

Universidad de Huelva

Departamento de Física Aplicada



Caracterización ambiental de estructuras mineras en la Faja Pirítica Ibérica como soporte metodológico de gestión territorial

Memoria para optar al grado de doctora
presentada por:

Eva Pérez Ostalé

Fecha de lectura: 10 de octubre de 2014

Bajo la dirección de los doctores:

José Antonio Grande Gil

María Luisa de la Torre Sánchez

Teresa Maria Valente

Huelva, 2014



CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DE ESTRUCTURAS MINERAS EN LA FAJA PIRÍTICA IBÉRICA COMO SOPORTE METODOLÓGICO DE GESTIÓN TERRITORIAL



Eva Pérez Ostalé

Tesis Doctoral 2014

Tecnología Ambiental. Departamento de Física Aplicada

**CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DE ESTRUCTURAS MINERAS EN LA
FAJA PIRÍTICA IBÉRICA COMO SOPORTE METODOLÓGICO DE GESTIÓN
TERRITORIAL**

Eva Pérez Ostalé

Tesis Doctoral

Tecnología Ambiental

Departamento de Física Aplicada

Universidad de Huelva

Directores:

Dr. José Antonio Grande Gil

Dra. María Luisa de la Torre Sánchez

Dra. Teresa María Valente

Huelva, julio de 2014

**CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DE ESTRUCTURAS MINERAS EN LA
FAJA PIRÍTICA IBÉRICA COMO SOPORTE METODOLÓGICO DE GESTIÓN
TERRITORIAL**

Eva Pérez Ostalé

Tesis Doctoral

Tecnología Ambiental

Departamento de Física Aplicada

Universidad de Huelva

Directores:

Dr. José Antonio Grande Gil

Dra. María Luisa de la Torre Sánchez

Dra. Teresa María Valente

Huelva, julio de 2014

D. José Antonio Grande Gil, Catedrático de Universidad del Área de Prospección e Investigación Minera de la Escuela Técnica Superior de Ingeniería de la Universidad de Huelva, Dña. María Luisa de la Torre Sanchez, Profesora Titular de Universidad de la Escuela Técnica Superior de Ingeniería de la Universidad de Huelva y Dña. Teresa María Valente, Profesora auxiliar de la Universidad do Minho (Portugal)

CERTIFICAN

Que Dña. EVA PÉREZ OSTALÉ, Ingeniero Industrial por la Universidad de Sevilla, Ingeniero Técnico de Minas y Máster en Tecnología Ambiental por la Universidad de Huelva, ha desarrollado bajo su dirección y dentro del programa de doctorado de Tecnología Ambiental, el trabajo de investigación correspondiente a su tesis doctoral titulado:

CARACTERIZACIÓN AMBIENTAL DE ESTRUCTURAS MINERAS EN LA FAJA PIRÍTICA IBÉRICA COMO SOPORTE METODOLÓGICO DE GESTIÓN TERRITORIAL.

Revisado el presente trabajo, estiman que puede ser presentado al tribunal que ha de juzgarlo.

Y para que conste a efectos de lo establecido en el artículo octavo del Real Decreto 778/1998 y por la Normativa Reguladora del título de Doctor de la Universidad de Huelva, autorizan la presentación a trámite de este trabajo.

Huelva, a 11 de Julio de 2014

Dr. José Antonio Grande Gil

(Director)

Dra. María Luisa de la Torre Sánchez

(Directora)

Dra. Teresa María Valente

(Directora)

Doctorando: Eva Pérez Ostalé

A Antonio, por todo, en especial por regalar a este proyecto un tiempo que le pertenecía.

A mis padres, por ayudarme a llegar hasta aquí.

AGRADECIMIENTOS

PROYECTO Y FINANCIACIÓN

Esta Tesis Doctoral desarrollada en el seno del Centro de Investigación para el Desarrollo de la Ingeniería en Minería Sostenible de la Universidad de Huelva, y en el Centro de Investigação Geológica, Ordenamento e Valorização de Recursos de la Universidad de Minho (Portugal), ha podido ser financiada al amparo de los siguientes Proyectos de Investigación de Concurrencia Competitiva:

1. Título del proyecto: CUANTIFICACIÓN DE LA CARGA METÁLICA Y SULFATOS APORTADA POR PROCESOS AMD A EMBALSES DE LA FAJA PIRÍTICA IBÉRICA : MODELIZACIÓN DEL PROCESO Y VELOCIDADES DE COLMATACIÓN

Entidad financiadora: Ministerio de Educación y Ciencia. Convocatoria CICYT.

