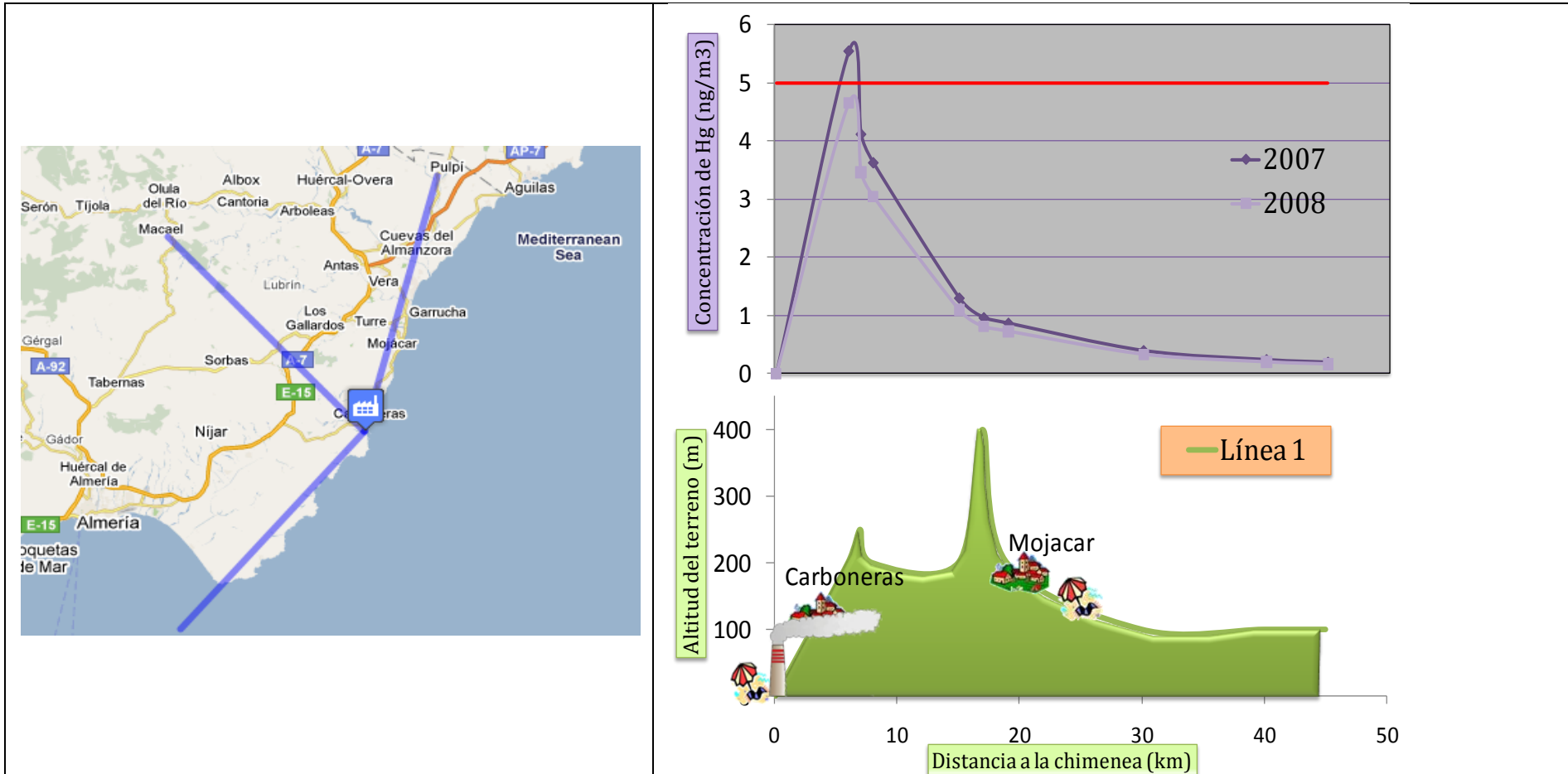


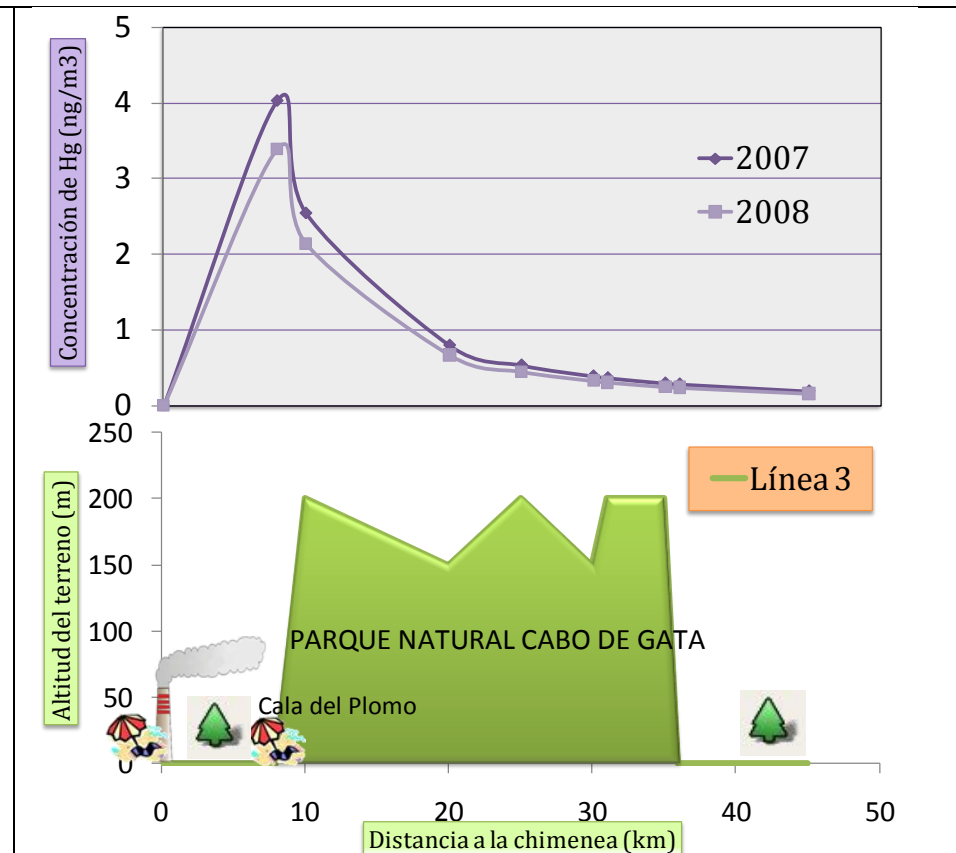
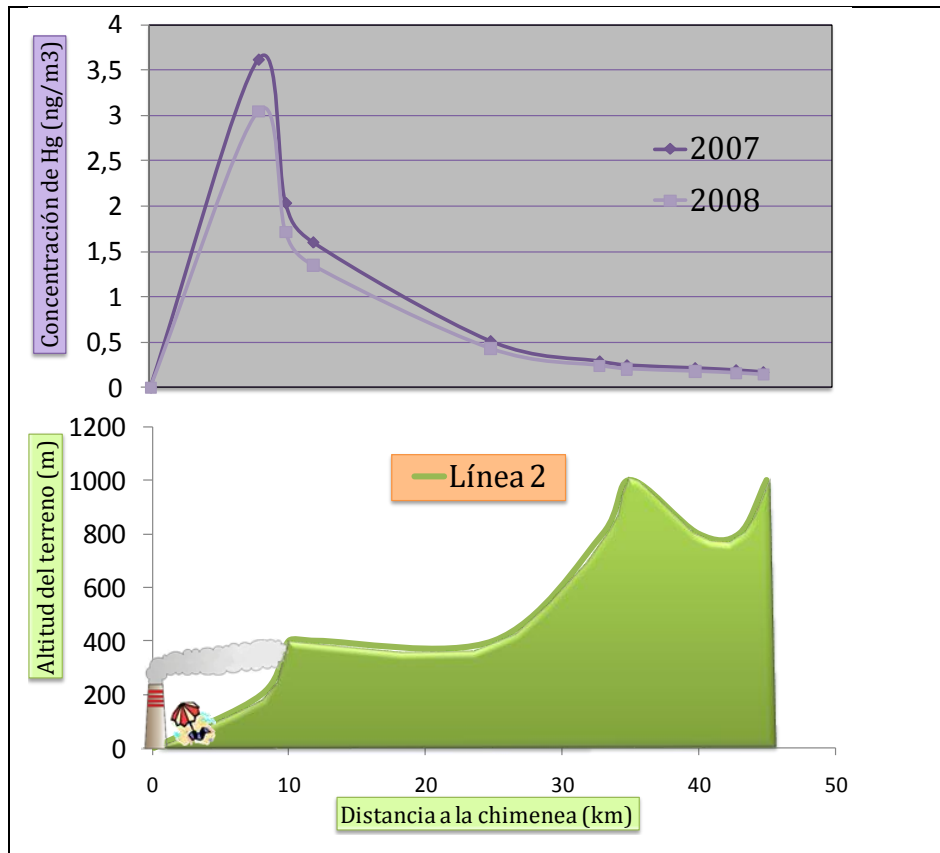
# Anexo 1

LISTADO DE GRÁFICAS DE NIVELES DE INMISIÓN DE CADA CENTRAL.

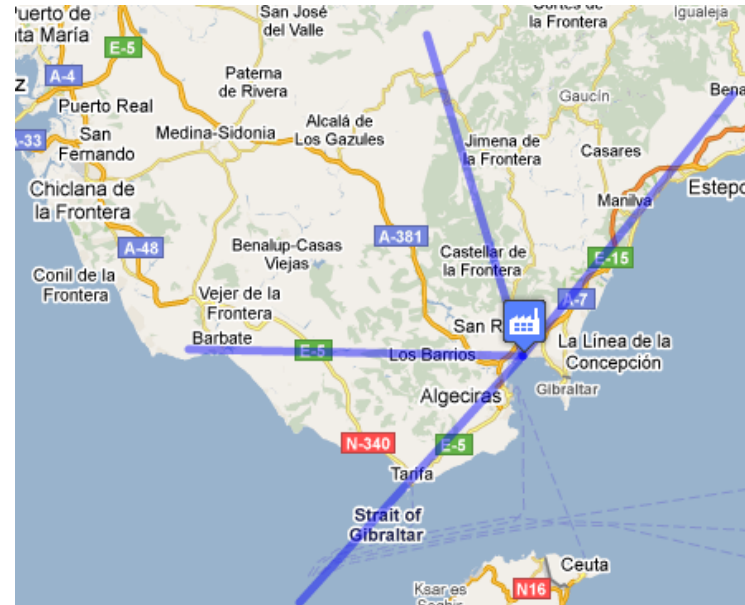


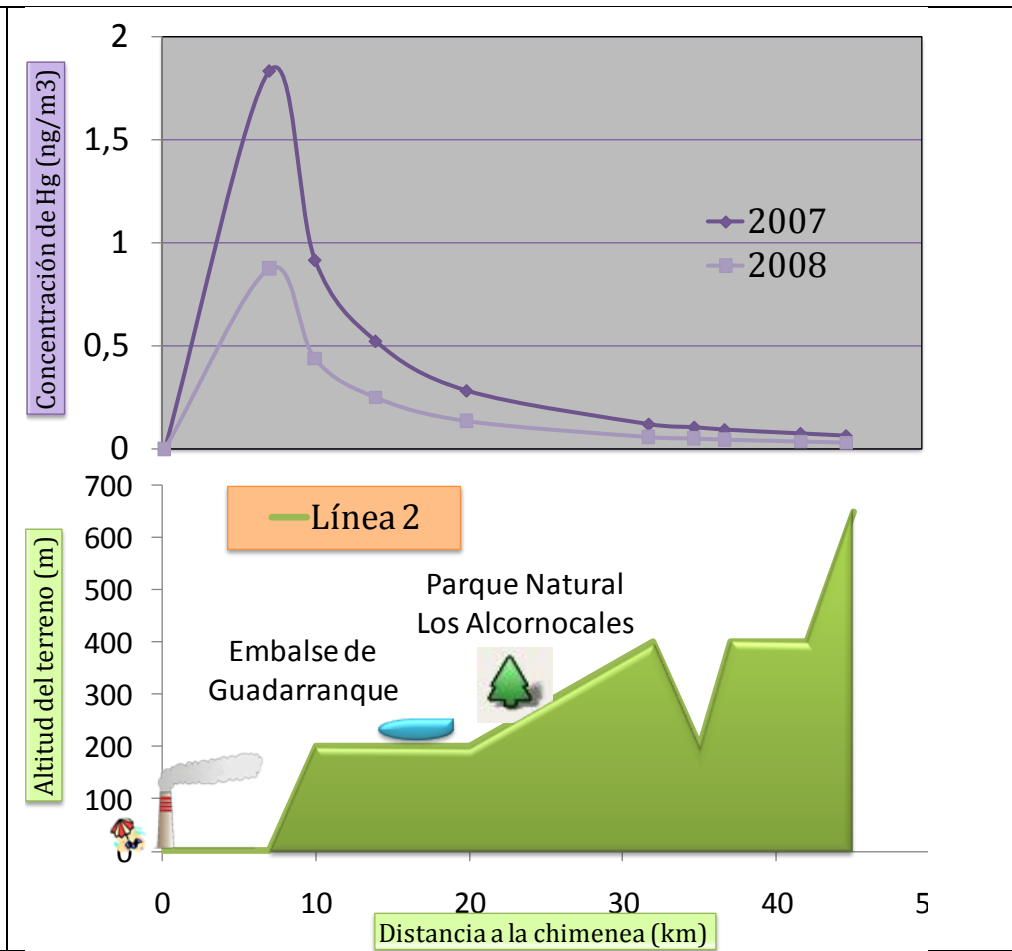
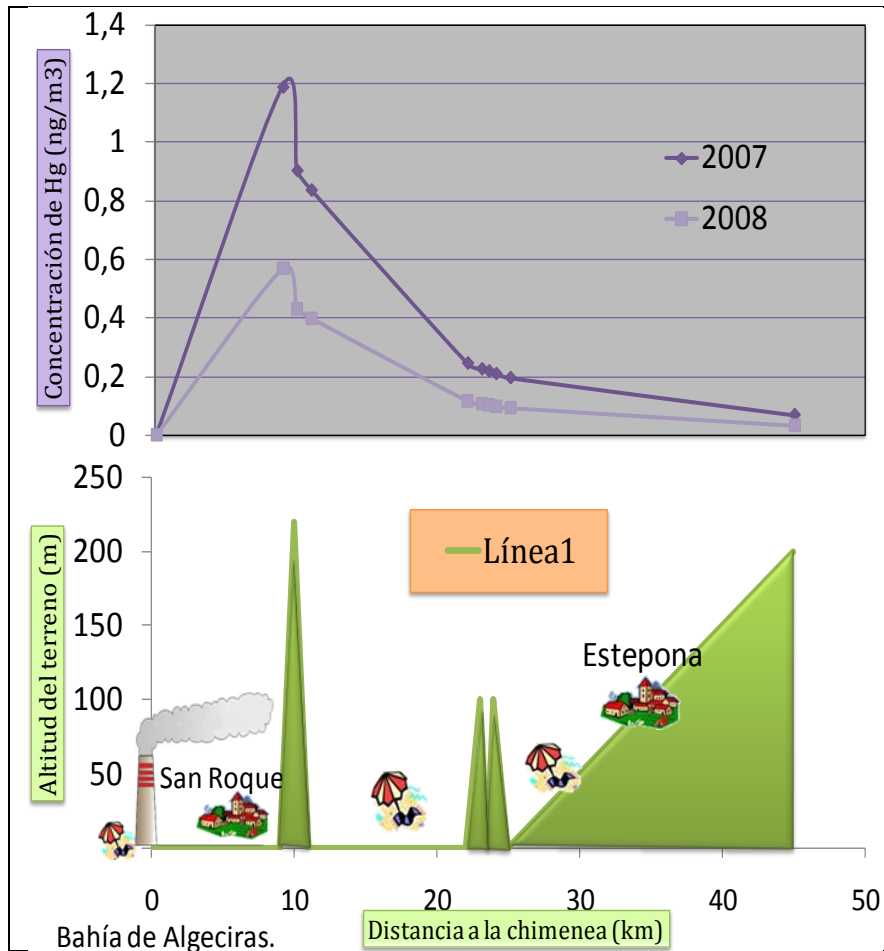
01.- Central Térmica Litoral de Almería. Carboneras.

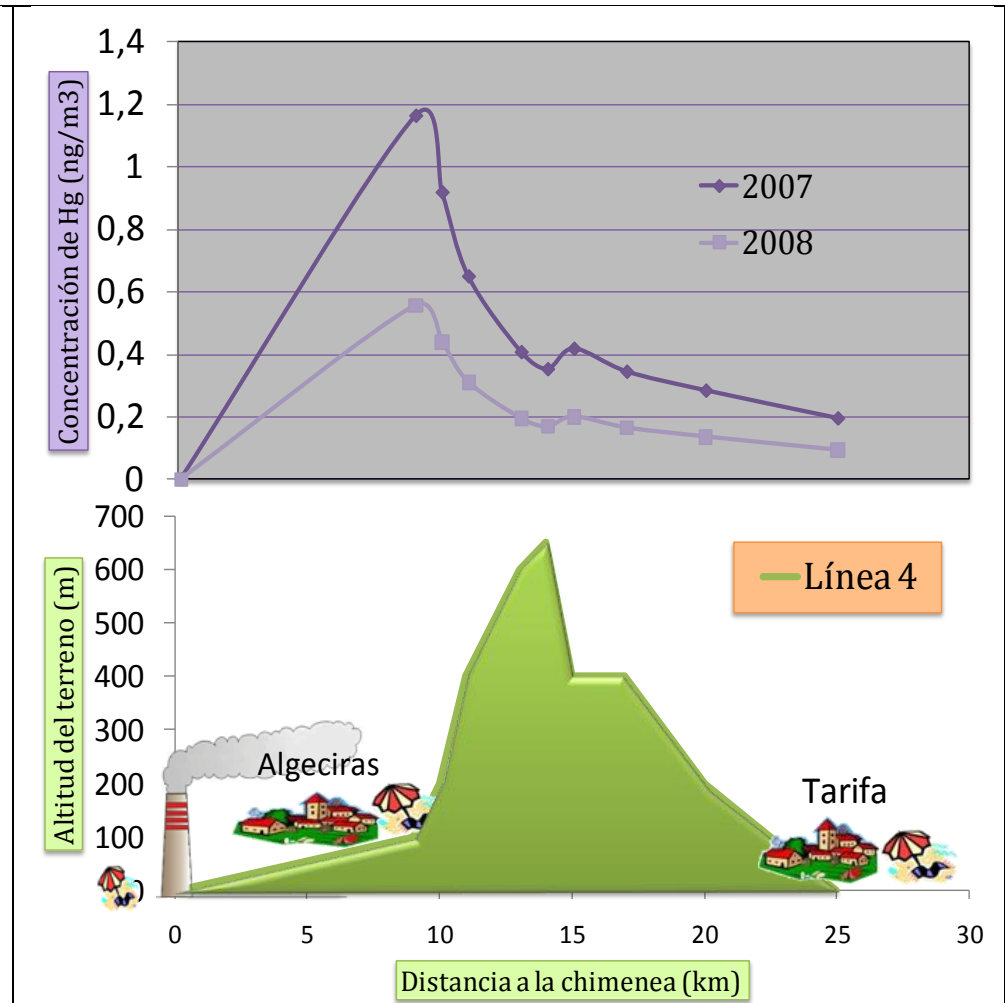
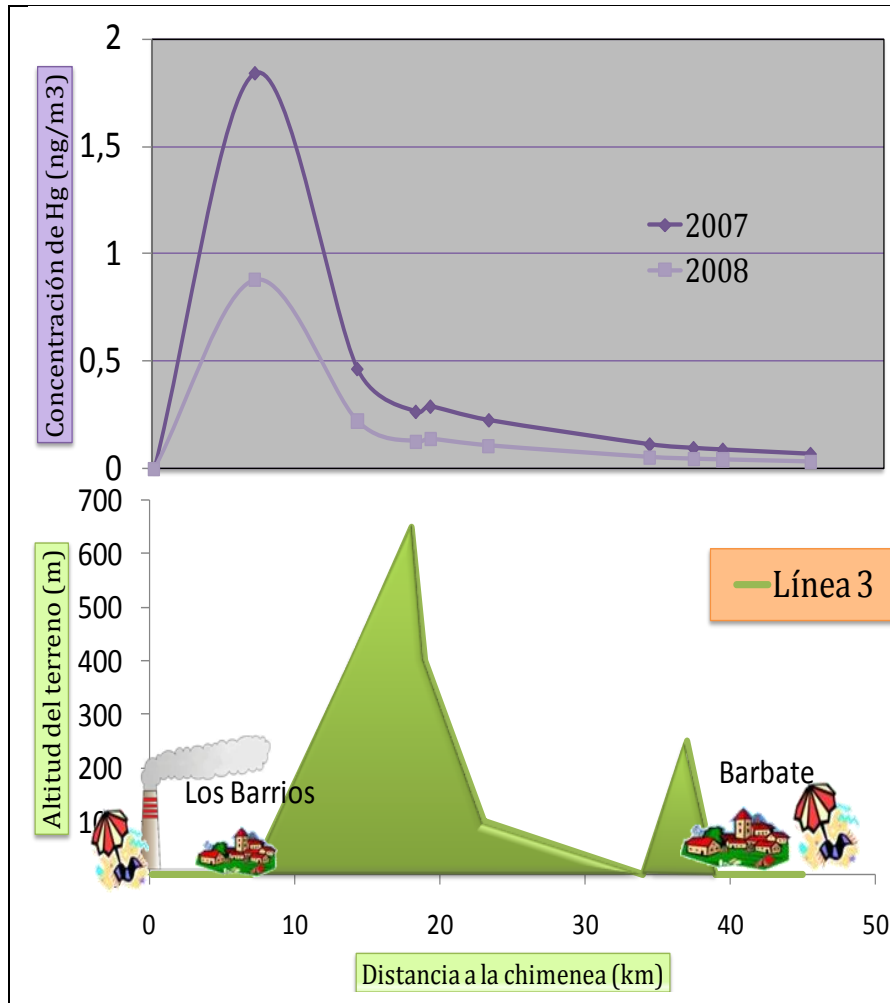




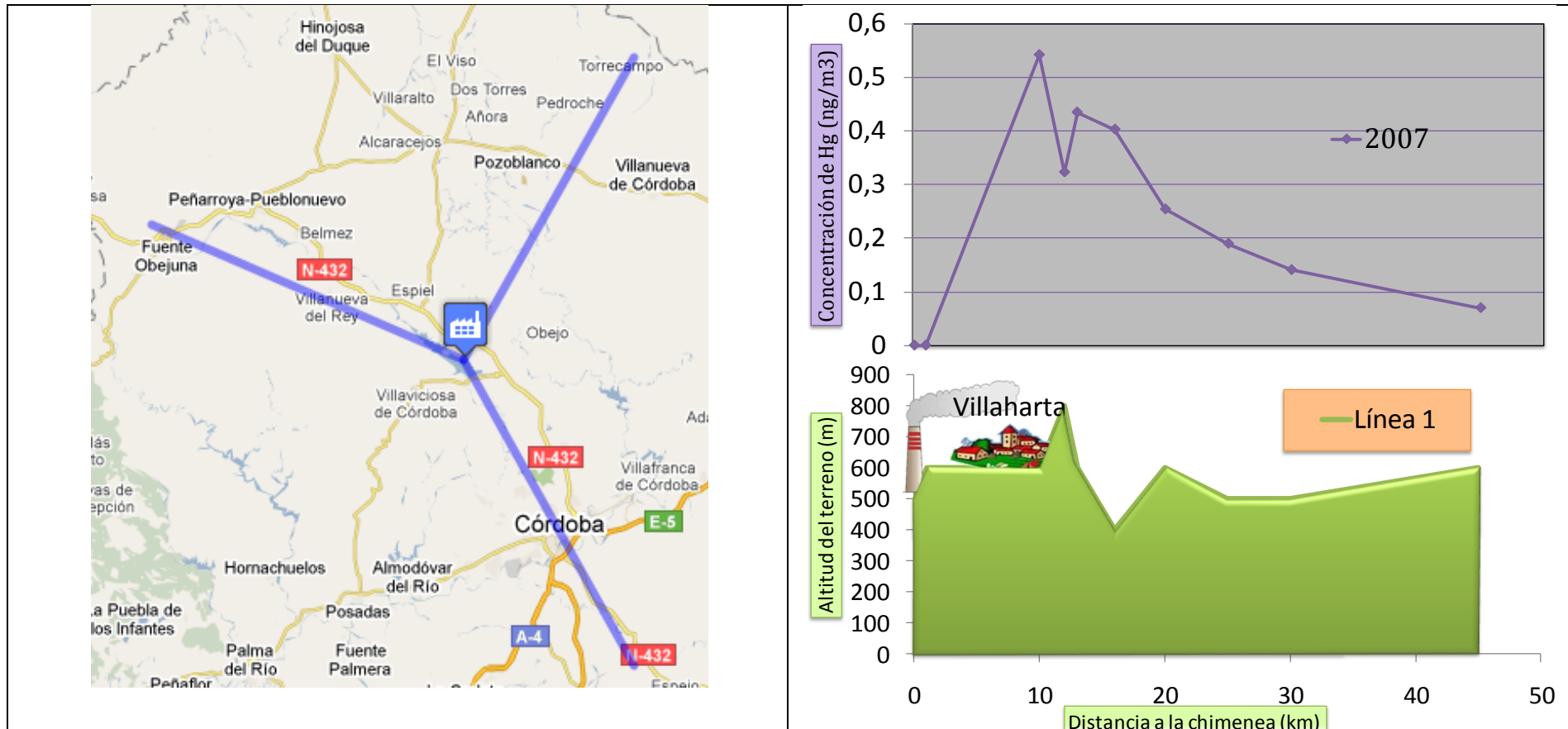
02.- Central Térmica de Los Barrios

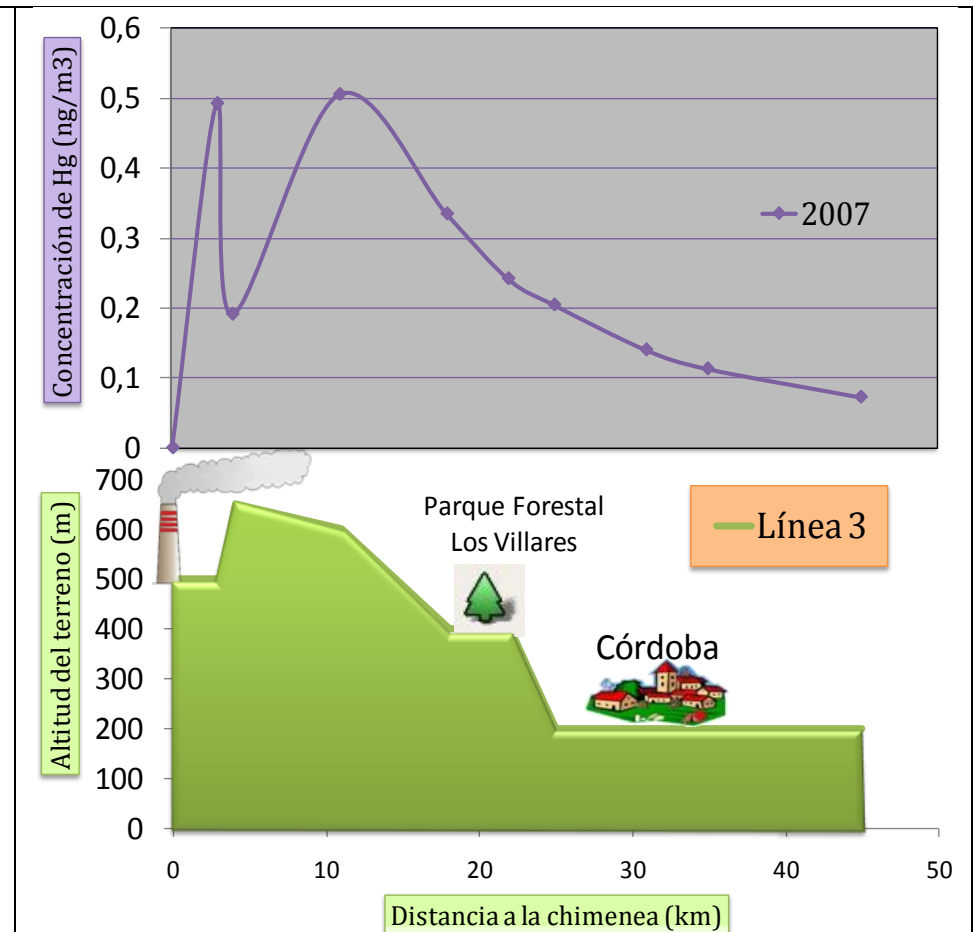
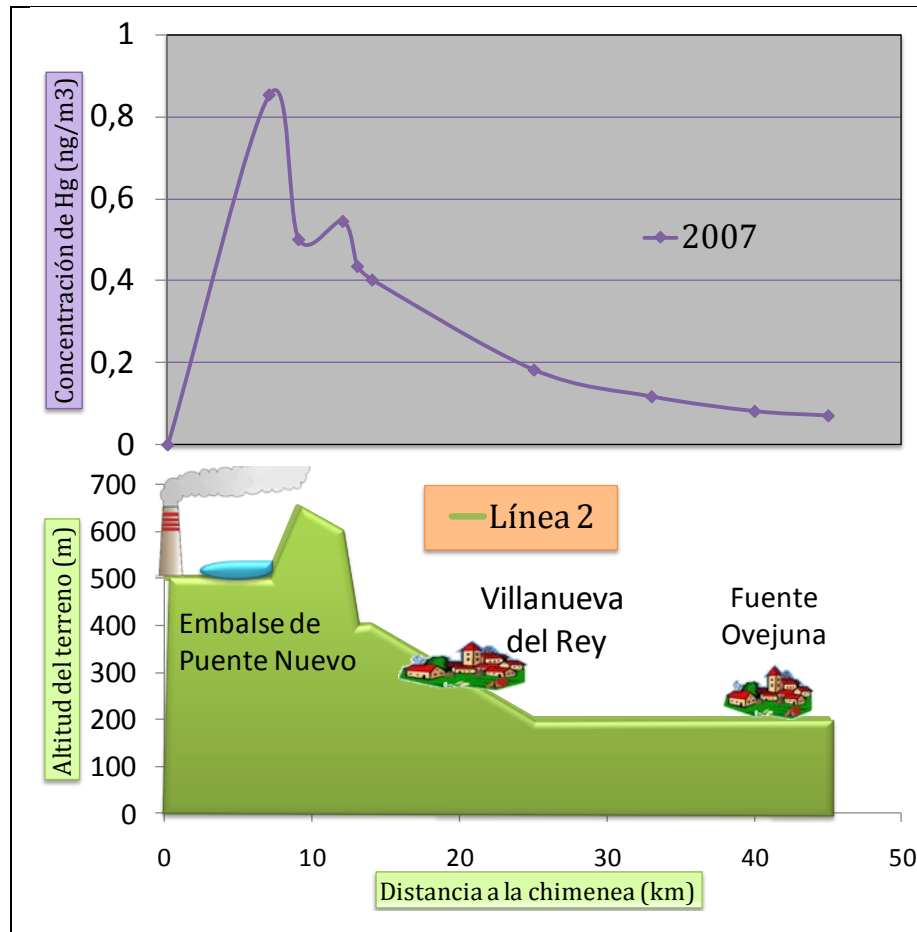




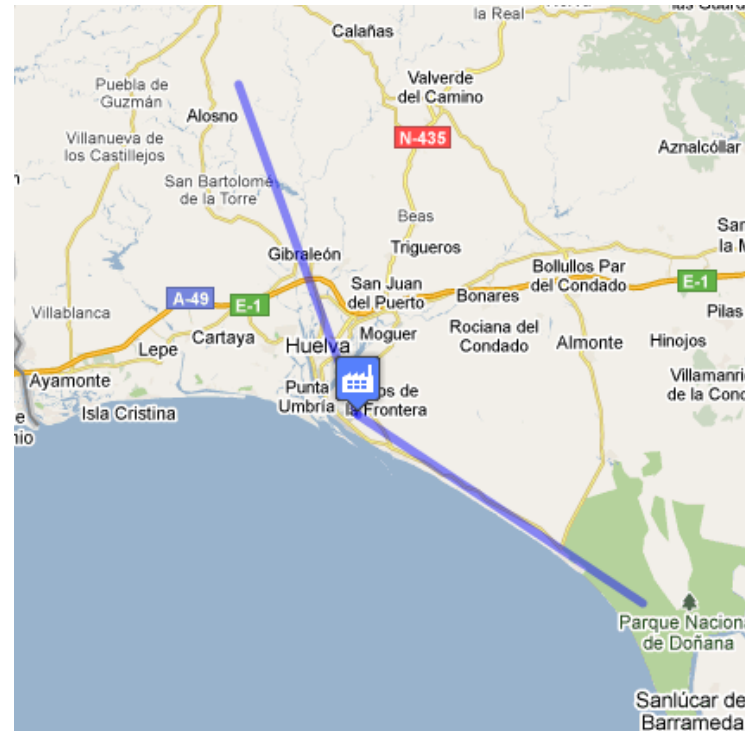


03.- Central Térmica de Puente Nuevo. Espiel.

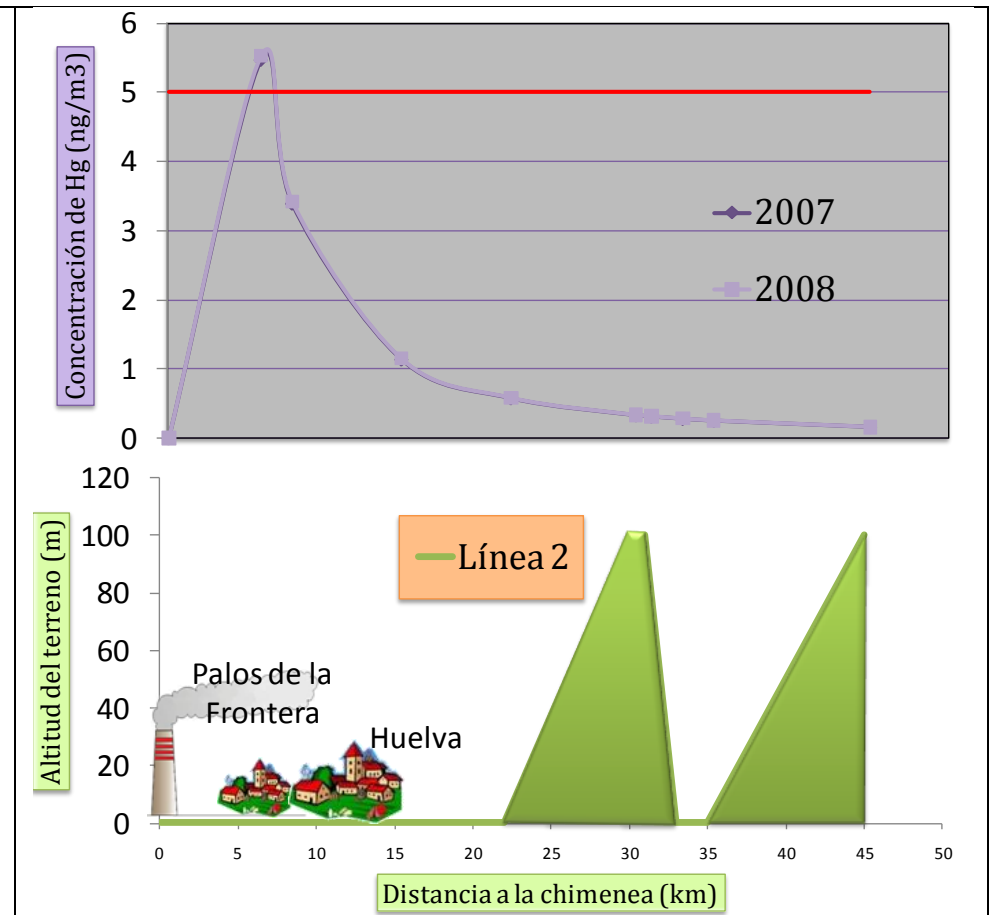
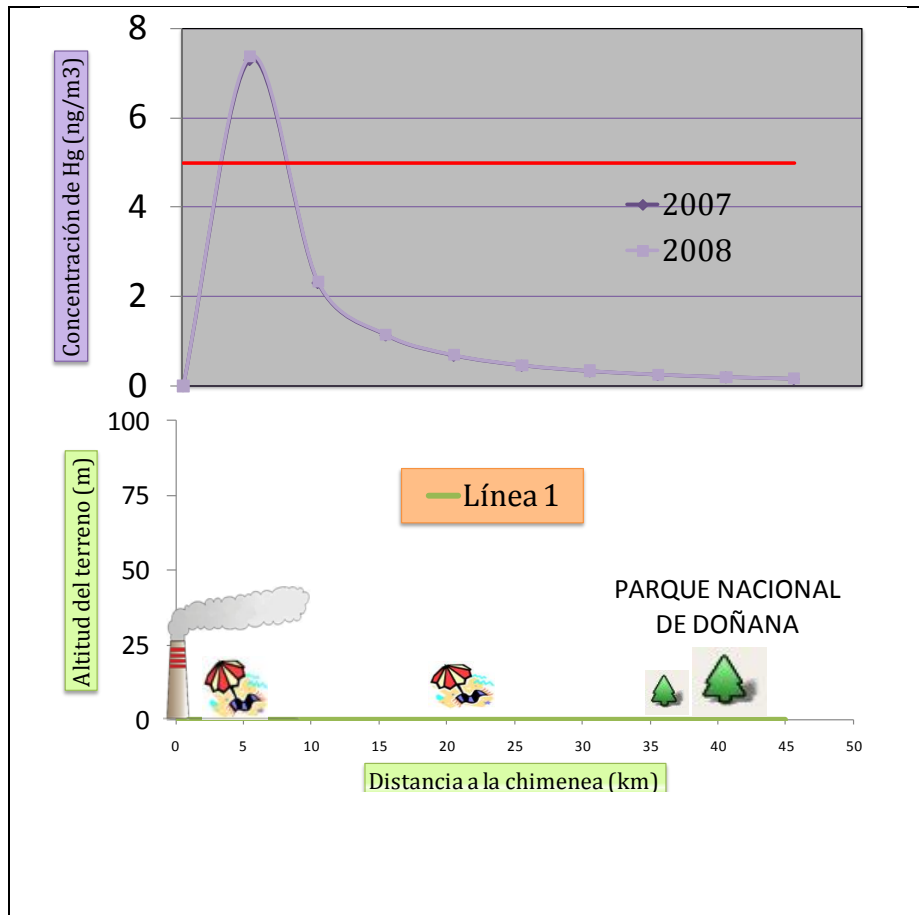




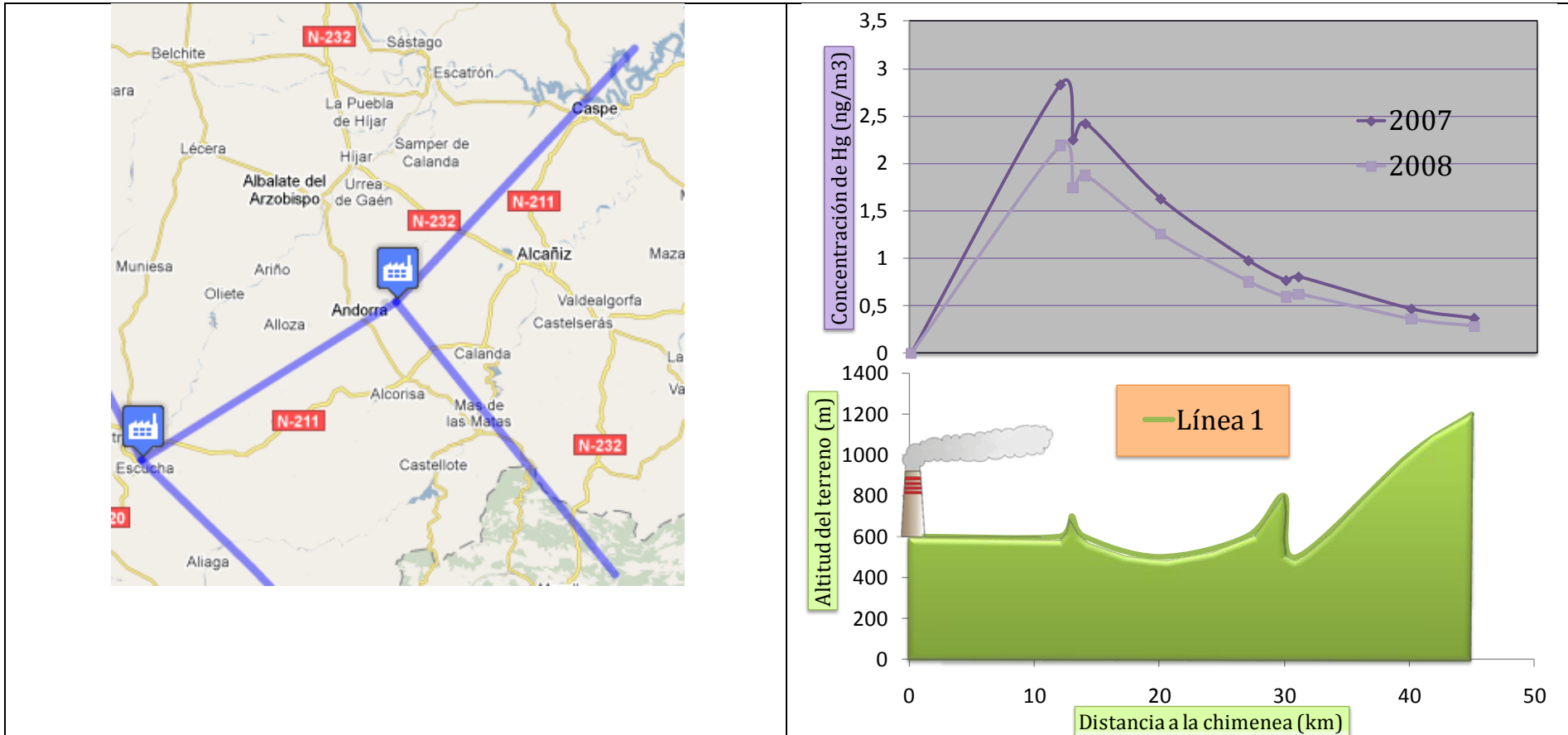
04.- Central Térmica de Palos de la Frontera.

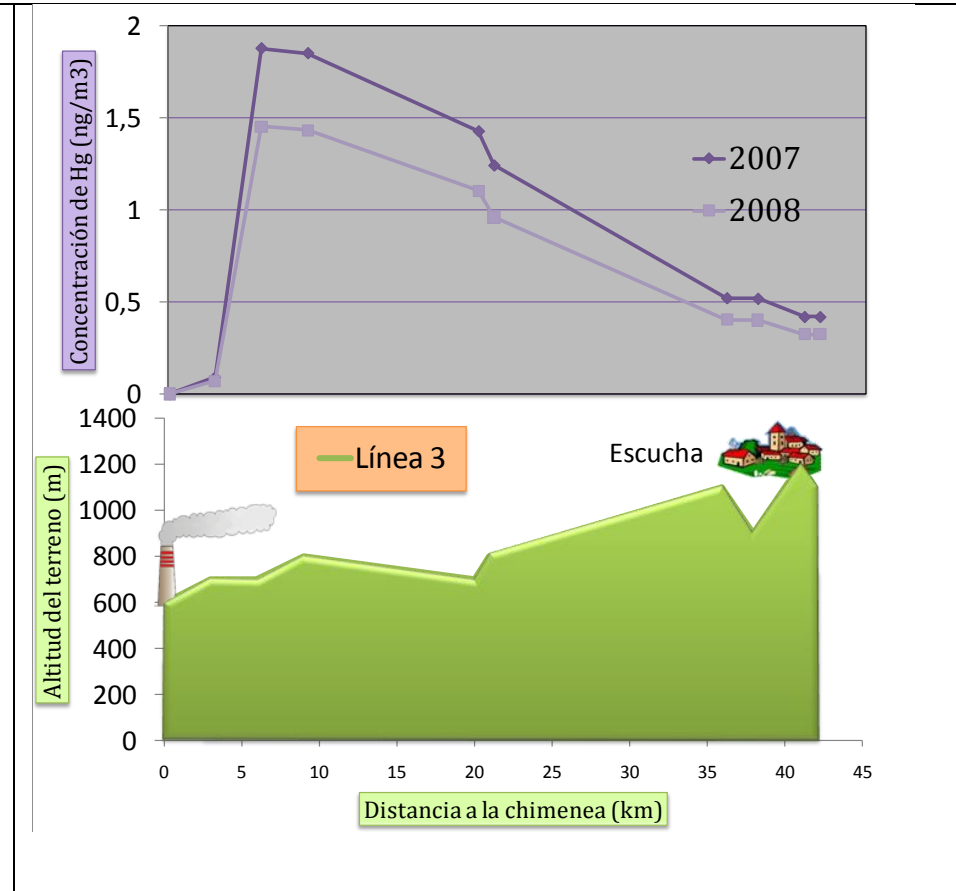
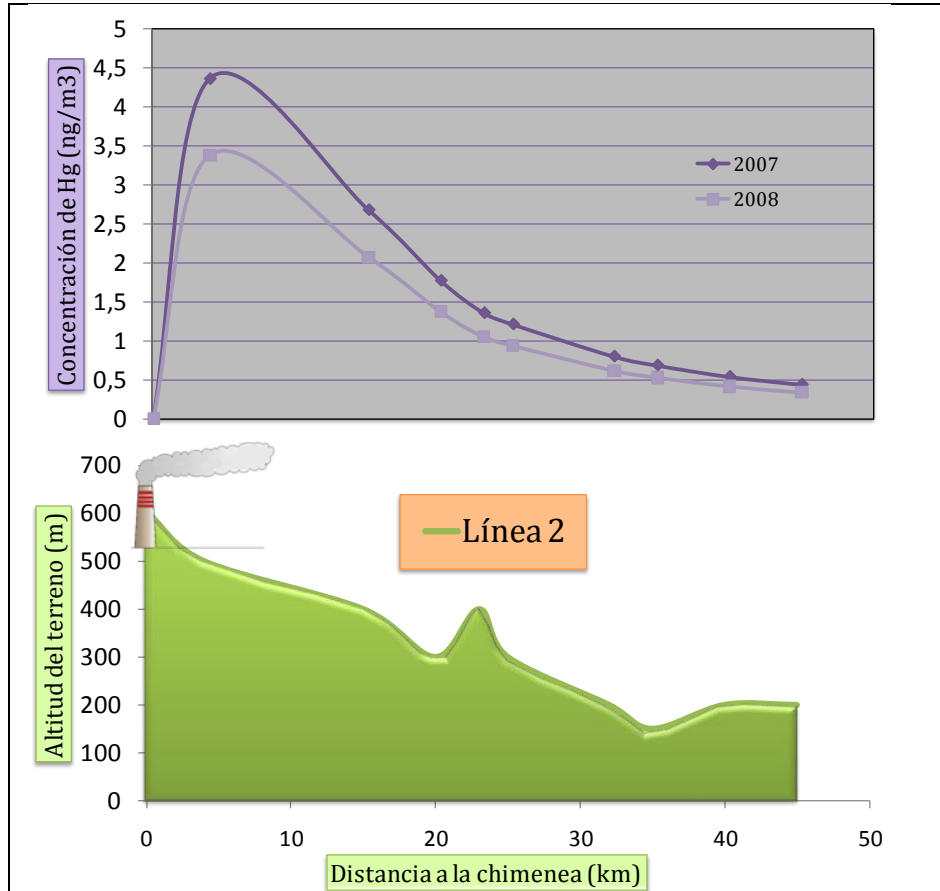