Clave: (CGL2010-21268-C02-01).

Investigador responsable: Dr. D. José Antonio Grande Gil

2. Título del proyecto: CUANTIFICACIÓN DE LA CARGA METÁLICA Y SULFATOS APORTADA POR PROCESOS AMD A EMBALSES DE LA FAJA PIRÍTICA IBÉRICA

Entidad financiadora: Junta de Andalucía. Convocatoria Proyectos de Excelencia.

Clave: (RNM-6570)

Investigador responsable: Dr. D. José Antonio Grande Gil

3. Título del proyecto: INVESTIGACIÓN Y TRANSFERENCIA TRANSFRONTERIZA ESPAÑA-PORTUGAL. SUBPROYECTO: INVENTARIO DE EXPLOTACIONES MINERAS EN LA FAJA PIRÍTICA IBÉRICA HISPANO-PORTUGUESA. CARACTERIZACIÓN PRELIMINAR DE EFLUENTES (INVEMIN).

Entidad financiadora: UNIÓN EUROPEA (FEDER)-PROGRAMA OPERATIVO DE COOPERACIÓN TRANSFRONTERIZO ESPAÑA/Portugal (POCTEP).

Clave: 0432_I2TEP_5_E- INVEMIN

Investigador responsable: Dr. D. José Antonio Grande Gil

4. Título del Proyecto: Proyecto estratégico-UI 697

Entidad financiadora: Fundação Para a Ciencia y Tecnología (FCT Portugal)-C.I.G.r.

Clave: Pest-OE/CTE/UI0697/2012.

AGRADECIMIENTOS

Quisiera expresar mi agradecimiento más sincero a todas aquellas personas que han contribuido al desarrollo de esta Tesis Doctoral.

En primer lugar, doy las gracias a los directores de esta Tesis por la oportunidad brindada, habiéndome permitido, unirme a su inmejorable grupo de trabajo. Al Dr. José Antonio Grande Gil, por su confianza ciega desde el primer momento, incluso antes, de que yo descubriera mi interés por la investigación. Gracias por esos días de campo y eternas horas de despacho, siempre tratando de transmitir sus conocimientos. A la Doctora María Luisa de la Torre Sánchez, tengo que agradecerle su perseverante dedicación, consejos y gran apoyo. A la Doctora Teresa María Valente, por toda la ayuda prestada, por su profesionalidad y plena disponibilidad, haciendo que la distancia, no haya supuesto inconveniente alguno. Gracias a los tres por guiarme durante este largo camino, que espero, solo sea el principio de proyectos venideros.

A mi compañera María Santisteban Fernández, por la gran ayuda brindada en todos los aspectos y la labor desarrollada en los trabajos de laboratorio que han hecho posible la obtención de los resultados de los análisis presentados.

A mis compañeras Noelia González Ponce, por acompañarme y asistirme en la etapa de muestreo y las salidas de campo bajo la lluvia y a María Cruzado Fernández, por el apoyo ofrecido en la etapa inicial de inventario y cartografía.

A D. Alberto Santiago Batanero y D^a. Edwige Gautreau, por su cooperación en las mediciones fluviales.

A todas aquellas personas que nos han facilitado el acceso y la localización de las numerosas explotaciones visitadas, en particular, a D. Ramón Almansa Reyes.

Al Departamento de Ingeniería Minera, Mecánica y Energética de la Escuela Técnica Superior de Ingeniería, al Centro de Investigación para la Ingeniería en Minería Sostenible de esta Universidad, y al Centro de Investigaçao Geológica, Ordenamento y Valorizaçao de Recursos de la Universidad de Minho por acogerme y facilitar mi labor.

A mis padres y a mi hermana, por estar siempre ahí.

Y a Antonio, por su eterna paciencia, comprensión, y su colaboración tanto profesional como personal. Con su ayuda, todo ha resultado menos difícil.