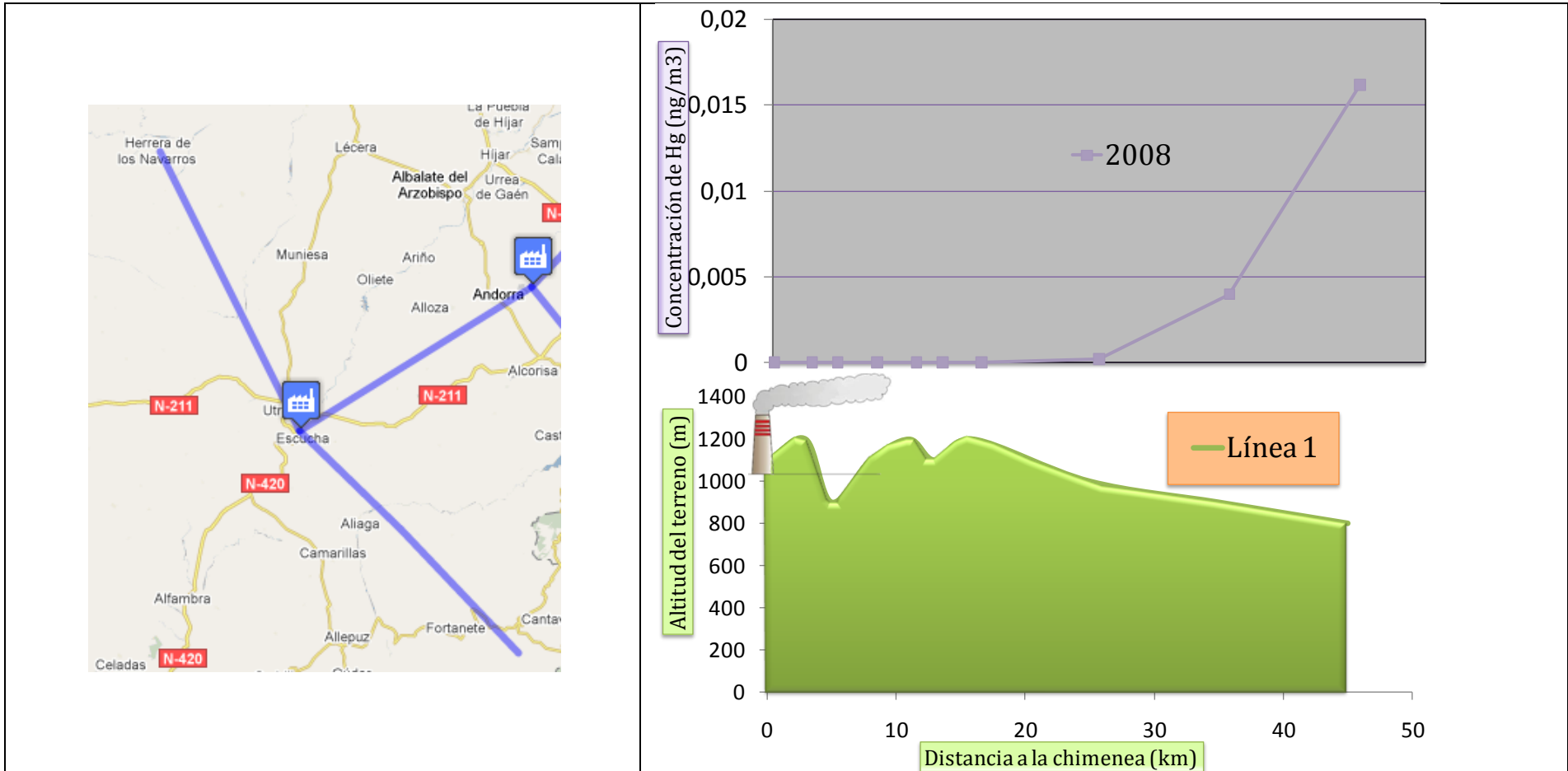


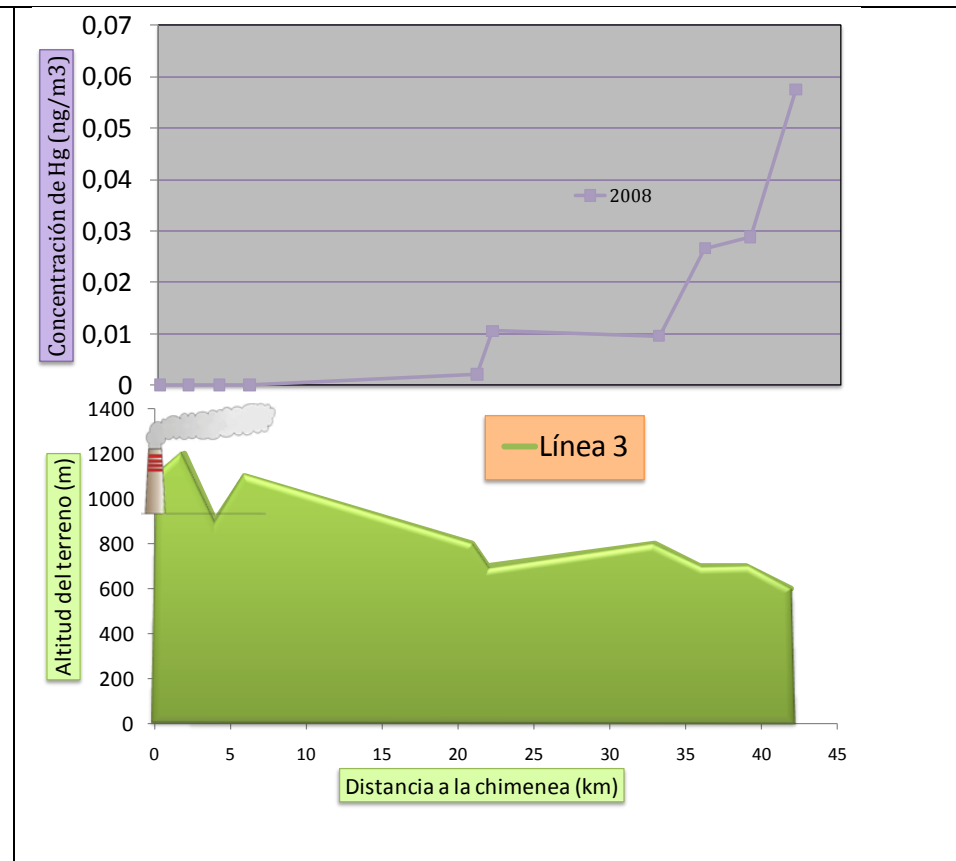
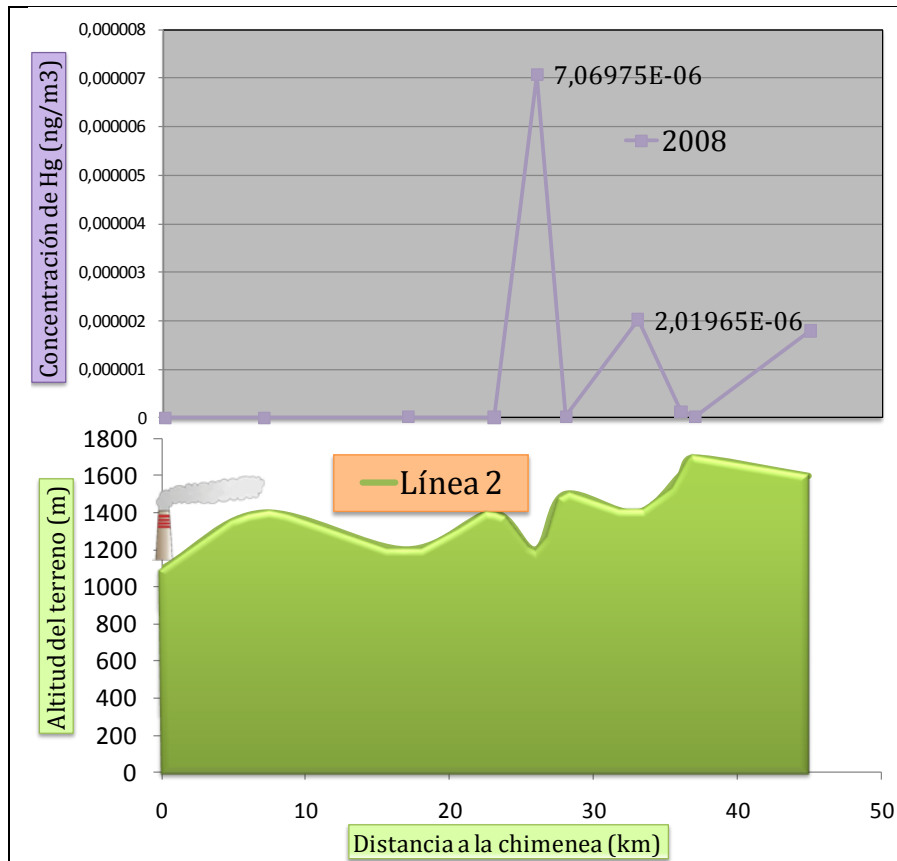
05.- Central Térmica de Andorra.



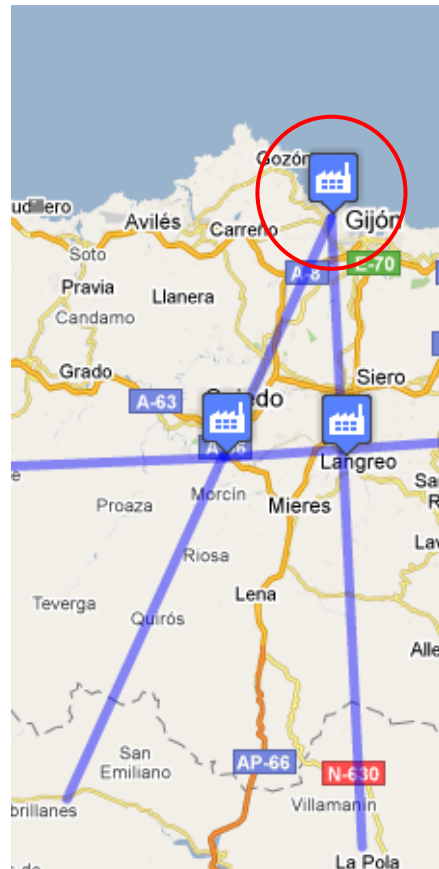


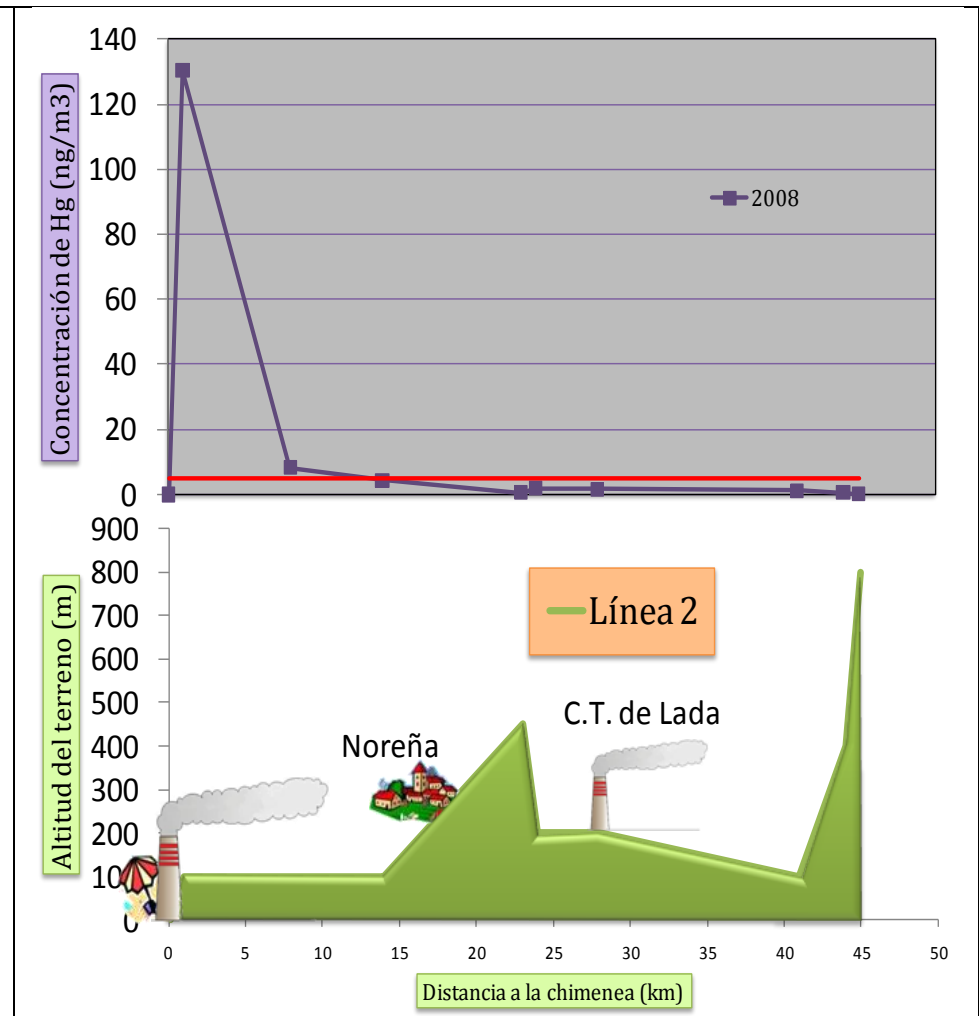
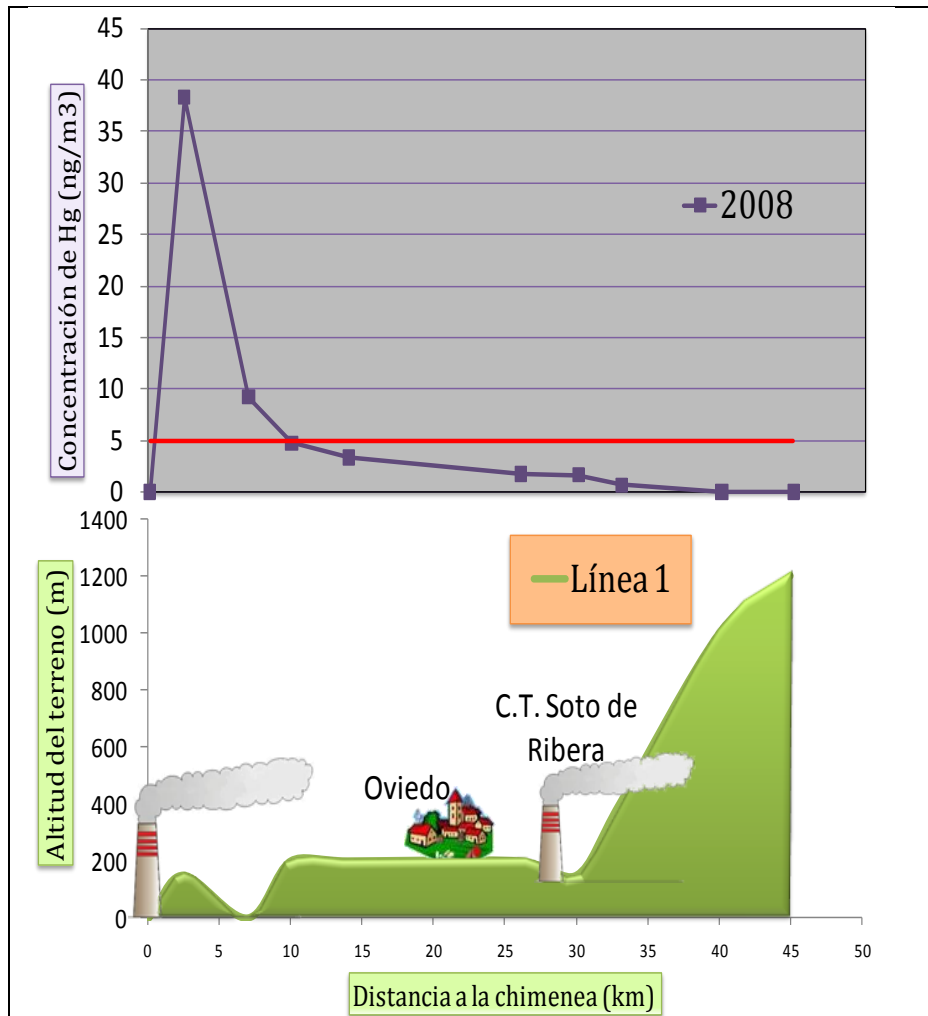
06.- Central Térmica de Escucha



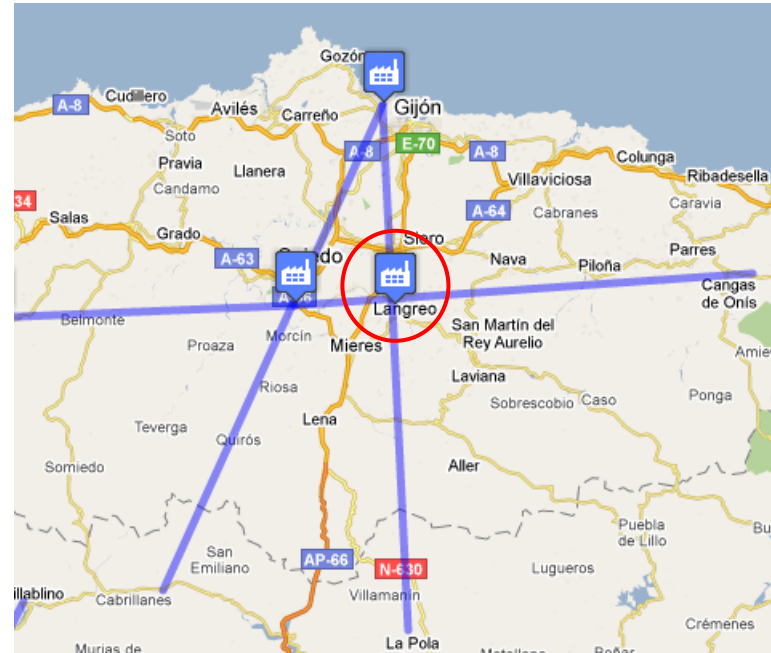


07.- Central Térmica de Aboño

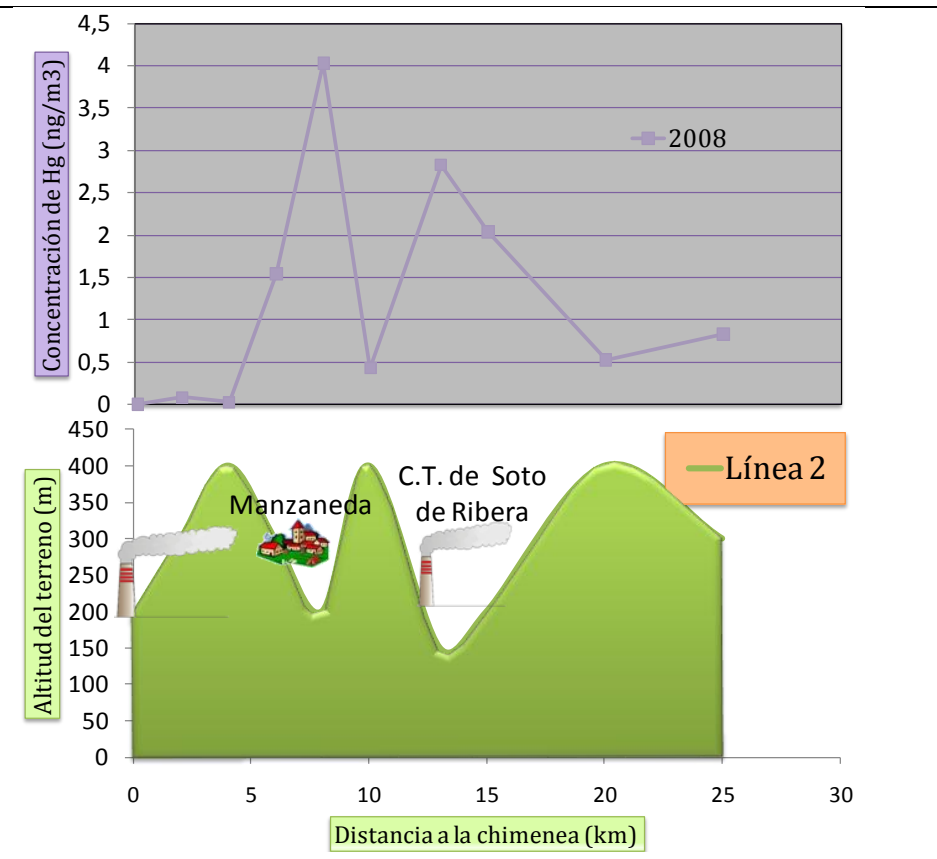
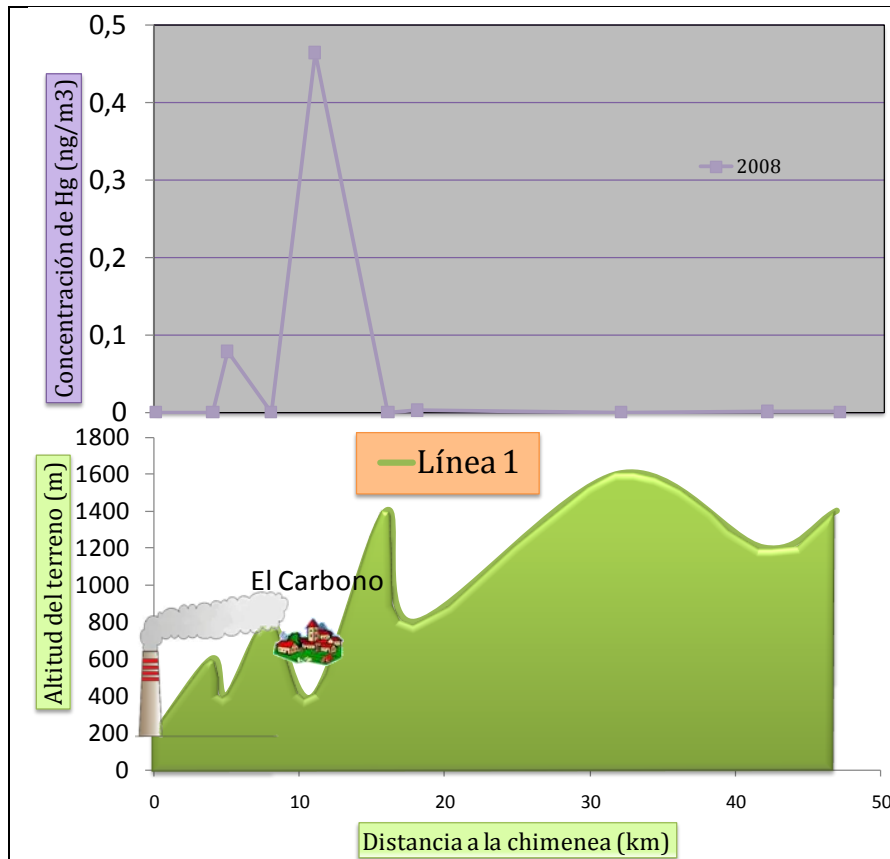


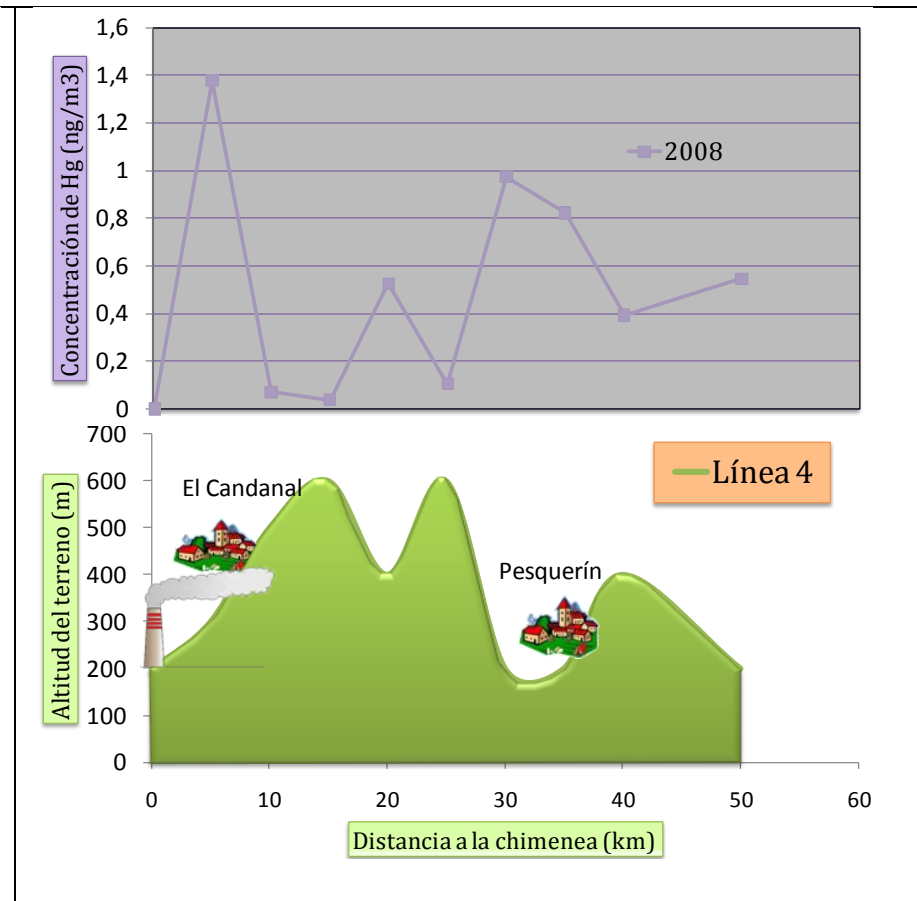
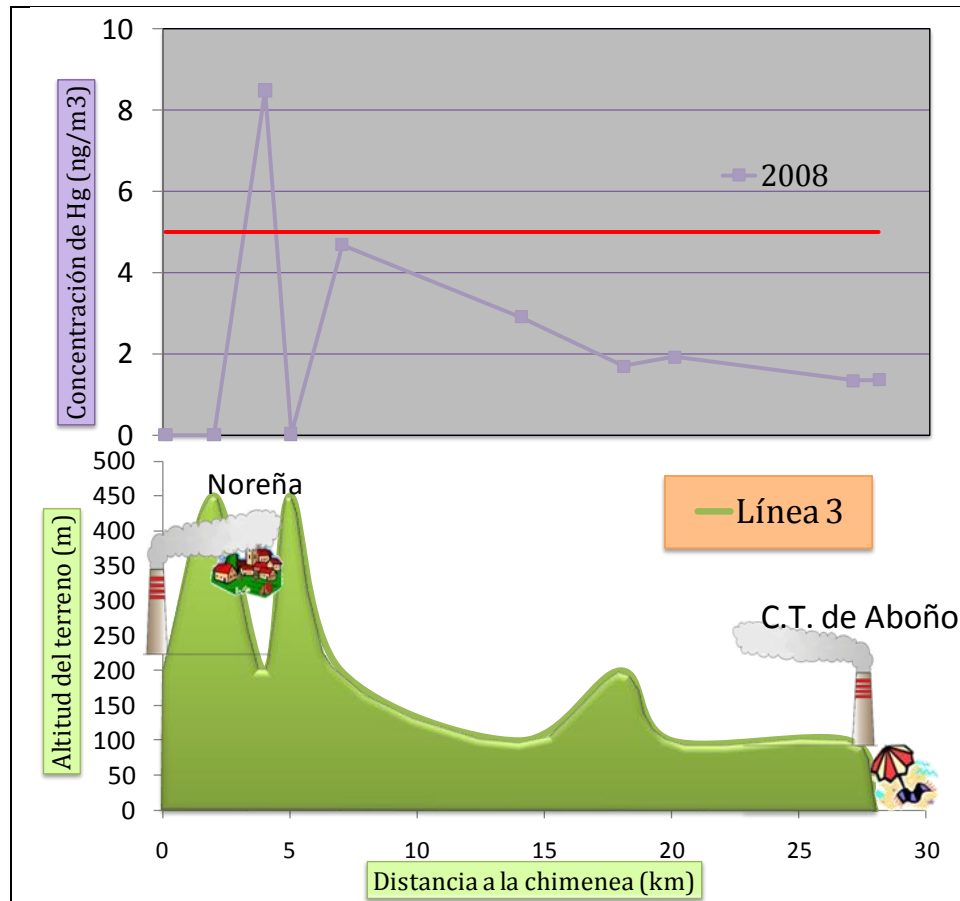


08.- Central Térmica de Lada

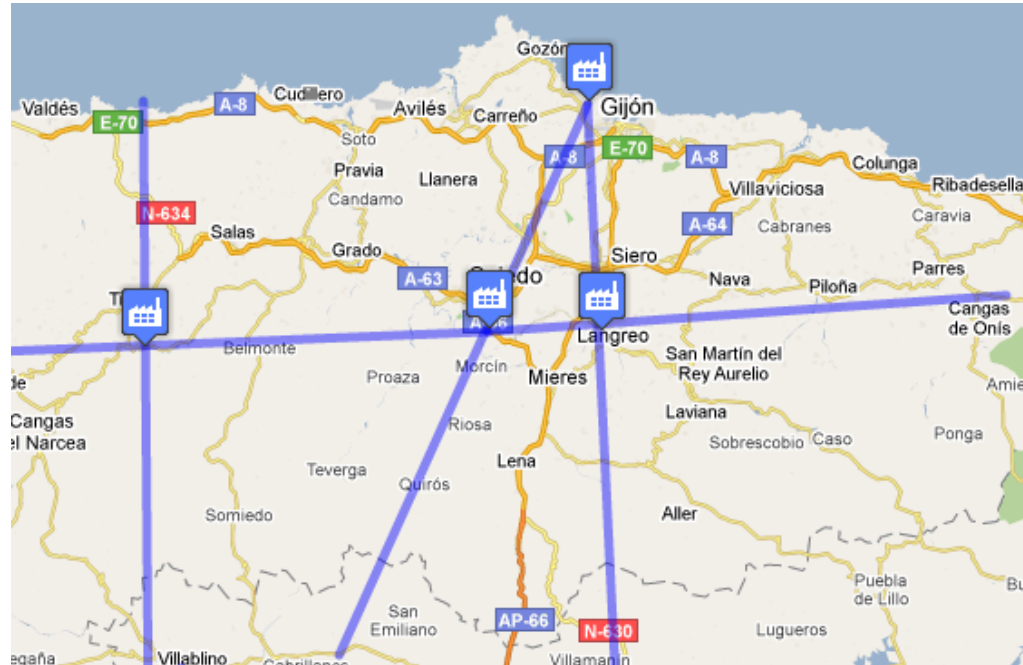


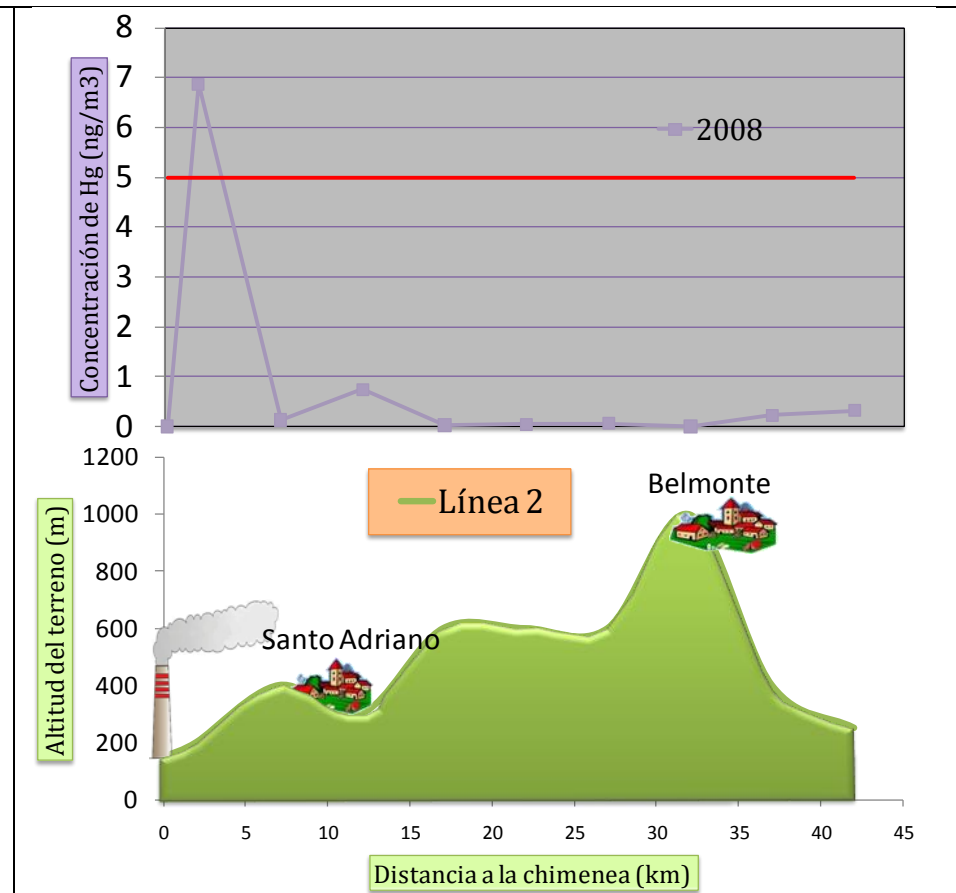
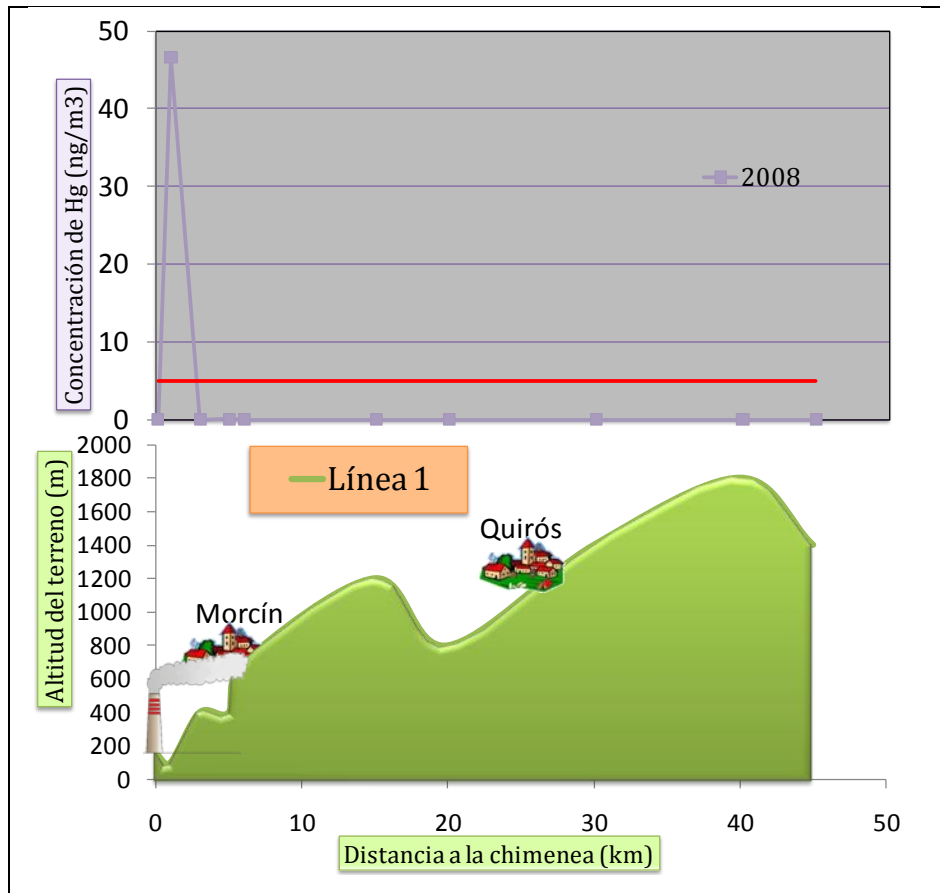


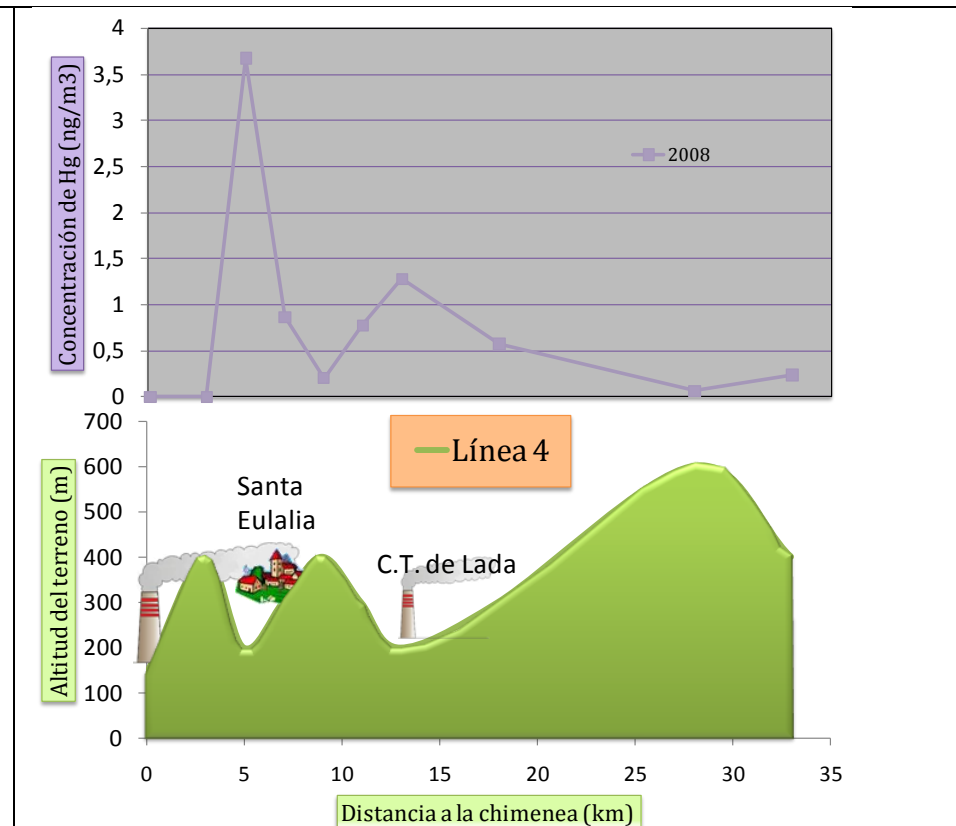
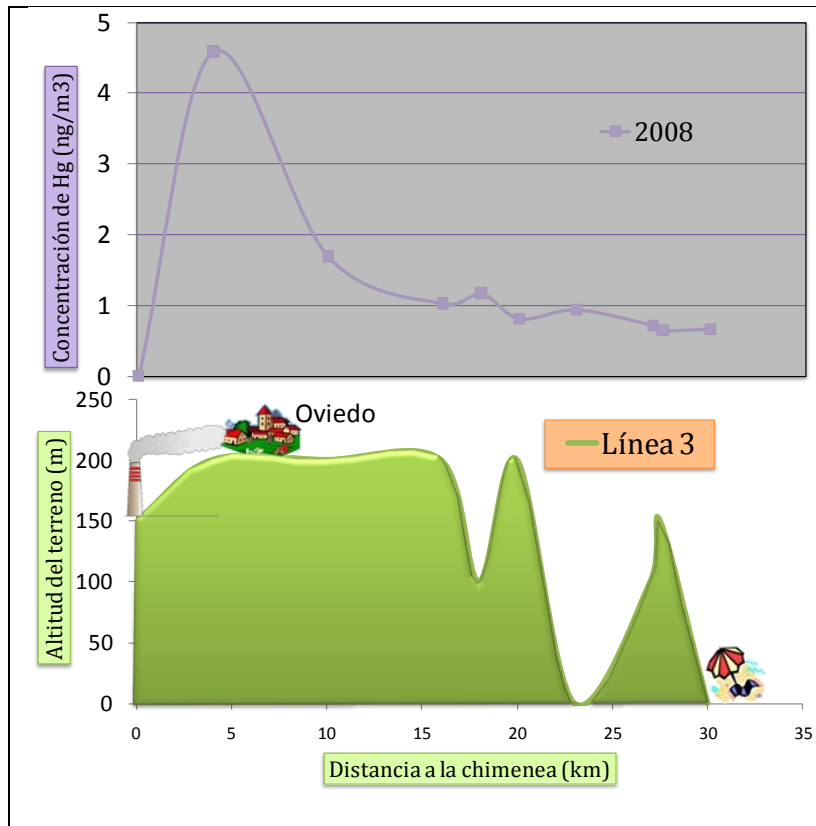




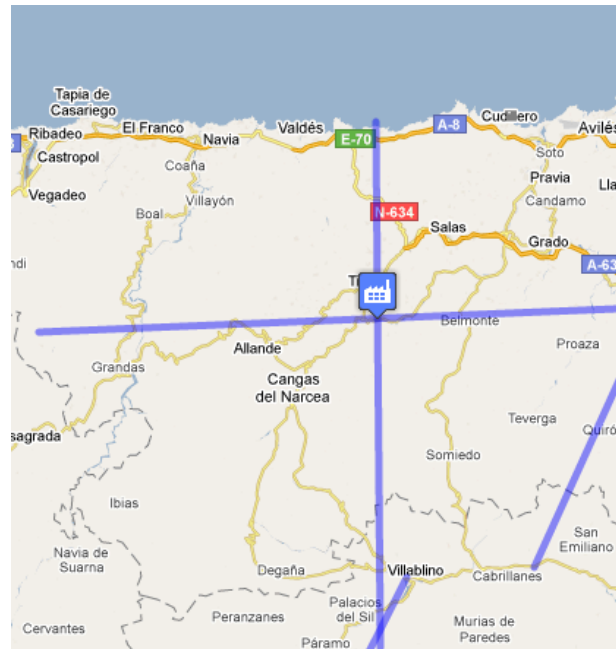
09.- Central Térmica Soto de Ribera.

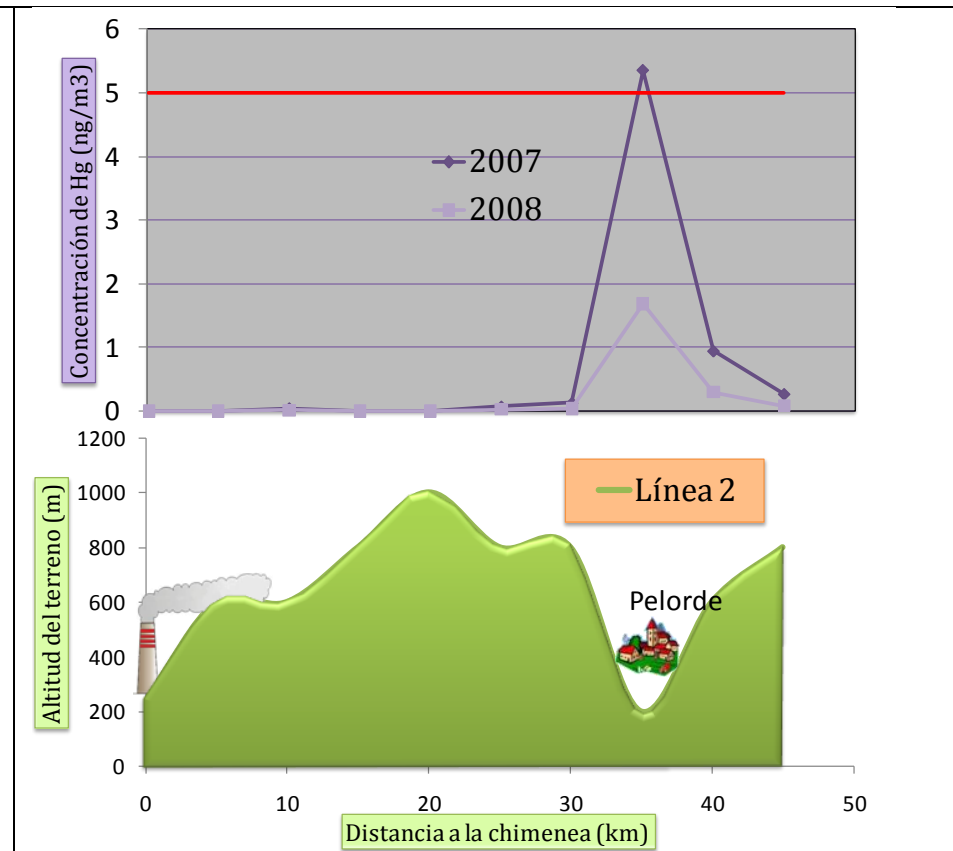
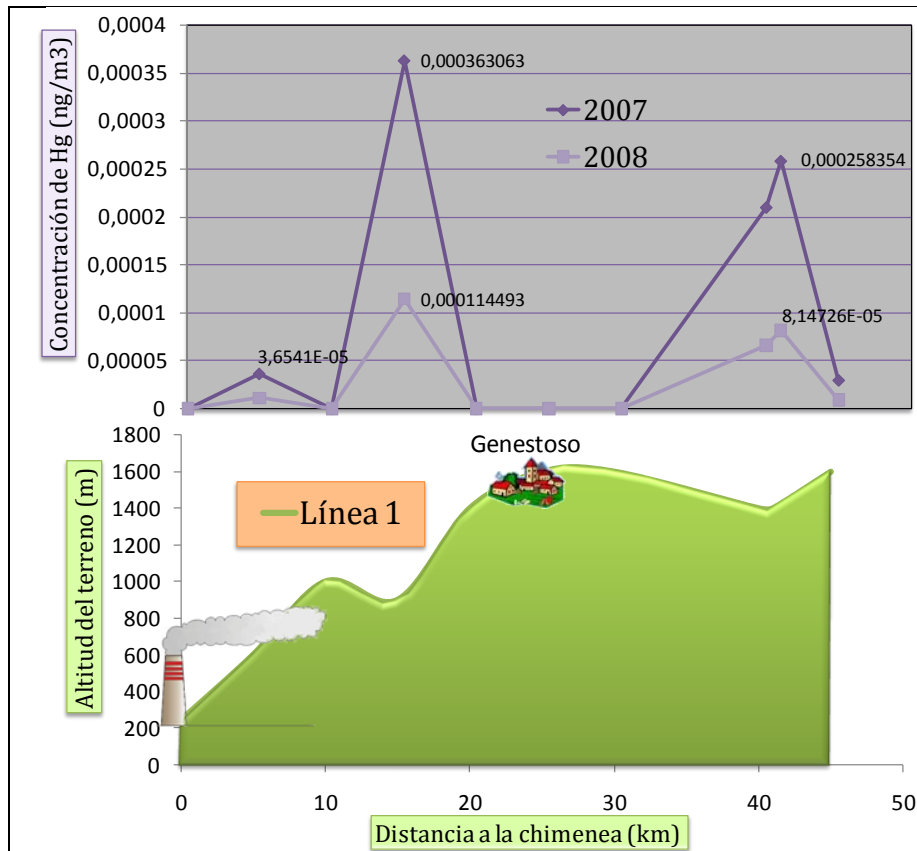


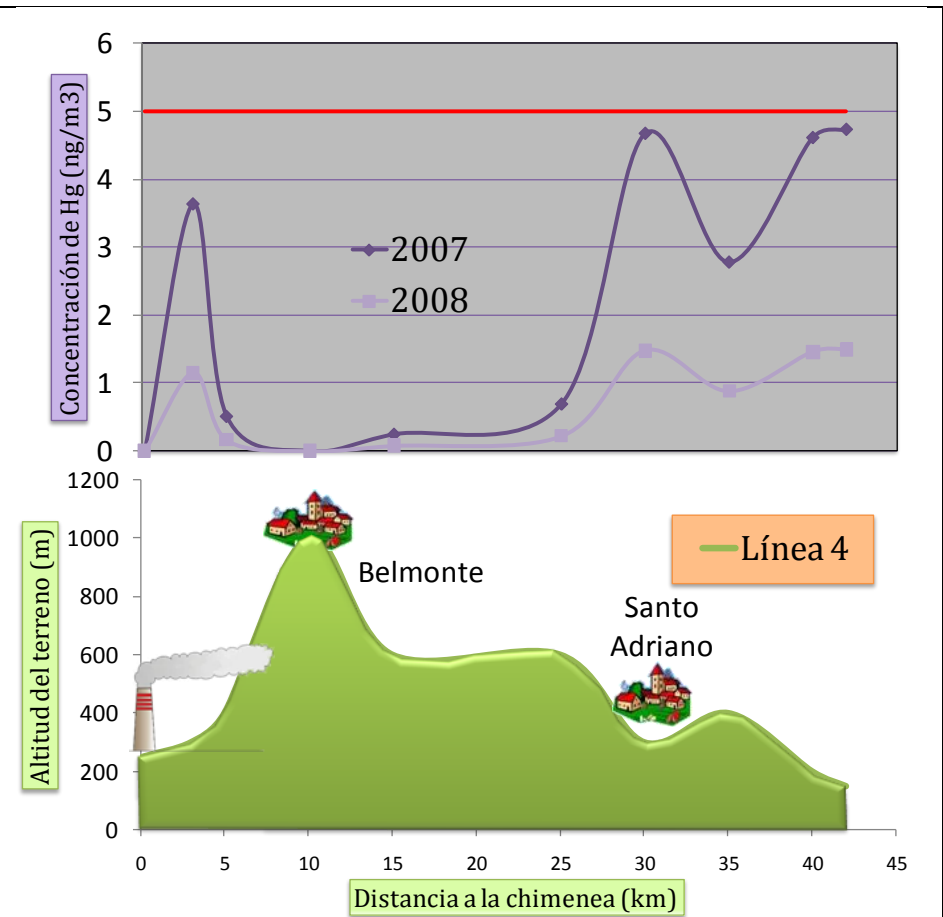
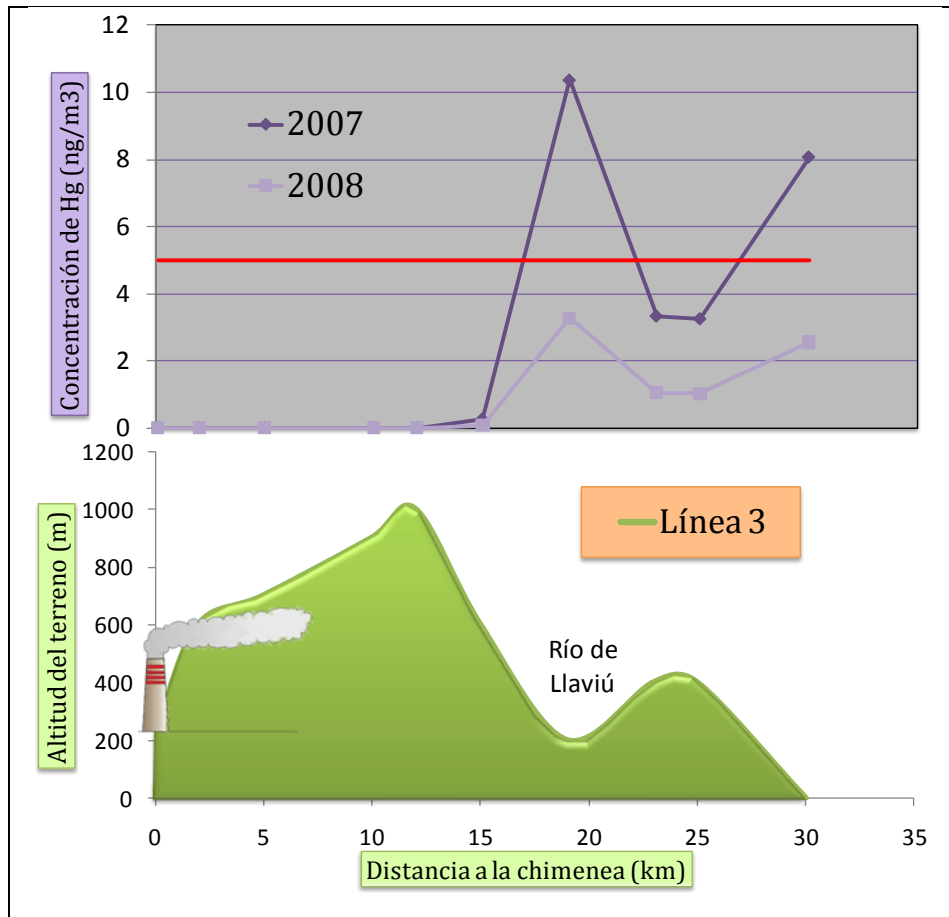




10.- Central Térmica Narcea.