RESUMEN

RESUMEN

La Faja Pirítica Ibérica (FPI) es una de las regiones mineras más explotadas por el hombre desde la antigüedad como consecuencia del interés despertado por sus depósitos de sulfuros masivos. Esta intensa actividad extractiva ha provocado que el elevado número de explotaciones ubicadas por toda la provincia metalogenética, sean la causa de la contaminación por drenaje ácido de mina (AMD en la literatura anglosajona), que sufren los ríos que discurren por la Faja. Actualmente, existen multitud de estructuras mineras que constituyen fuentes de contaminación fluvial, aportando al agua grandes cantidades de ácido, sulfatos y metales.

El objetivo principal de esta Tesis es la caracterización ambiental de los diferentes tipos de estructuras asociadas a las explotaciones de sulfuros existentes en el sector español de la Faja Pirítica Ibérica. Para ello, se han aplicado una serie de herramientas y técnicas que establecen un soporte metodológico de gestión del territorio, para un amplio escenario, aún por describir de forma global.

Con carácter innovador, se ha procedido a la elaboración de cartografías y cuantificación, a nivel de detalle, de todas las estructuras mineras en la FPI, distinguiendo entre escombreras, cortas, balsas e instalaciones, mediante campañas de campo y apoyo fotogramétrico en soporte digital.

Por otra parte, se ha llevado a cabo la caracterización hidroquímica en medio generador, a nivel de cada uno de los grupos mineros presentes en la FPI, donde las escombreras son la principal fuente de contaminación. Así pues, se ha efectuado un muestreo en época de lluvia, como condición para la producción de lixiviados en todas las áreas mineras, incluyendo pequeñas escombreras que únicamente lo hacen durante las precipitaciones. Igualmente, se han analizado los cauces, aguas abajo de las explotaciones, desde la óptica de su funcionamiento como medio receptor temporal. Este muestreo se ha llevado a efecto para las nueve subcuencas vertientes que se definen en esta Tesis para la parte española de la FPI, correspondientes a Trimpancho, Malagón, Cobica, Meca, Oraque, Olivargas, Odiel, Tinto y Guadiamar.

Se ha evaluado el grado de afección global que presentan los efluentes mineros asociados a las escombreras de las diferentes explotaciones. De este modo, se ha determinado el nivel ponderado de afección en base al modelo de Grande (2011) para los parámetros establecidos según la Directiva 98/83/CE, relativa a la calidad del agua para consumo humano. Análogamente, se ha estimado la contaminación para los cursos fluviales.

Los resultados obtenidos previamente han servido de base para la definición de un índice que permite evaluar la capacidad de contaminación por AMD de cada grupo minero (ICAMD), sobre la red fluvial. La definición de este índice supone una de las principales aportaciones de esta Tesis Doctoral, como índice global formulado para medios hídricos afectados por AMD.

Tras la determinación de este índice, se ha elaborado un mapa de riesgos que permite la observación, para toda una provincia metalogenética, del grado potencial de contaminación por AMD de cada explotación sobre la red fluvial. Todo ello, puesto a disposición de potenciales usuarios, como una herramienta de fácil acceso e interpretación para la gestión del territorio.

En resumen, la Faja Pirítica Ibérica ha sufrido una fuerte transformación del territorio por la intensa y prolongada actividad minera que se ha desarrollado a lo largo de la historia, mostrando más de 4.800 hectáreas afectadas por las 88 explotaciones inventariadas y sus diferentes labores. Las escombreras provocan la principal afección de la región, suponiendo aproximadamente el 60% del terreno degradado, seguidas de balsas y cortas, respectivamente, y en menor medida, de las instalaciones mineras.

A nivel de cuenca, los ríos Odiel y Tinto presentan las mayores superficies ocupadas por escombreras en la FPI, correspondientes al 50% para las pertenecientes a la cuenca del río Odiel, y al 32% a la del Tinto, sin contabilizar las asociadas a las minas activas Cobre las Cruces y Aguas Teñidas, que no provocan contaminación por AMD en el medio hídrico, ya que se encuentran en explotación y cumpliendo la normativa en vigor de vertidos a cauces públicos. De la misma forma, las cuencas de ambos ríos, reciben las mayores cantidades de aportes contaminantes en la FPI.

Del procedimiento empleado en relación con el nivel de contaminación, se extrae que todos los lixiviados mineros muestreados presentan un elevado grado de afección global, en ocasiones amortiguado por la época de muestreo correspondiente a un periodo lluvioso para poder evaluar todas las estructuras. Los metales que más frecuentemente exceden los valores permitidos por la legislación son hierro y cadmio, en el 98% de los casos. Los cauces más afectados, son Trimpancho, Cobica, Meca, Odiel y Tinto.

La descripción del índice de capacidad de contaminación por AMD, junto con el mapa de riesgos elaborado, permite visualizar cómo la red fluvial de la FPI está afectada desde el comienzo de su recorrido, de Norte a Sur, y recoge las emisiones de numerosas minas cuyas escombreras generan extraordinarios niveles de contaminación por AMD que conforman un escenario único a nivel global.

La información obtenida en este estudio será de utilidad para futuros proyectos mineros en la FPI, en un contexto de especial interés, ante el carácter estratégico asumido por el cobre a demanda de los países emergentes. Asimismo, la metodología aplicada es extrapolable a cualquier otro área que sufra problemas que afecten a la red fluvial asociada no solo a minería de sulfuros, sino a otros tipos de interacción minería-medio ambiente.

ABSTRACT

The Iberian Pyrite Belt (IPB) is one of the most exploited regions in the world since ancient times as a result of the interest produced by its massive sulfide deposits. This intense mining activity throughout the metallogenic province has resulted in the pollution of the fluvial network by acid mine drainage (AMD). Nowadays, there are a multitude of mining structures that constitute sources of aquatic pollution, mobilizing large amounts of acidity, sulfates and metals into the watercourses.

The main goal of this thesis is the environmental characterization of the different types of mining structures associated with sulfide exploitation in the Spanish sector of the IPB. For this purpose, a diversity of tools and techniques were implemented in order to establish a methodological support for land management, applicable to a scenario that is still only partially known.

A novel point of this work addresses the detailed mapping and quantification of all mining structures in the IPB, differentiating between waste dumps, open pits, tailing dams and mining facilities, by means of field campaigns and digital photogrammetric support.

Furthermore, the hydrochemical characterization of AMD-generating sources has also been carried out to each mining group present in the IPB, where waste dumps are the main source of contamination. Thus, a sampling campaign was performed in the rainy season. This was a critical condition for the production of leachate in all mining areas, including small dumps where leaching occurs only briefly after rain. Samples were also collected downstream, in the main watercourse, which represents the global temporary receiving system. Therefore, sampling has been carried out in nine sub-watersheds that were defined under the scope of this work for the Spanish sector of the IPB: Trimpancho, Malagón, Cobica, Meca, Oraque, Olivargas, Odiel, Tinto, and Guadiamar.

First, the contamination level of the leachates produced in each mine waste dump has been assessed. By using the model proposed by Grande (2011), and according to the Council Directive 98/83/EC for water quality, weighting values for pollution have been determined. Similarly, the same method was applied to evaluate the contamination degree of the receiving watercourse.

Then, the obtained results have provided the basis for the definition of an index that assesses each mining group's capacity to cause contamination by AMD (ICAMD). Such an index represents one of the main contributions of this thesis, as a global index formulated for AMD-affected systems.

Subsequently, ICAMD allowed to elaborate a risk map for the entire metallogenic province that reflects the potential degree of fluvial contamination by AMD of each mining group. So, this work has produced easy access and visualization tools for land management, which are made available for potential users.

In summary, the IPB has undergone a major transformation of the territory by the intense and prolonged mining activity, showing over 4800 hectares of affected land. Almost a hundred of sulfide mines with their persistent structures are responsible for this change. Waste dumps are the main focus of environmental impact, representing approximately 60% of the degraded land, followed by tailings dams, open pits and, finally, mining facilities.

At the watershed level, the Odiel and the Tinto rivers are the largest areas occupied by waste dumps in the IPB. The Odiel watershed contains about 50% of the area occupied by waste dumps, while the Tinto comprises 32%, excluding Cobre las Cruces and Aguas Teñidas. These two mines cause no pollution by AMD as they are in operation and, consequently, forced to comply with current regulations regarding discharges into public channels. Likewise, the watersheds of both rivers receive the highest amounts of contaminant load in the IPB.

In what concerns the level of contamination, all the sampled effluents show signs of strong pollution, occasionally, mitigated by the sampling circumstances, during the rainy period. The metals that most often exceed the levels established by regulations are iron and cadmium (98% of cases). Qualitatively, the most affected channels are Trimpancho, Cobica, Meca, Odiel, and Tinto.