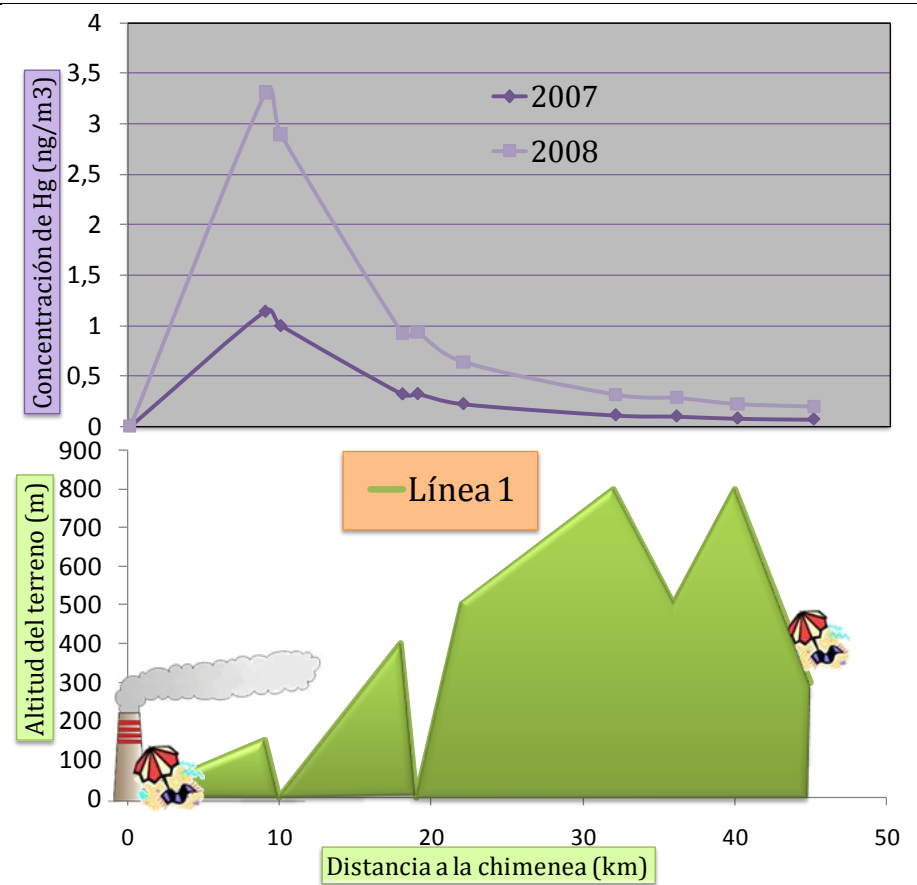
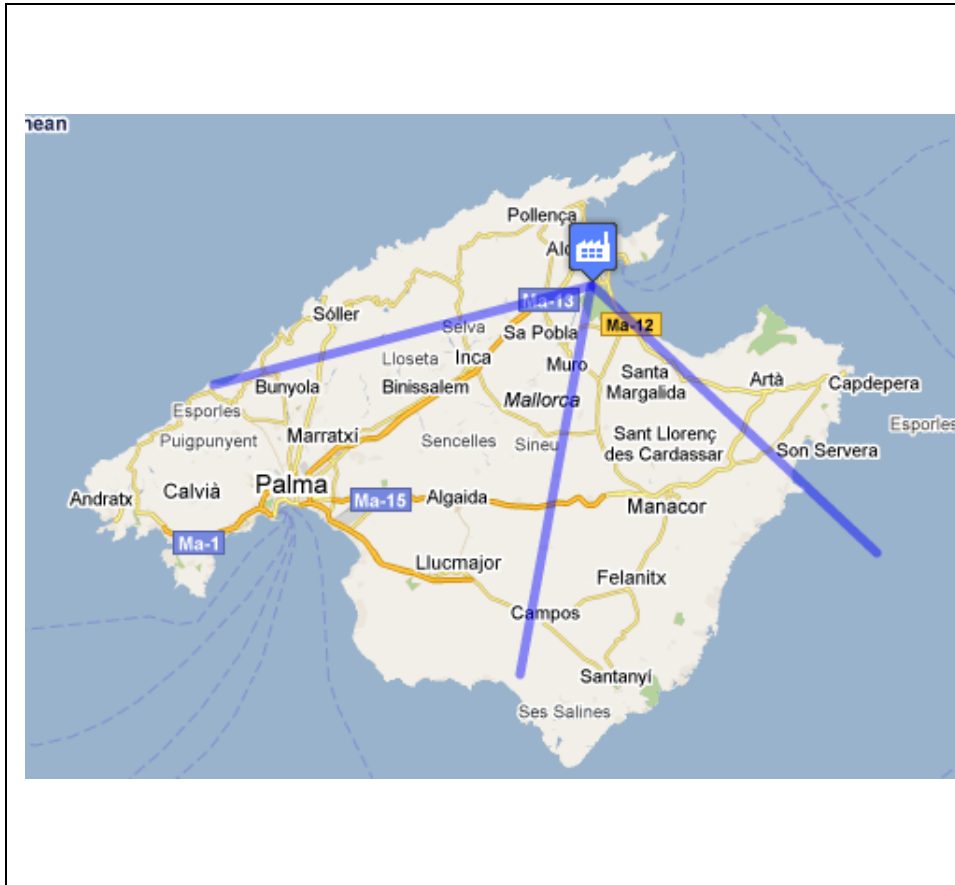


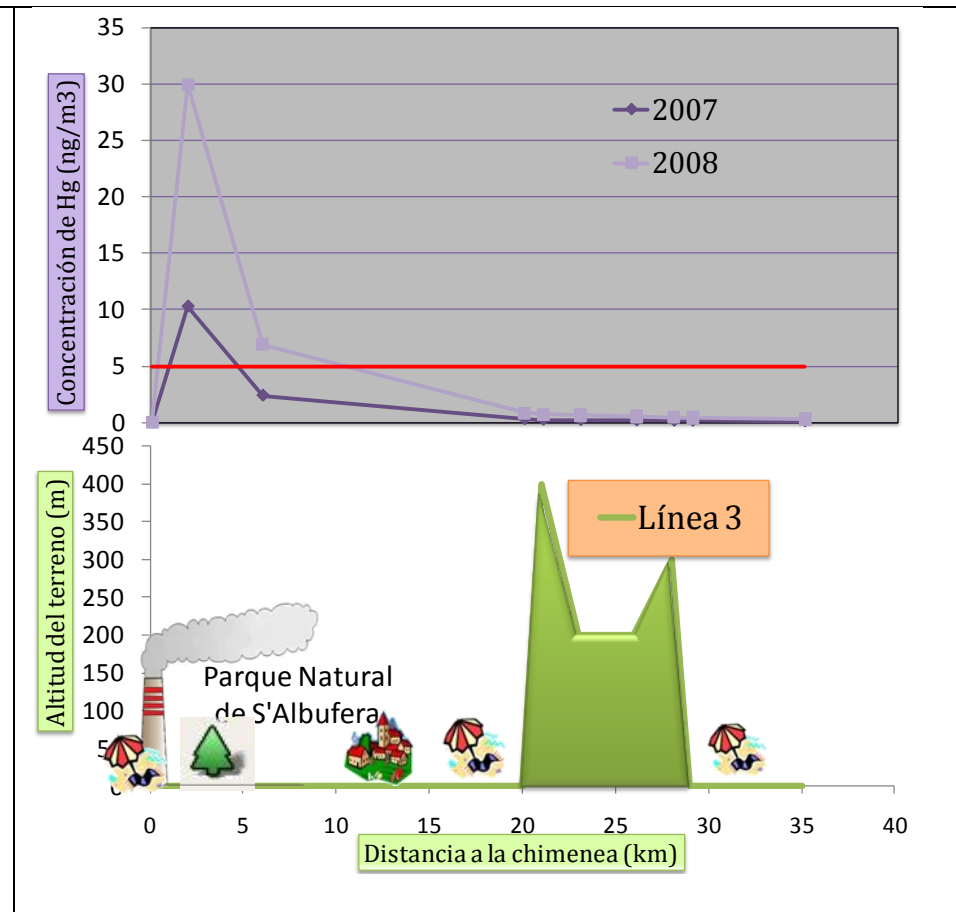
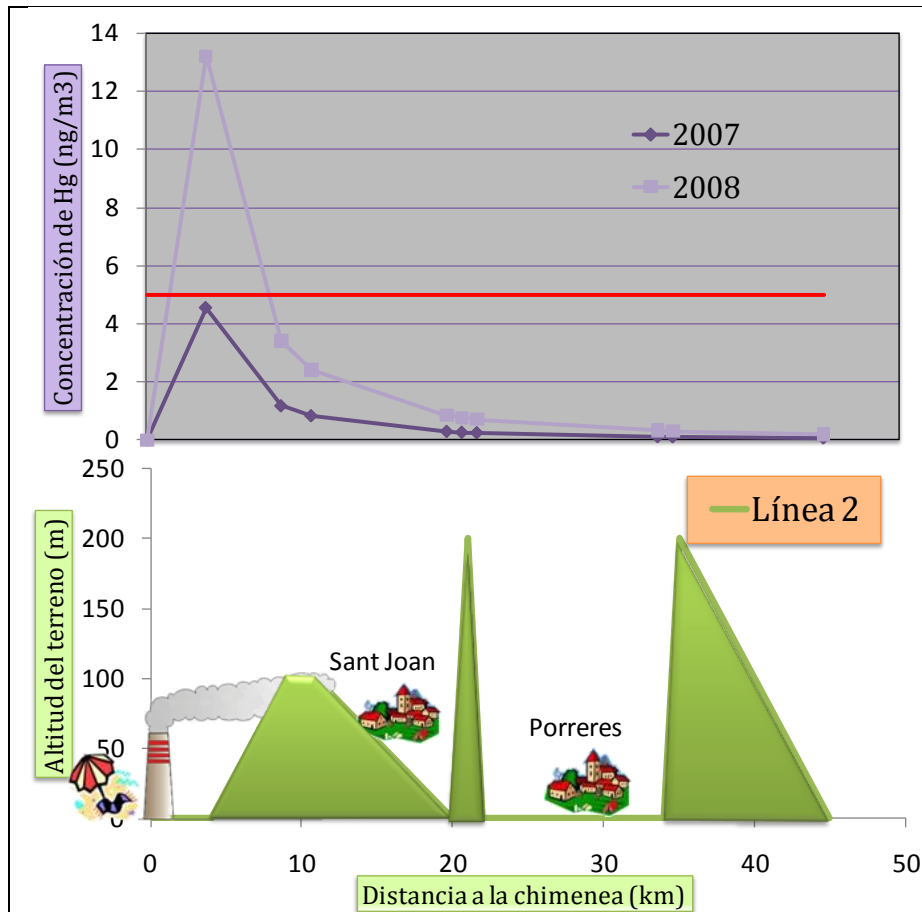




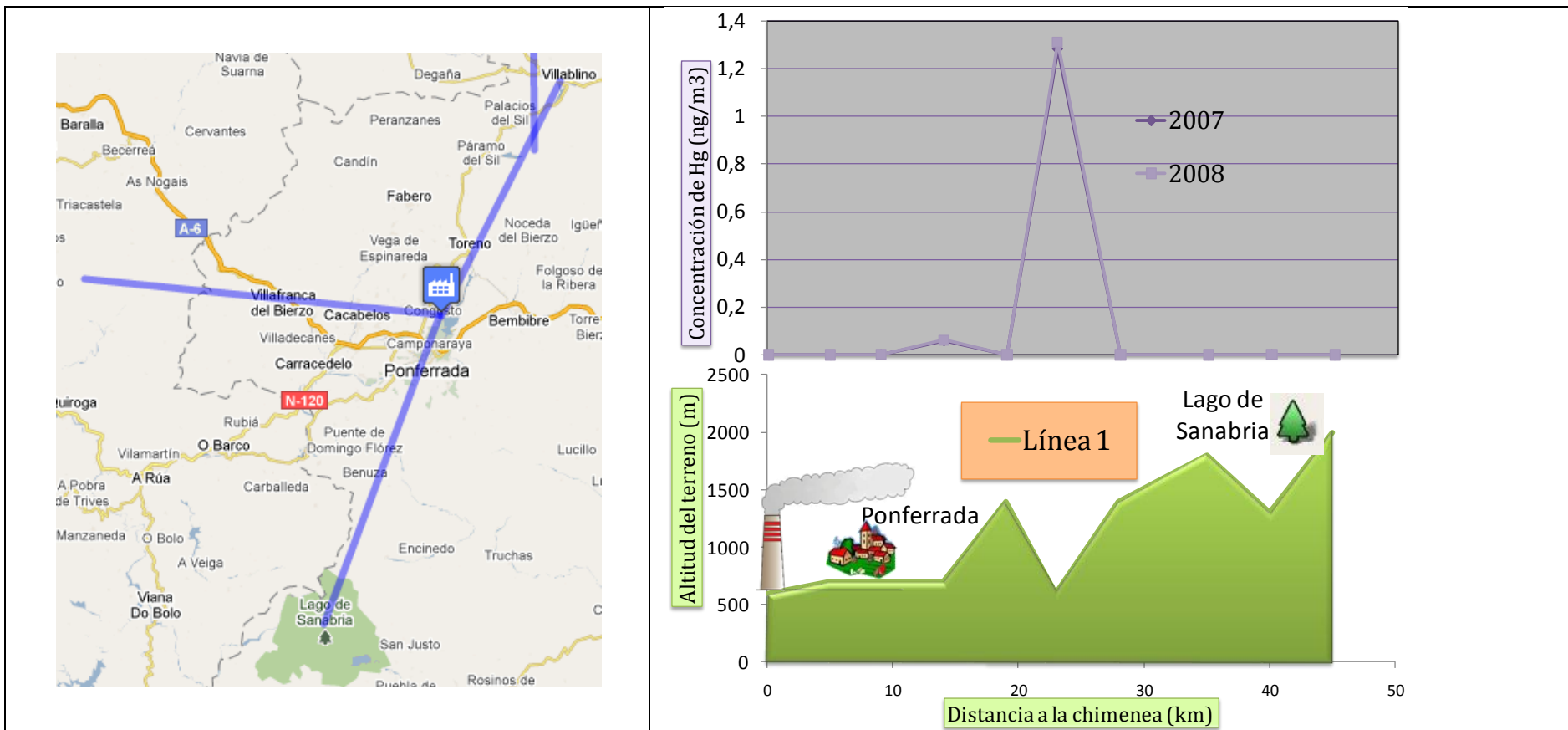


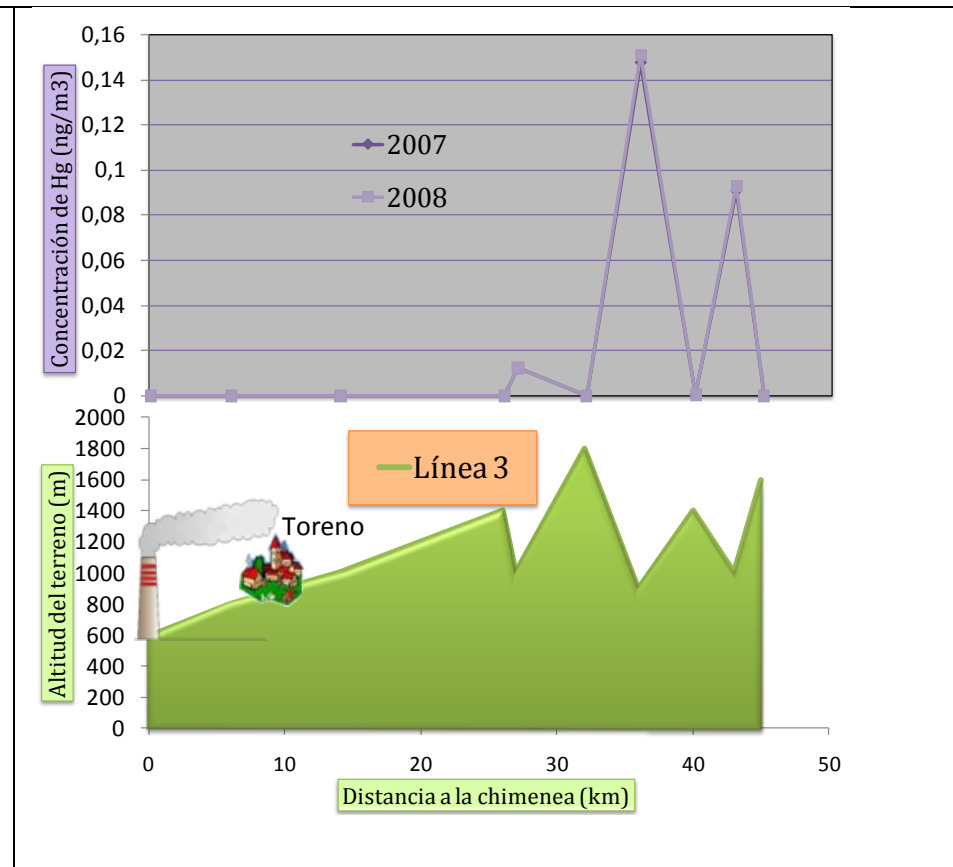
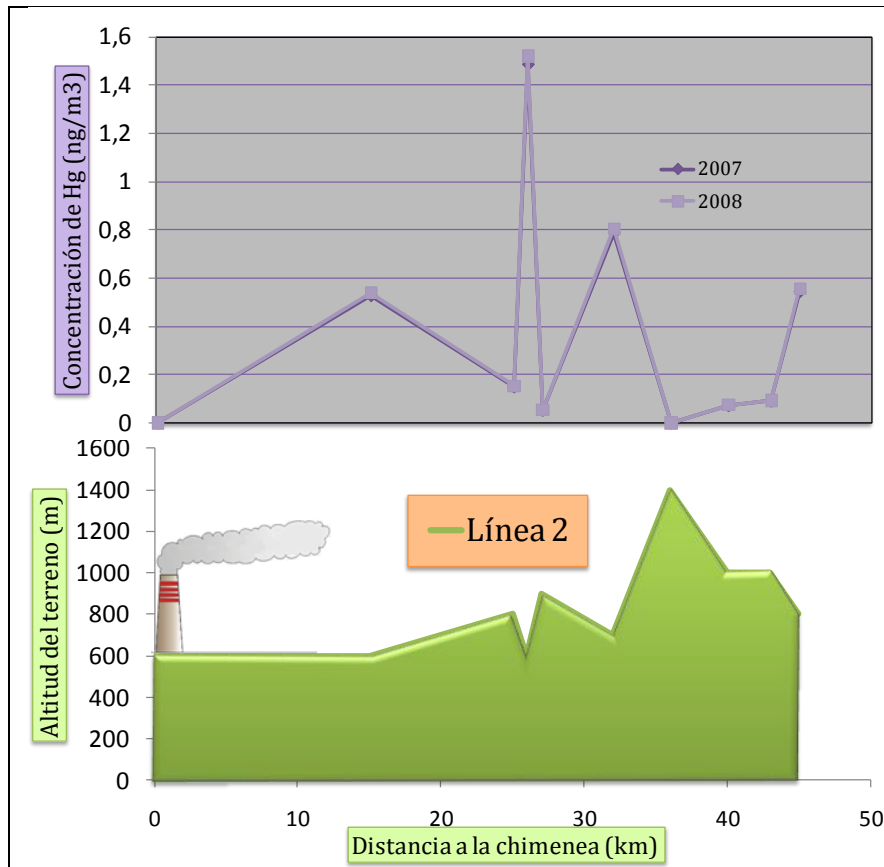
11.- Central Térmica de Alcudia.