The description of the index of contamination capacity by AMD along with the risk map allow to visualize how the river network in the IPB is affected since the beginning of its watercourses (from north to south), and how it collects leachates from numerous mines whose waste dumps generate extraordinary levels of contamination by AMD, originating an unique scenario in the world.

The information obtained in this study will be useful for future mining projects in the IPB, especially in the context of copper demand in emerging countries. Furthermore, the methodology is transferable to any other area with similar problems that are not only associated with sulfide mining but also with other types of mining-environmental interaction.

Un científico debe tomarse la libertad de plantear cualquier cuestión, de dudar de cualquier afirmación, de corregir errores.

Robert Oppenheimer (1904-1967)

Nadie debería cuestionar la minería como sostén del desarrollo, nosotros tampoco. Simplemente tratamos de definir y buscar soluciones a problemas ambientales heredados de una minería histórica mal gestionada.

(Mis Maestros y yo, 2014)

ÍNDICE

ÍNDICE GENERAL

CAPITULO 1: INTRODUCCIÓN	13
1.1 JUSTIFICACIÓN Y OPORTUNIDAD DE LA TESIS	15
1.2 IMPACTO AMBIENTAL EN LA MINERÍA	16
1.2.1 FUENTES DE IMPACTO AMBIENTAL	17
1.2.2 TIPOS DE IMPACTOS AMBIENTALES	18
1.2.3 PRODUCCIÓN Y ACUMULACIÓN DE RESIDUOS.....	20
1.2.3.1 Escombreras	20
1.2.3.1.1 Tipos de escombreras	21
1.2.3.1.2 Construcción de las escombreras	22
1.2.3.2 Presas de residuos.....	23
1.2.3.2.1 Características de los lodos.....	25
1.2.3.2.2 Diseños constructivos.....	26
1.3 EL DRENAJE ÁCIDO DE MINA	28
1.3.1 EL AMD COMO PROBLEMA GLOBAL	28
1.3.2 CARACTERIZACIÓN E IMPORTANCIA DEL FENÓMENO AMD.....	30
1.3.3 REACCIONES Y FACTORES DE CONTROL DEL PROCESO	32
1.3.3.1 Papel de la bacteria en la oxidación de los sulfuros.....	35
1.3.3.2 Producto de las reacciones - Fases minerales asociadas al drenaje ácido	39
1.3.3.2.1 Eflorescencias de sulfatos solubles.....	39
1.3.3.2.2 Productos ocre y sorción de metales.....	40
1.3.4 PRINCIPALES FUENTES DE AMD EN MINERÍA DE SULFUROS	41
1.3.4.1 Escombreras	41
1.3.4.2 Balsas de lodos, balsas de residuos mineros pirfíticos, balsas de decantación, lixiviación y flotación.....	42
1.3.4.3 Lagos de corta.....	44
1.3.4.4 Minas subterráneas y socavones	44
1.3.4.5 Trituración.....	45
1.3.4.6 Lavado.....	45
1.3.4.7 Cementación	45
1.4 ESTRATEGIAS DE RESTAURACIÓN Y REMEDIACIÓN AMBIENTAL	46
1.4.1 RESTAURACIÓN DE ESCOMBRERAS	46
1.4.1.1 Tratamiento de taludes.....	46
1.4.1.2 Preparación de los terrenos	48
1.4.2 RESTAURACIÓN DE PRESAS DE RESIDUOS	50
1.4.3 TRATAMIENTO DE AGUAS ÁCIDAS	52
1.4.3.1 Tratamientos activos	53
1.4.3.1.1 Tecnologías convencionales	53
1.4.3.1.2 Tecnologías emergentes	55
1.4.3.2 Tratamientos pasivos	60
1.4.3.2.1 Humedales.....	61
1.4.3.2.2 Bioreactores.....	66
1.4.3.2.3 Canales abiertos de caliza (OLC).....	68
1.4.3.2.4 Drenaje anóxido calizo (ALD).....	68
1.4.3.2.5 Sistemas sucesivos de generación de alcalinidad (SAPS).....	69
1.4.3.2.6 Barreras reactivas permeables (PRB).....	71