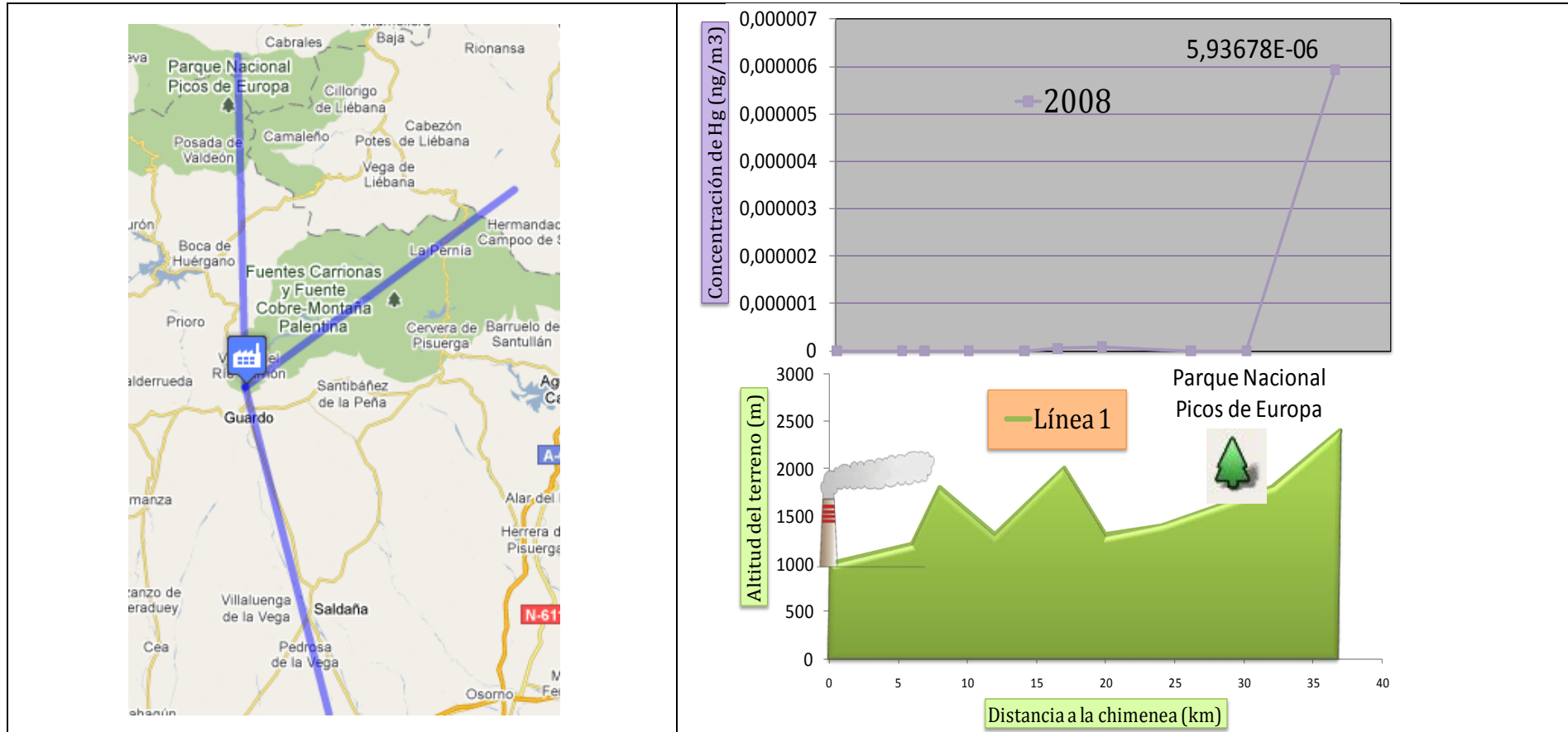


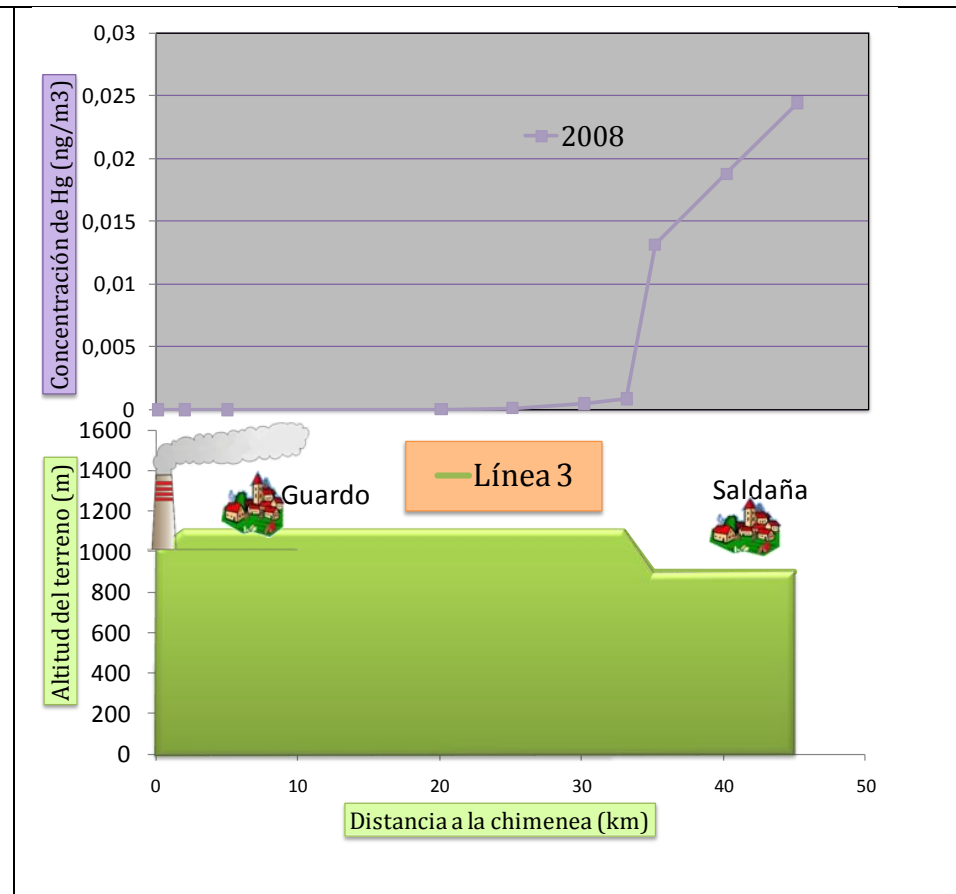
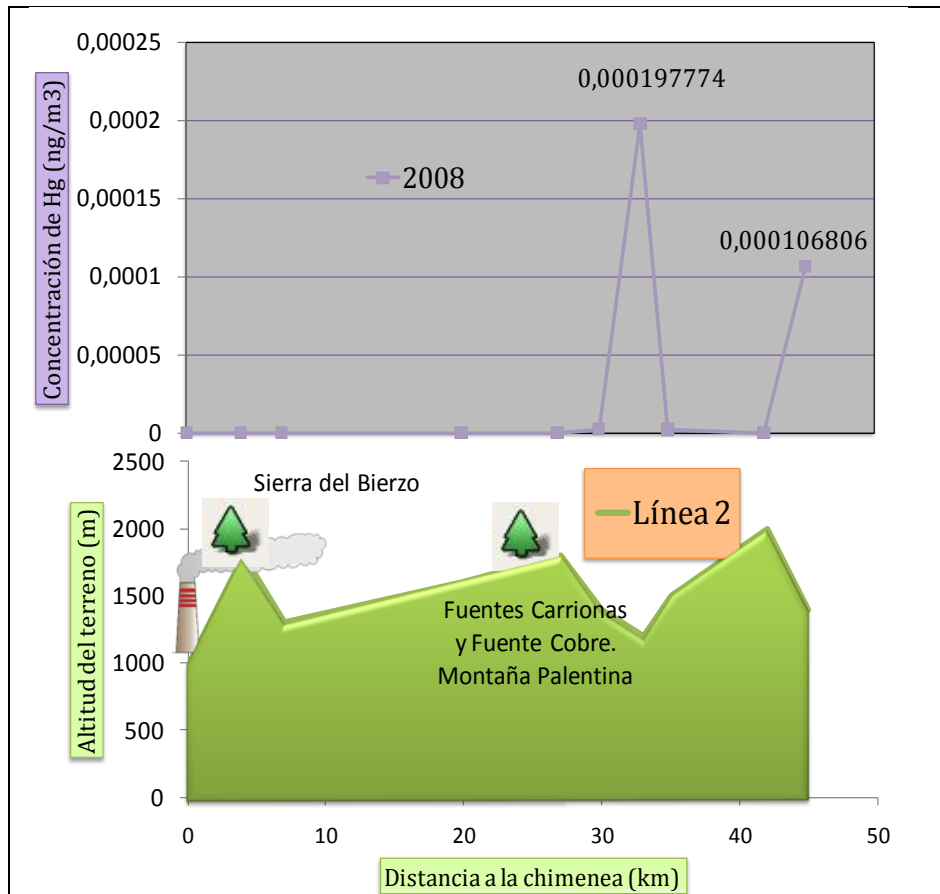
12.- Central Térmica Compostilla II



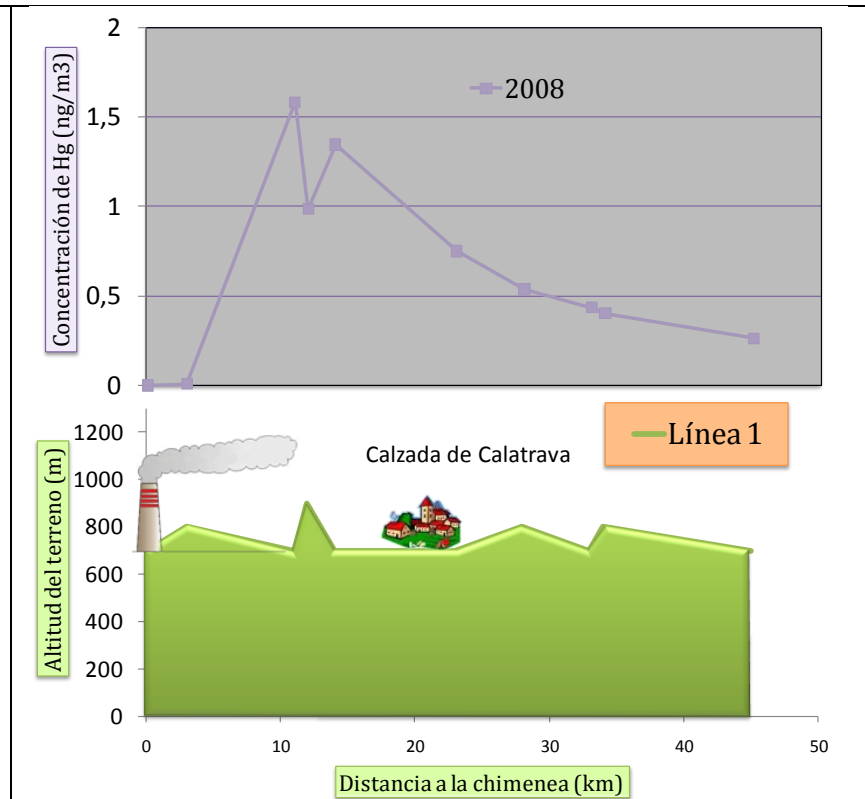
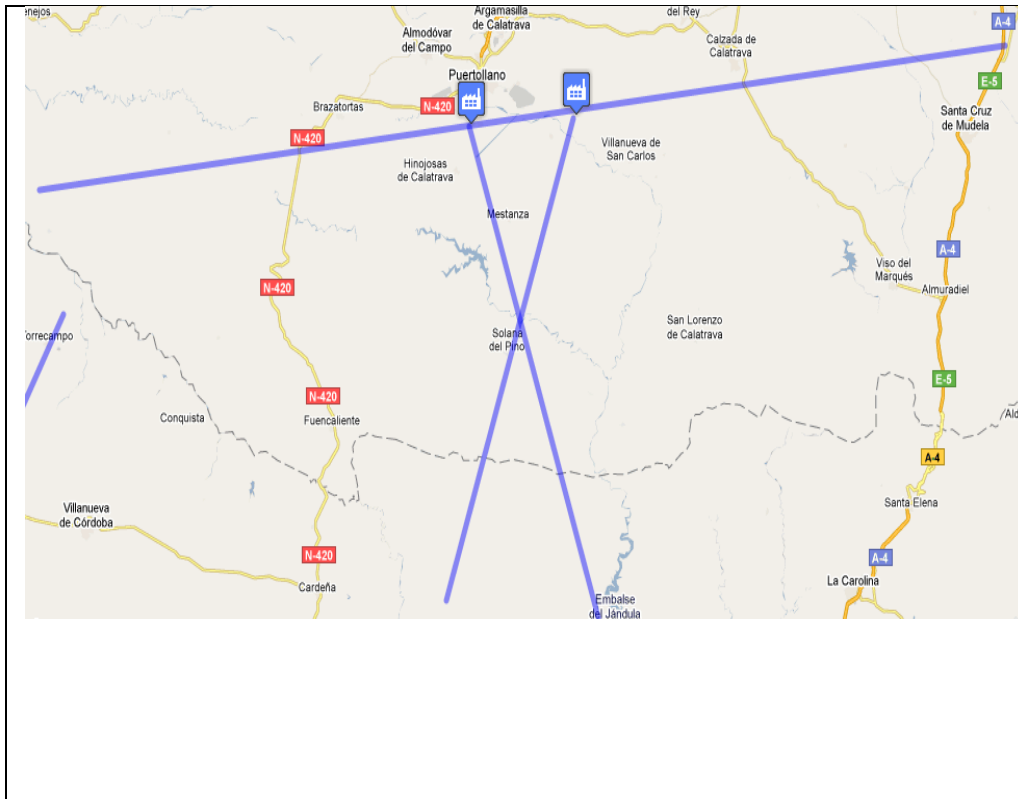


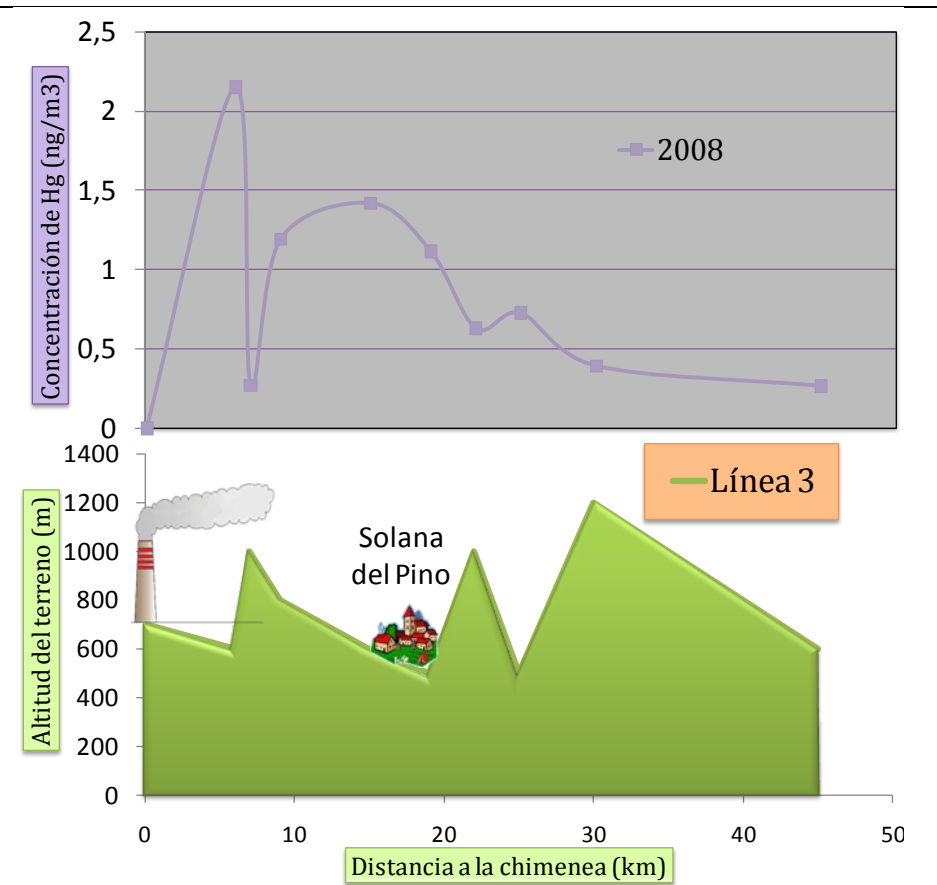
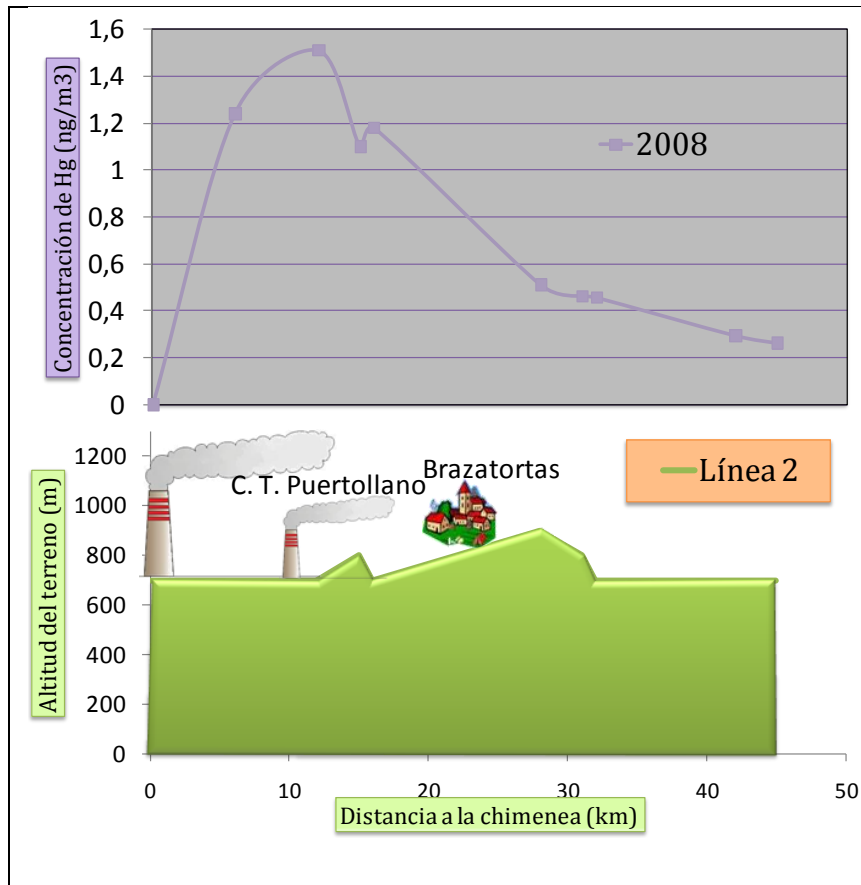
13.- Central Térmica de Velilla





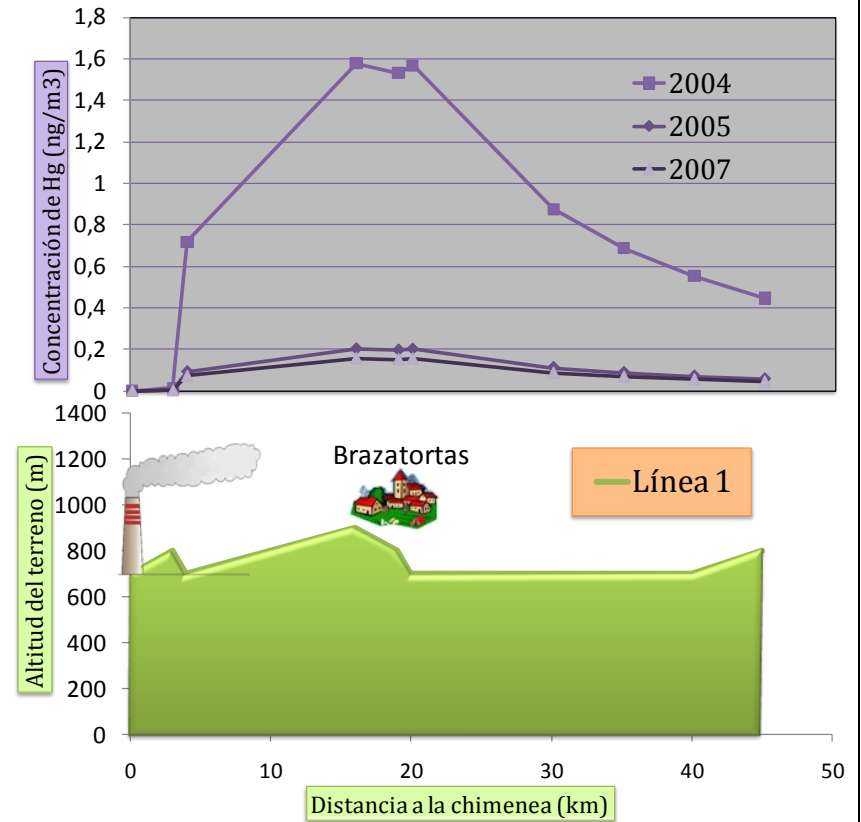
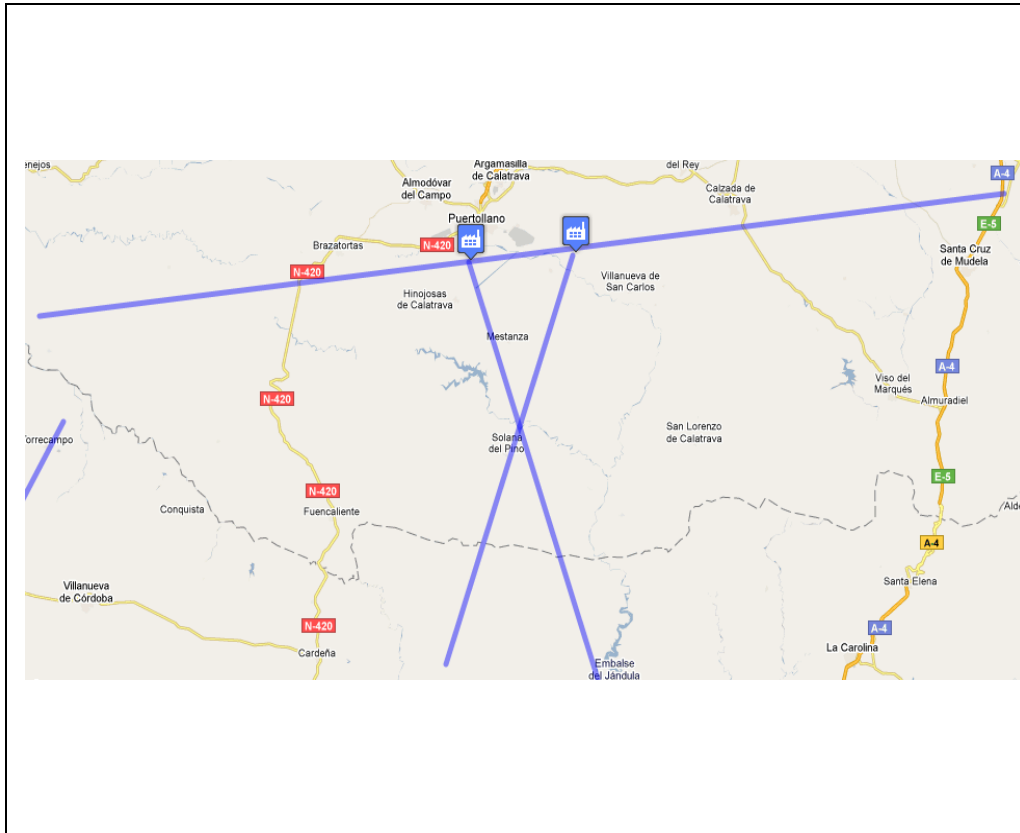
14.- Central Térmica Elcogas.

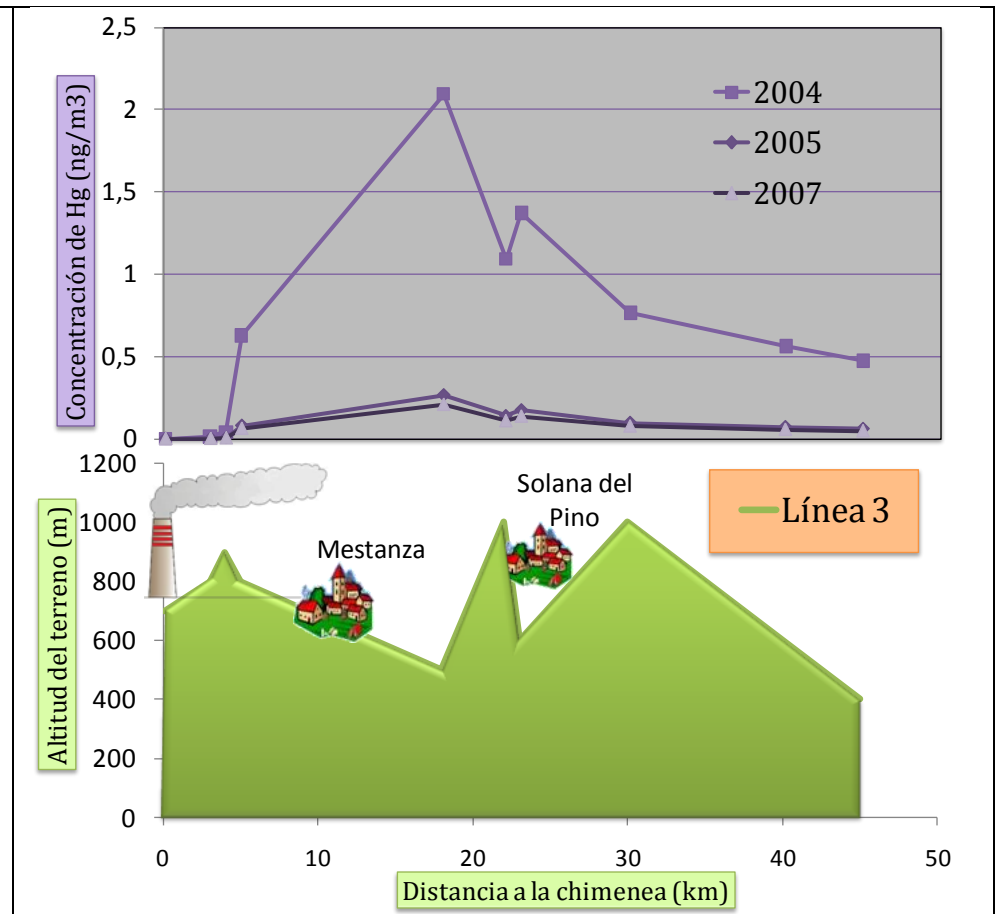
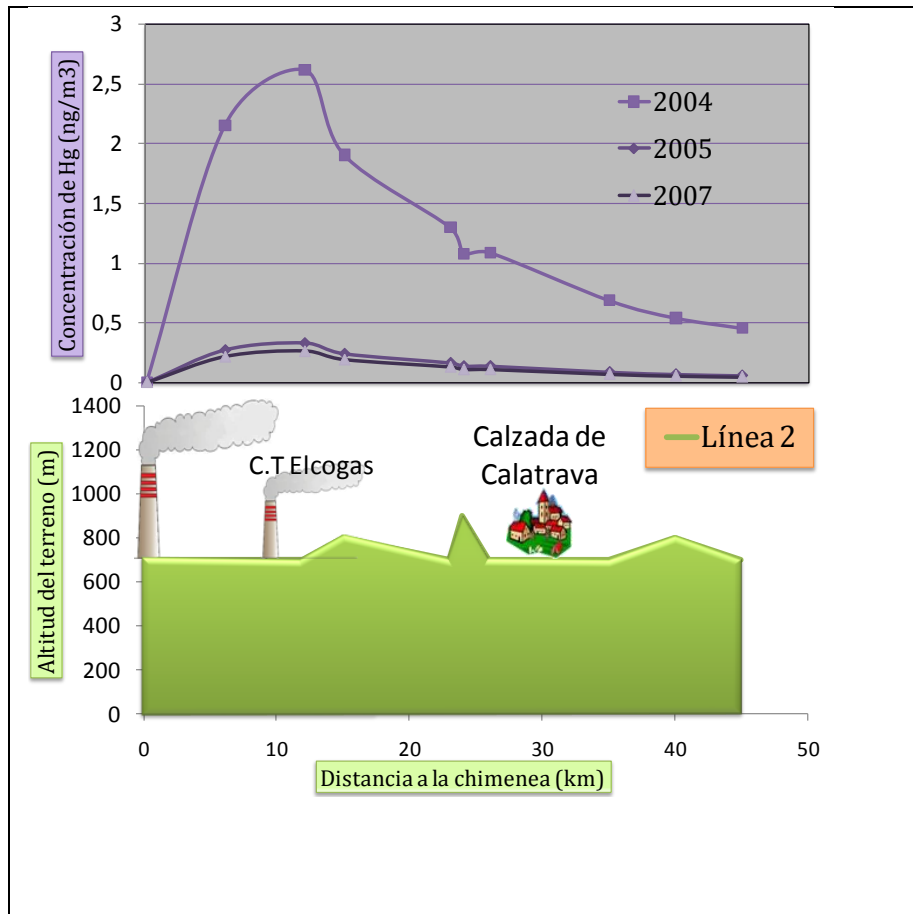




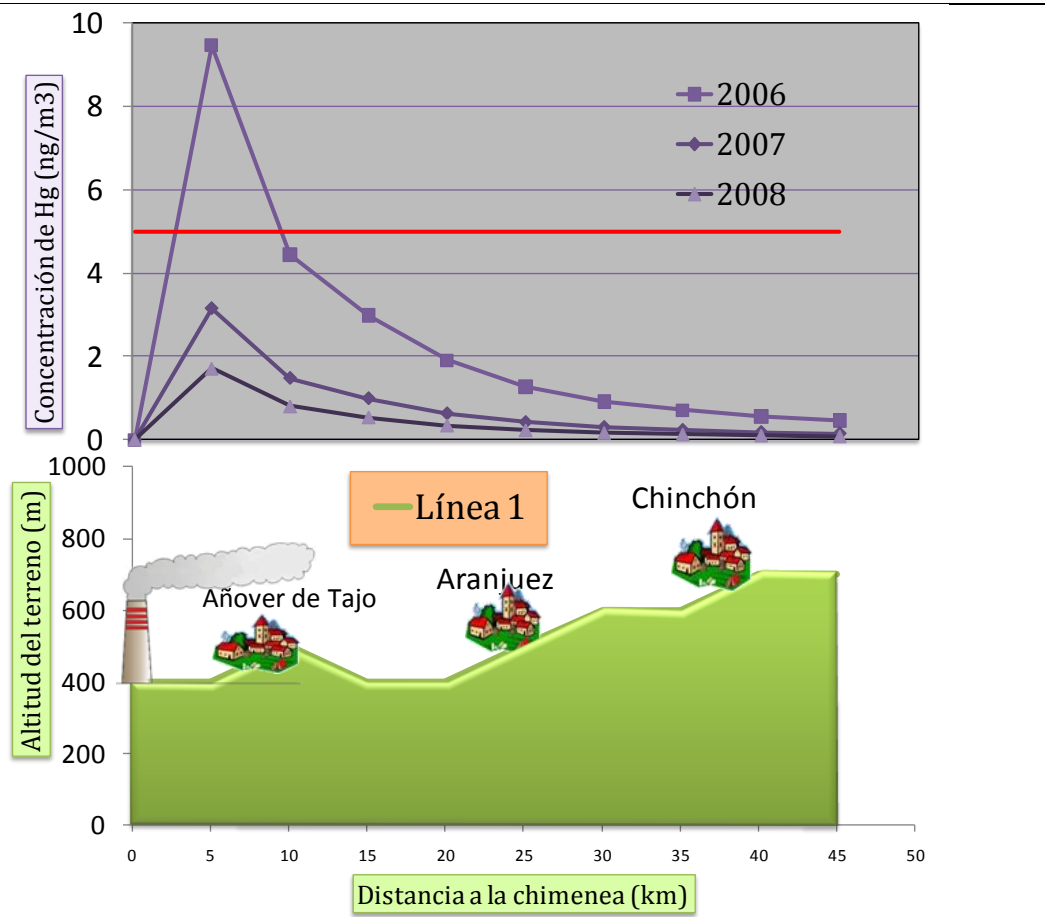
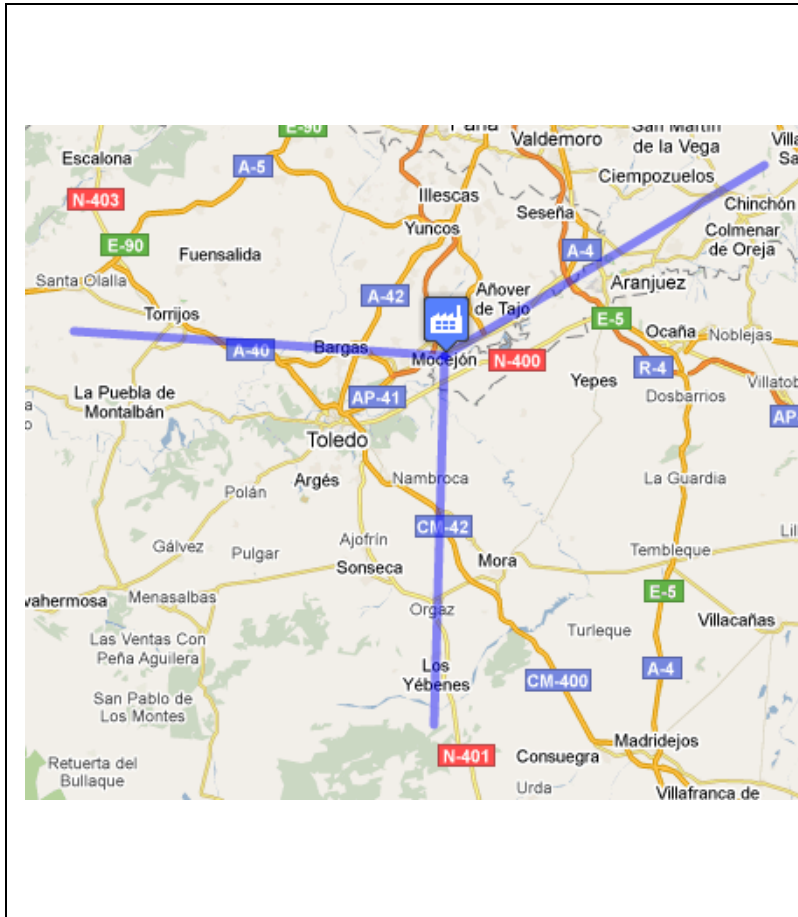


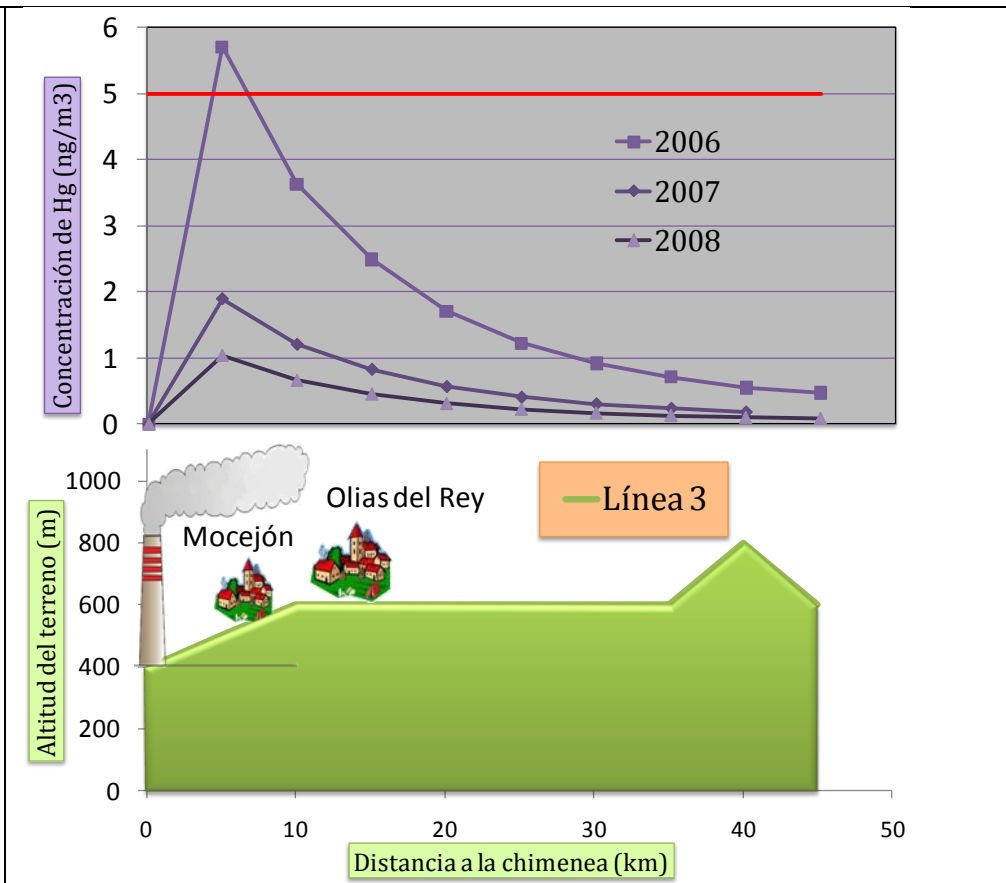
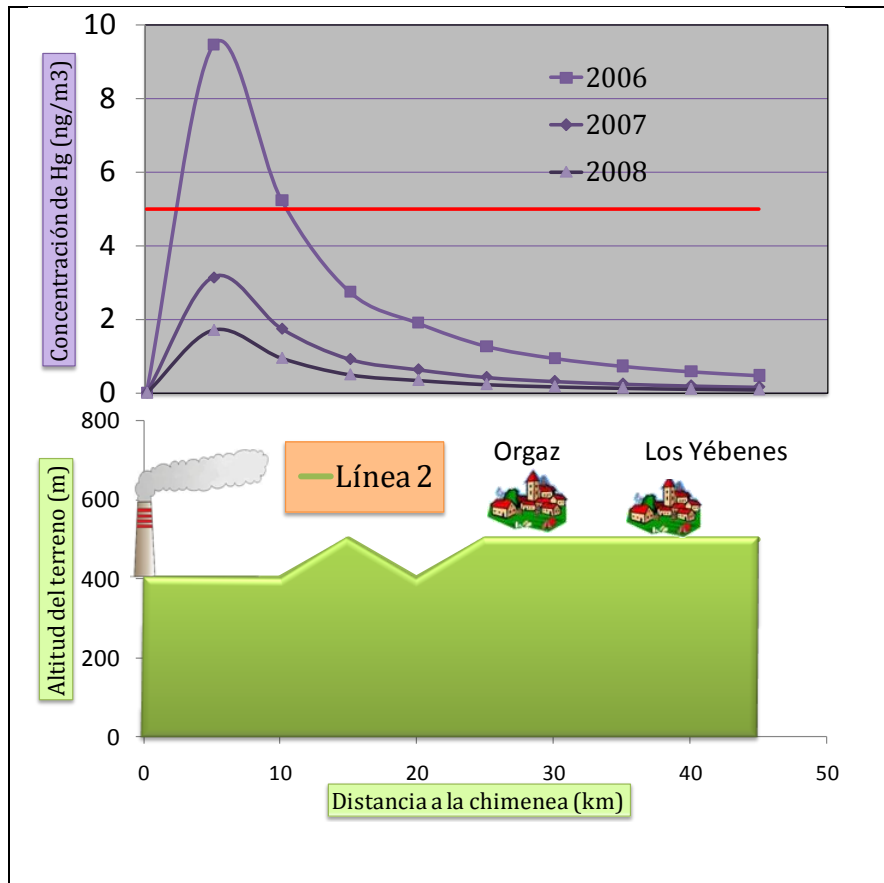
15.- Central Térmica de Puertollano.



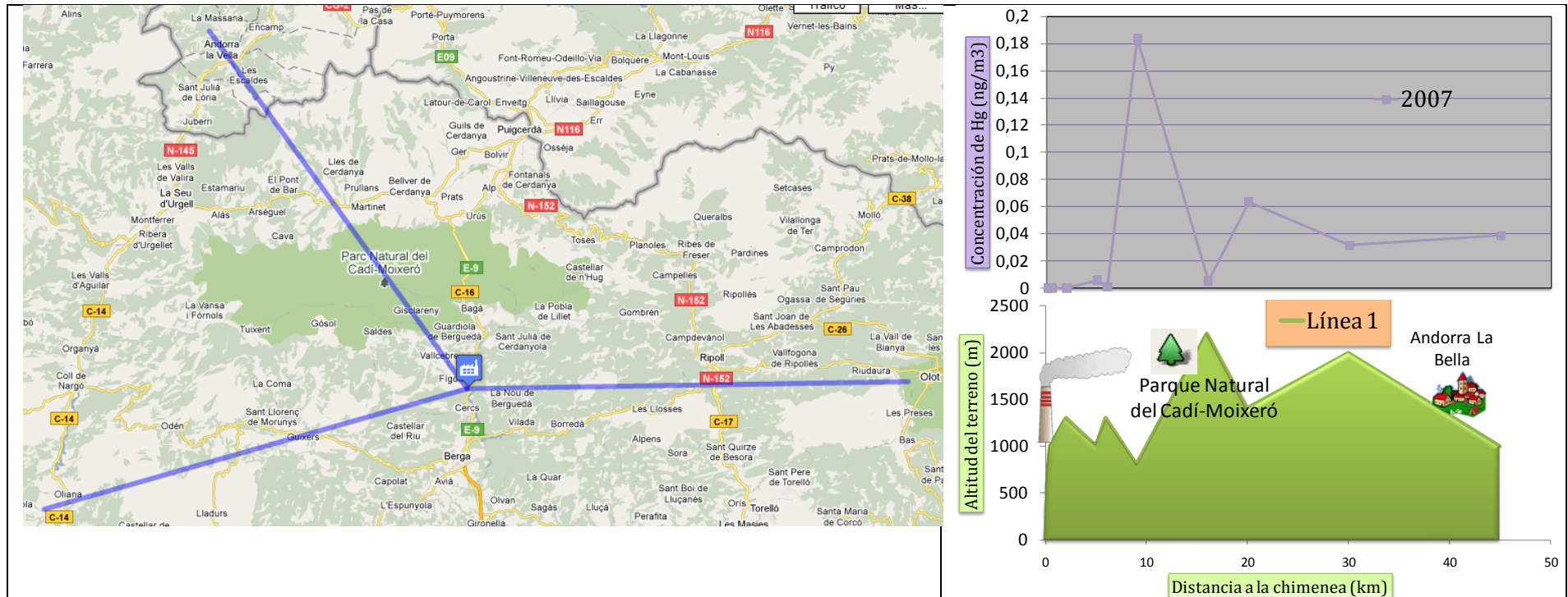


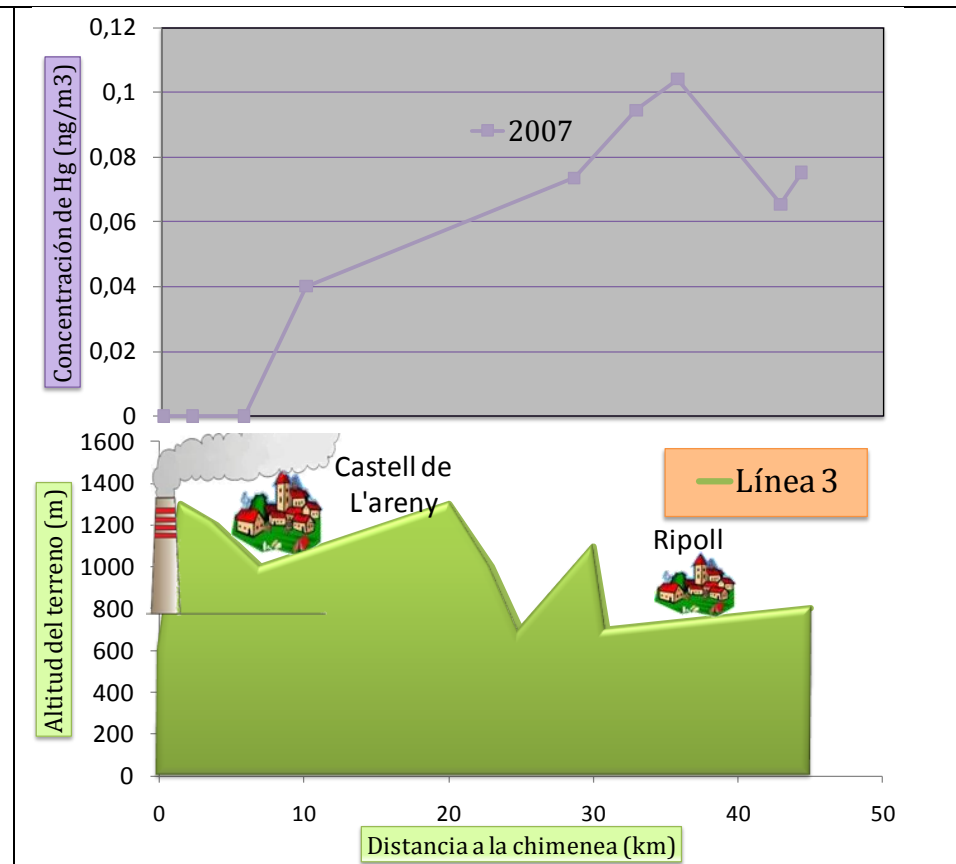
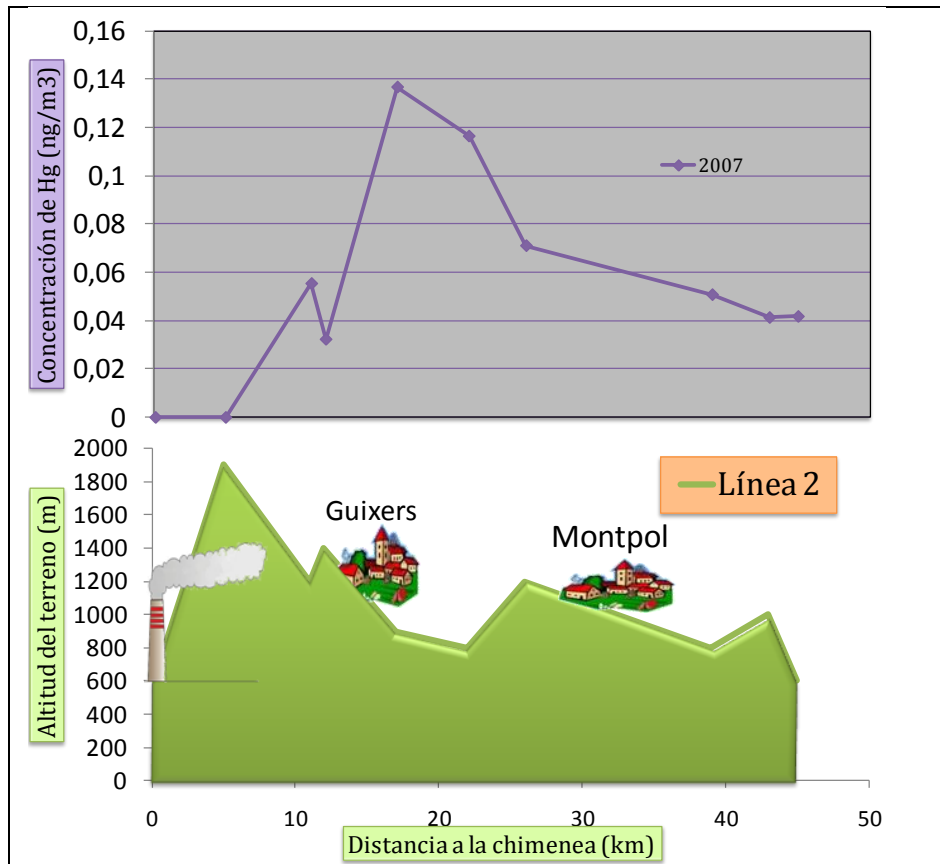
16.- Central Térmica de Aceca.