1.5 MARCO LEGAL	73
1.5.1 ÁMBITO COMUNITARIO	73
1.5.2 ÁMBITO ESTATAL.....	74
1.5.3 ÁMBITO AUTONÓMICO.....	79
<u>CAPITULO 2: DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO</u>	81
2.1 LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA	83
2.1.1 MARCO GEOGRÁFICO Y SOCIOECONÓMICO.....	83
2.1.2 REPASO HISTÓRICO DE LA MINERÍA EN EL SW PENINSULAR	86
2.1.3 EL PRECIO ACTUAL DEL COBRE Y RESURGIR DE LA MINERIA EN LA FPI.....	90
2.2 MARCO GEOLÓGICO	95
2.2.1 ESTRATIGRAFÍA.....	96
2.2.1.1 Dominios de la Zona Surportuguesa	96
2.2.1.2 Estratigrafía de la Faja Pirítica Ibérica.....	96
2.2.2 LA FAJA PIRÍTICA IBÉRICA COMO MEDIO GENERADOR DE AMD	100
2.3 MARCO HIDROLÓGICO	101
2.3.1 LA RED FLUVIAL	101
2.3.1.1 Río Odiel.....	101
2.3.1.2 Río Tinto	103
2.3.1.3 Río Chanza.....	105
2.3.1.4 Río Guadiamar	106
2.3.2 EL ESTUARIO DE LOS RIOS TINTO Y ODIEL COMO MEDIO RECEPTOR DE AMD 106	
2.3.3 LA PRESA DE LA ALCOLEA	110
2.3.4 PLAN HIDROLÓGICO DE CUENCAS	112
2.4 MARCO CLIMÁTICO	114
2.4.1 EL CLIMA COMO CONDICIONANTE DE LOS PROCESOS AMD	114
2.4.2 ESTUDIO CLIMÁTICO	114
2.4.2.1 Clasificación climática	129
2.4.2.1.1 Índices climáticos.....	129
2.4.2.1.2 Climodiagrama de Walter y Lieth.....	131
2.4.2.1.3 Clasificación climática de Thornthwaite	132
<u>CAPITULO 3: OBJETIVOS</u>	139
3.1 OBJETIVO CENTRAL DE LA TESIS DOCTORAL	141
3.2 OBJETIVOS PARCIALES	141
<u>CAPITULO 4: MATERIALES Y MÉTODOS</u>	143
4.1 CARTOGRAFÍAS DE ESTRUCTURAS MINERAS	145
4.1.1 REVISIÓN DE ANTECEDENTES CARTOGRÁFICOS Y DE INVENTARIO	145
4.1.2 ELABORACIÓN DE CARTOGRAFÍAS DE BASE A PARTIR DE TELEDETECCIÓN 148	

4.1.3	CONTRASTE Y REAJUSTE DE CARTOGRAFÍAS EN CAMPO.....	148
4.2	CARACTERIZACIÓN HIDROQUÍMICA DE EFLUENTES MINEROS	148
4.2.1	DISEÑO DE LA RED Y PLAN DE MUESTREO.....	148
4.2.2	SELECCIÓN DE PARÁMETROS.....	151
4.2.2.1	Medidas in situ.....	151
4.2.2.2	Muestreo de agua.....	152
4.2.2.3	Tratamiento de las muestras de agua.....	152
4.2.2.4	Métodos analíticos.....	153
4.3	TRATAMIENTO GRÁFICO-ESTADÍSTICO DE DATOS	155
4.4	ELABORACIÓN DE UN MAPA DE AFECCIÓN DE EFLUENTES	156
4.5	ELABORACIÓN DE UN MAPA DE RIESGOS DE LA RED FLUVIAL	157
CAPITULO 5: RESULTADOS Y DISCUSIÓN		159
5.1	SUPERFICIES AFECTADAS POR LA ACTIVIDAD EXTRACTIVA	161
5.1.1	CARTOGRAFÍAS INDIVIDUALIZADAS DE LAS MINAS EN ESTUDIO.....	161
5.1.1.1	Cuenca del Chanza.....	162
5.1.1.1.1	Subcuenca del Trimpancho.....	162
5.1.1.1.2	Subcuenca del Malagón.....	166
5.1.1.1.3	Subcuenca del Cobica.....	172
5.1.1.2	Cuenca del Odiel.....	175
5.1.1.2.1	Subcuenca del Meca.....	175
5.1.1.2.2	Subcuenca del Oraque.....	180
5.1.1.2.3	Subcuenca del Olivargas.....	186
5.1.1.2.4	Subcuenca del Odiel.....	191
5.1.1.3	Cuenca del Tinto.....	206
5.1.1.4	Cuenca del Guadiamar.....	215
5.1.2	SUPERFICIES OCUPADAS POR ESTRUCTURAS MINERAS.....	217
5.2	CARACTERIZACIÓN HIDROQUÍMICA DE EFLUENTES	225
5.2.1	FOCOS CONTAMINANTES.....	226
5.2.2	CAUCES RECEPTORES.....	233
5.2.3	RELACIONES CAUSA-EFECTO ENTRE FOCOS CONTAMINANTES Y CAUCES RECEPTORES.....	235
5.3	TRATAMIENTO GRÁFICO-ESTADÍSTICO	242
5.3.1	RELACIONES ENTRE PARÁMETROS HIDROQUÍMICOS.....	242
5.3.2	RELACIONES ENTRE PARÁMETROS HIDROQUÍMICOS Y ESCOMBRERAS.....	246
5.3.3	TRATAMIENTO ESTADÍSTICO PARA FOCOS CONTAMINANTES.....	249
5.3.4	TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE CAUCES RECEPTORES.....	253
5.4	MAPAS DE AFECCIÓN DE EFLUENTES	255
5.5	MAPA DE RIESGOS DE LA RED FLUVIAL DE LA FPI	273
5.5.1	APROXIMACIÓN AL CÁLCULO DE APORTES CONTAMINANTES.....	273
5.5.2	RIESGOS POTENCIALES.....	288
5.4	SÍNTESIS DE RESULTADOS	295