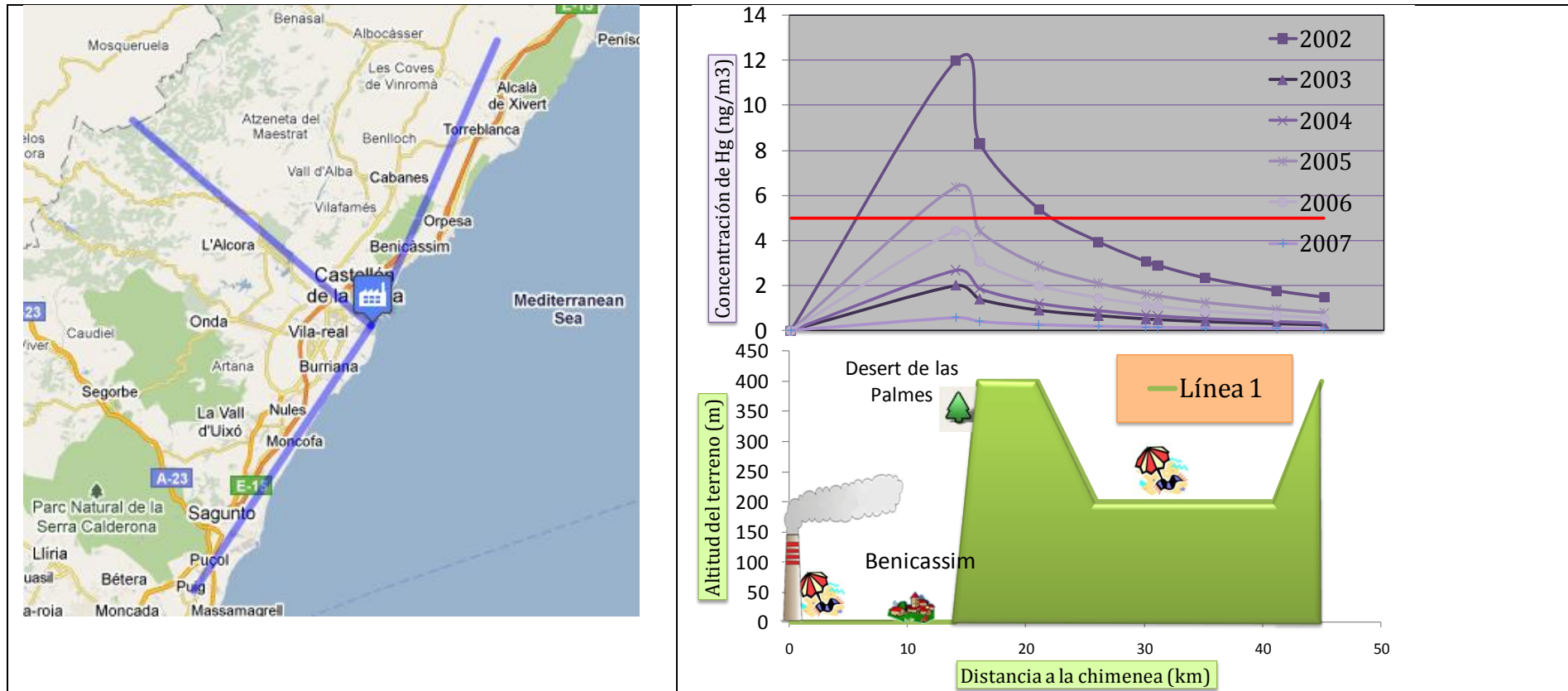


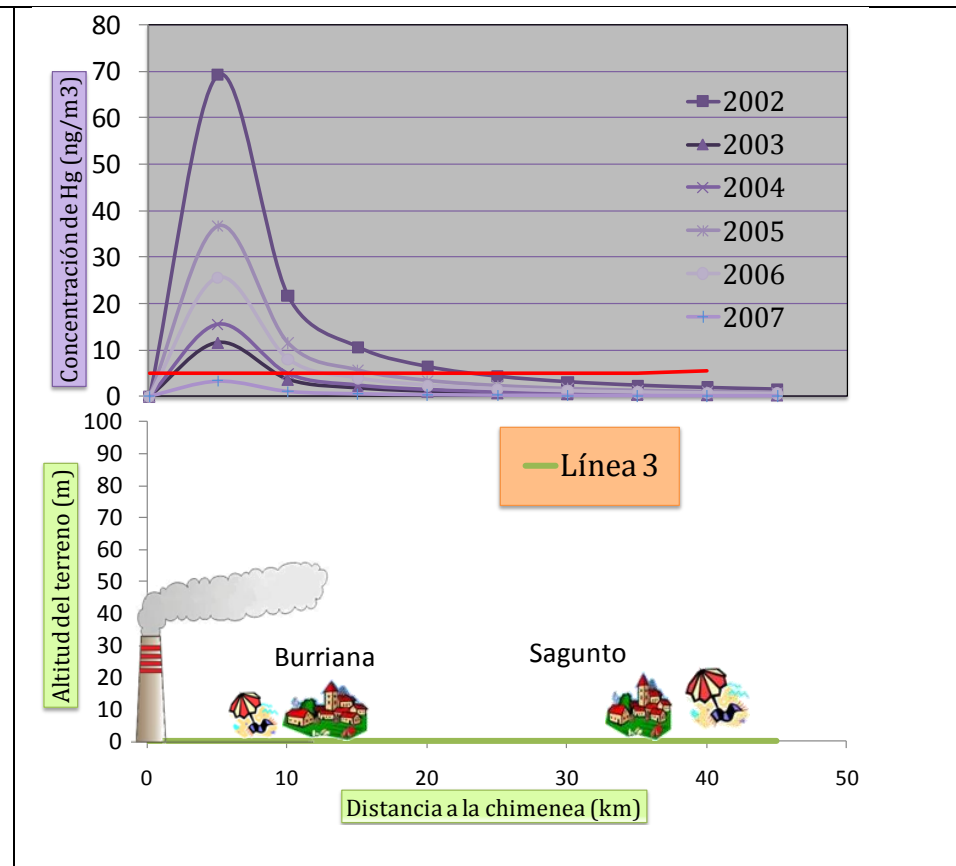
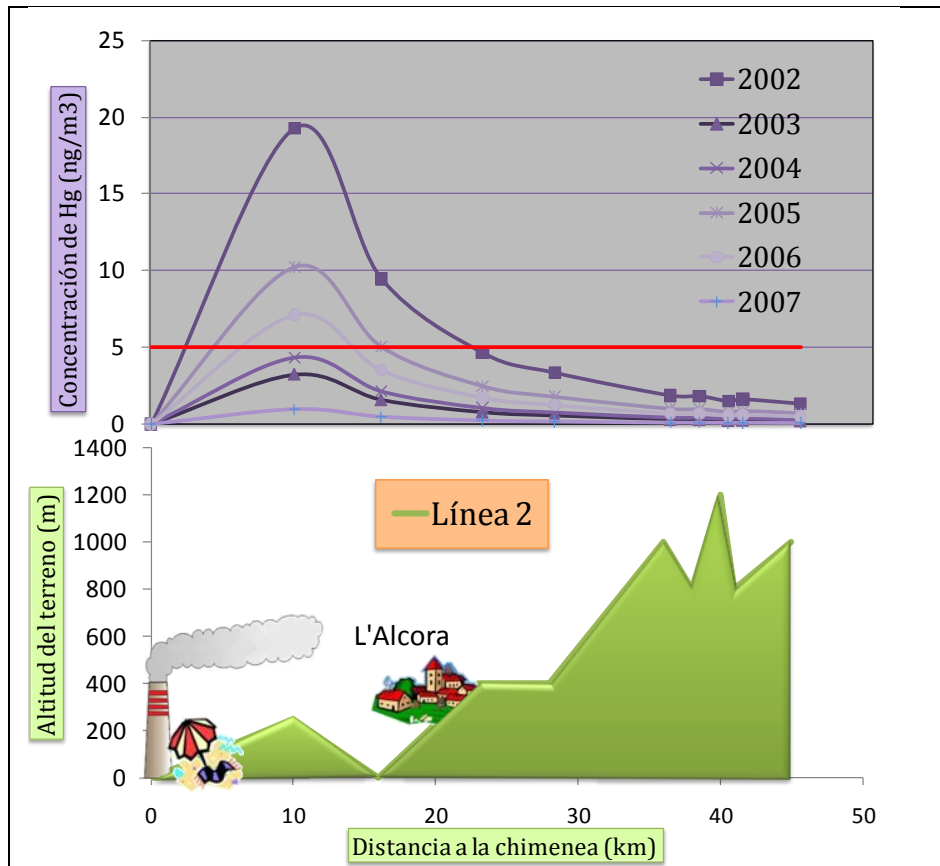
17.- Central Térmica de Cercs.





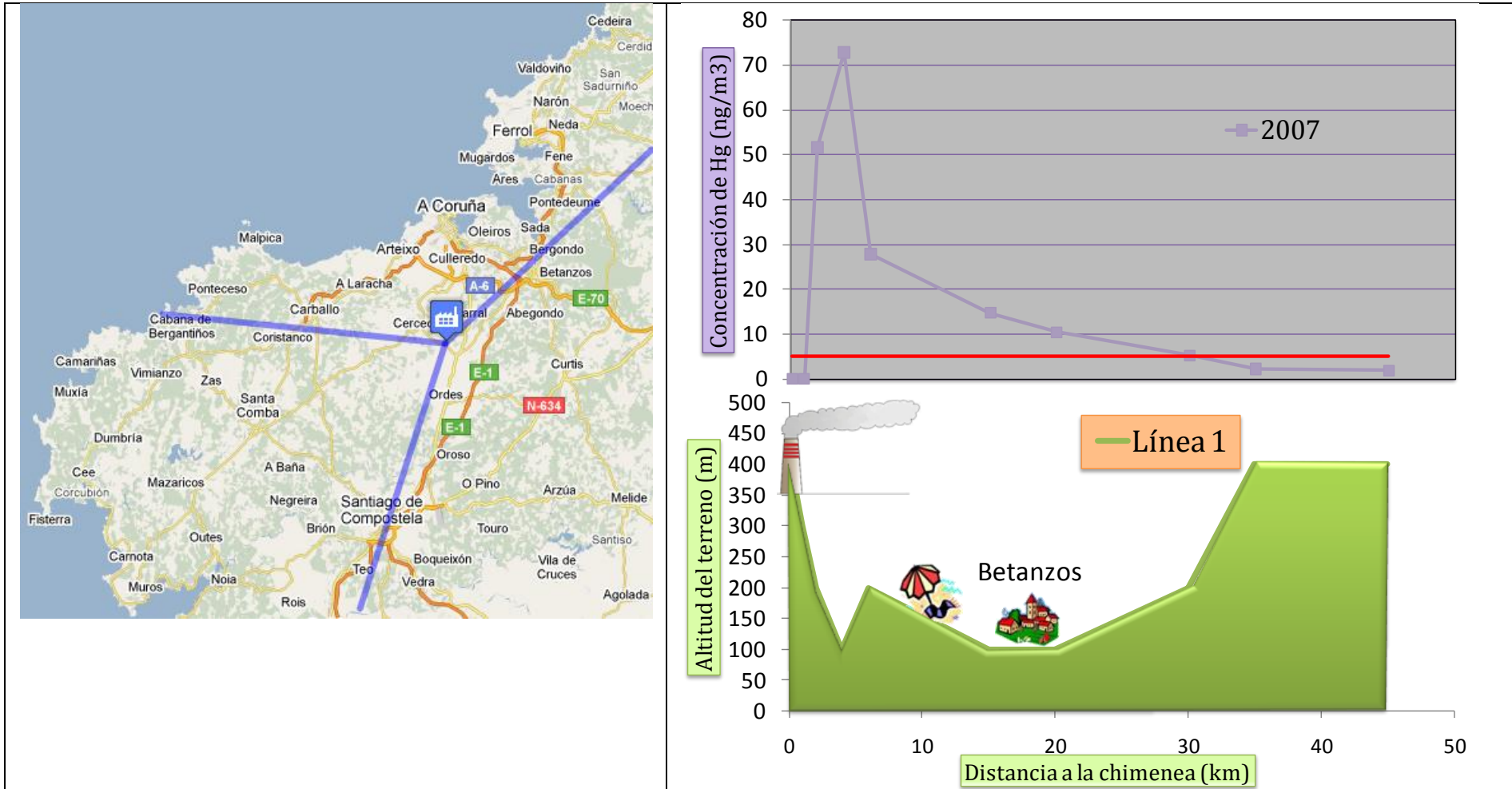
18.- Central Térmica de Castellón

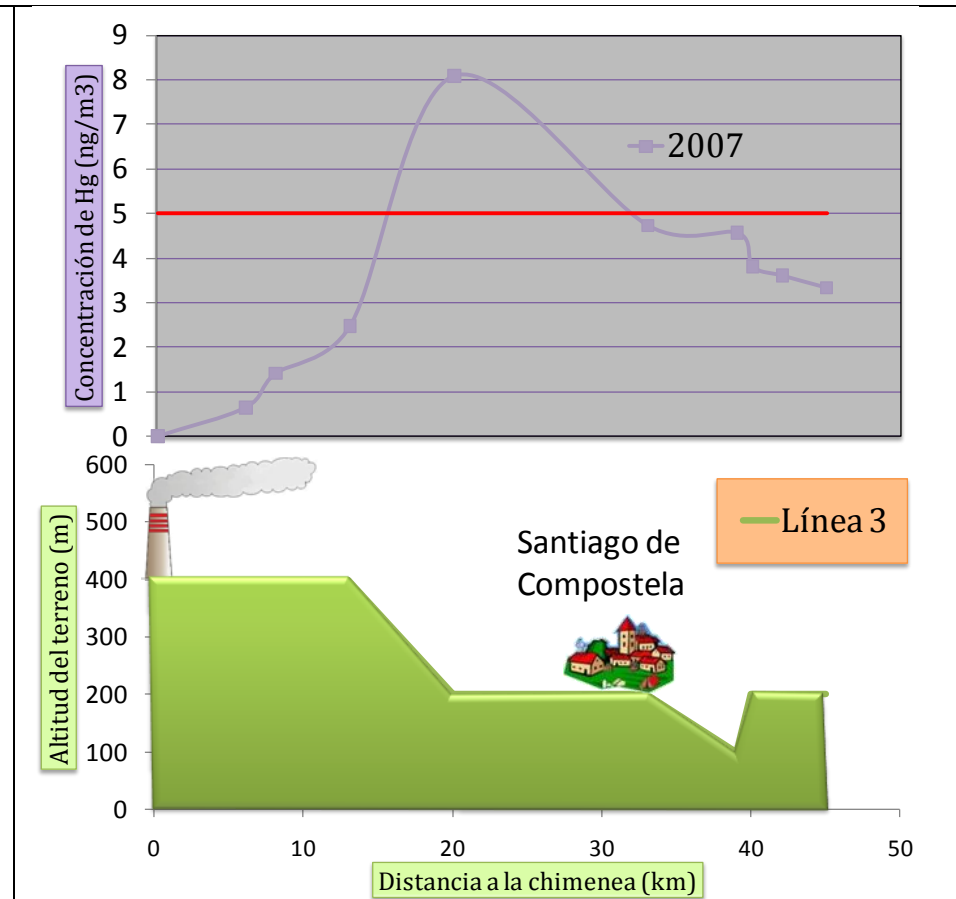
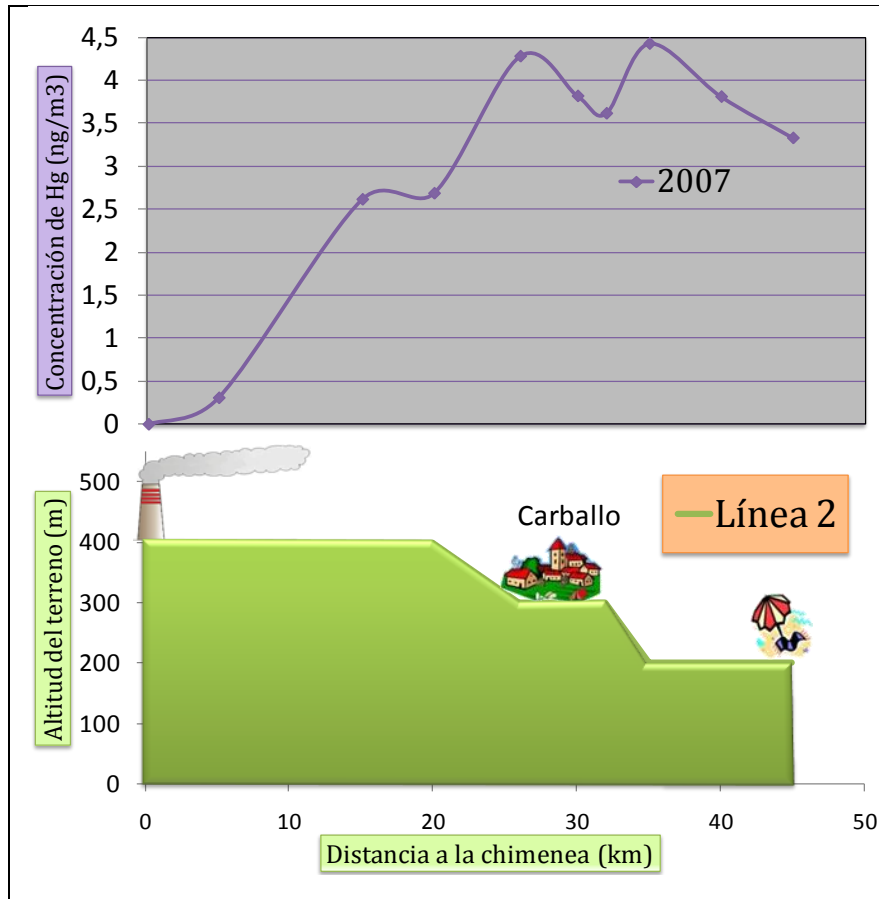




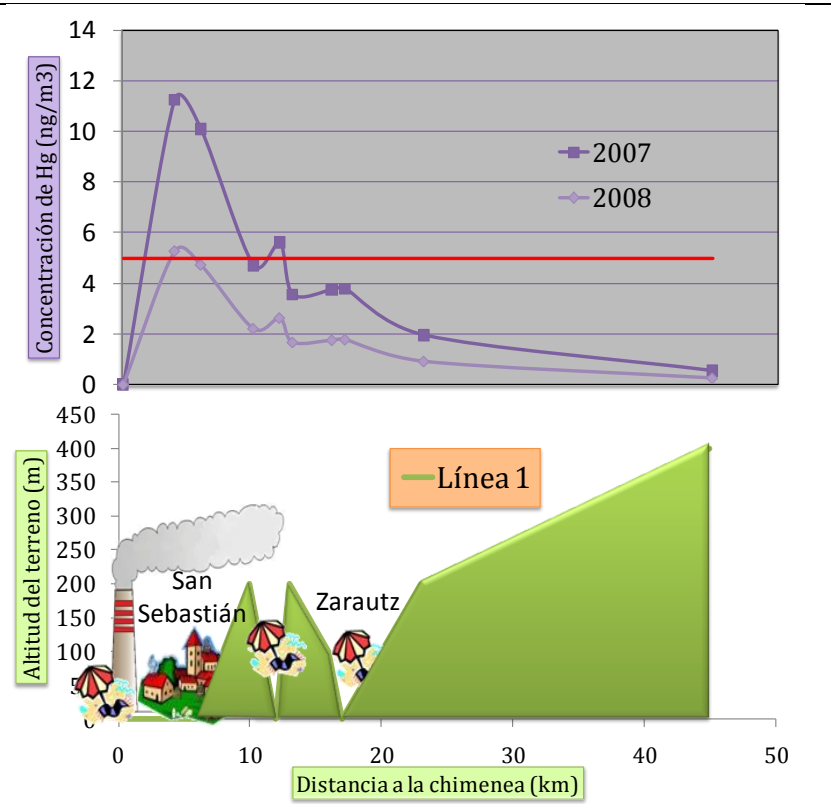
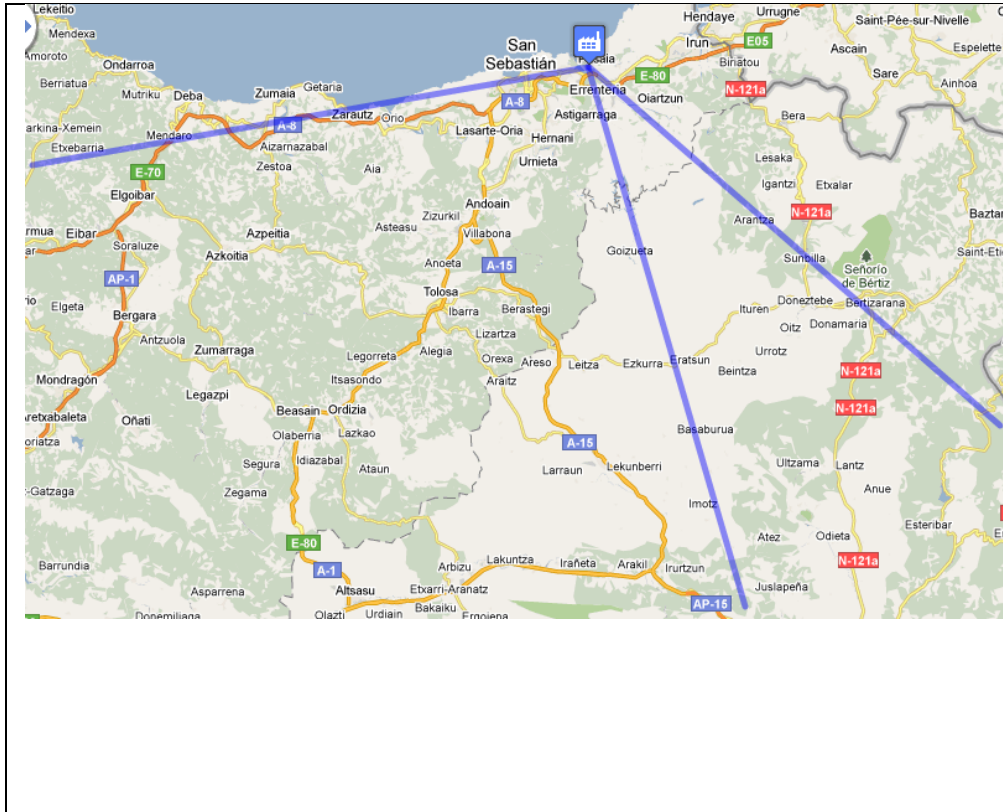


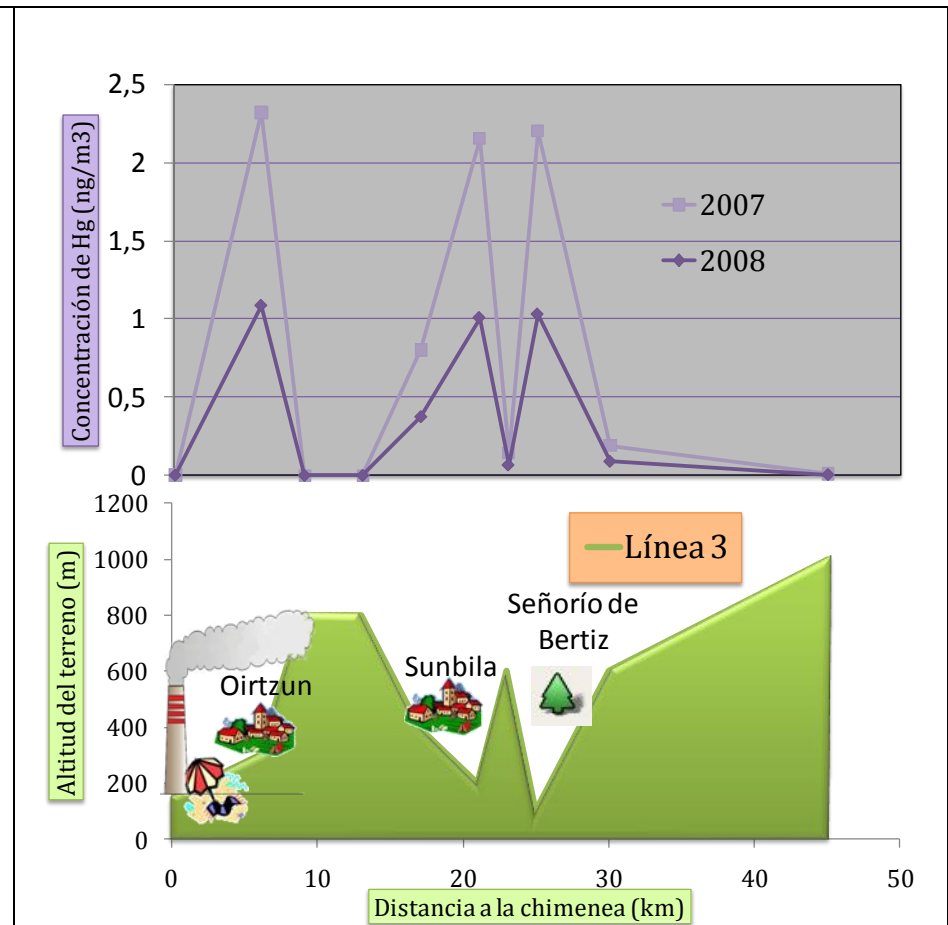
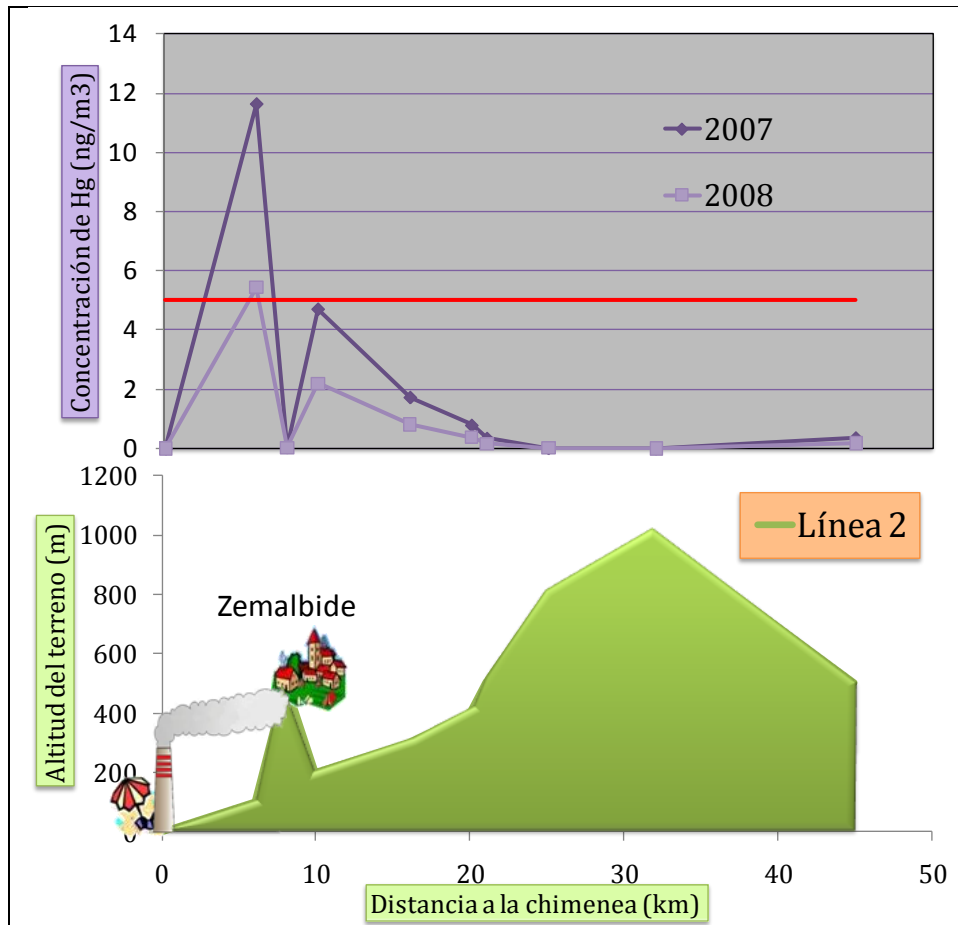
19.- Central Térmica de Meirama.





20.- Central Térmica de Pasajes.





21.- Central Térmica de Santurce.