CAPITULO 6: CONCLUSIONES Y APORTACIONES	301
6.1 CONCLUSIONES Y APORTACIONES	301
REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	309

ÍNDICE DE TABLAS, FIGURAS, FOTOGRAFÍAS Y MAPAS

TABLAS

Tabla 1.1. Problemas de los terrenos alterados por la minería y su tratamiento	49
Tabla. 1.2. Ventajas e inconvenientes de las principales técnicas de remediación pasivas empleadas en aguas afectadas por AMD	72
Tabla 2.1. Estado y prórrogas de algunas masas de agua superficial continentales de la Demarcación Hidrográfica del Tinto, Odiel y Piedras.....	113
Tabla 2.2. Datos Meteorológicos.....	115
Tabla 2.3. Resumen de parámetros meteorológicos referidos a 32 años (1980-2011)	128
Tabla 2.4. Zonas climáticas correspondientes al Índice de Lang.....	129
Tabla 2.5. Zonas climáticas correspondientes al índice termopluviométrico de Dantin-Revenga	130
Tabla 2.6. Tipos de clima en función del Índice de Vernet.....	131
Tabla 2.7. Valores de ETP calculada por Thornthwaite	133
Tabla 2.8. Balance hídrico para una capacidad de campo de 100 mm	134
Tabla 2.9. Balance hídrico para una capacidad de campo de 150 mm	134
Tabla 2.10. Tipos climáticos e índices de humedad	137
Tabla 2.11. Tipos climáticos en base a la eficacia térmica	138
Tabla 4.1. Valores paramétricos y ponderados de la contaminación.....	156
Tabla 4.2. Valores paramétricos máximos admisibles para la calidad del agua	156
Tabla 5.1. Superficies ocupadas por estructuras mineras en la FPI.....	218
Tabla 5.2. Área ocupada por las labores mineras en cada cuenca de primer y segundo orden	219
Tabla 5.3. Resumen del área ocupada por las minas más extensas de la FPI	225
Tabla 5.4. Concentración de metales, sulfatos y parámetros físico-químicos de lixiviados mineros.....	230
Tabla 5.5. Valores paramétricos y ponderados de la contaminación (Grande, 2011).	255
Tabla 5.6. Valores paramétricos máximos admisibles para la calidad del agua (Directiva 98/83/CE)	256
Tabla 5.7. Concentración de metales y parámetros de campo en medio receptor.....	233
Tabla 5.8. Variables y cálculo de ICAMD para las explotaciones de sulfuros en la FPI	290
Tabla 5.8. Síntesis de resultados.....	297
Tabla 5.9. Escala de riesgos en función del ICAMD	291

FIGURAS

Figura 1.1. Tipos de escombreras según la secuencia de construcción.....	22
Figura 1.2. Vertido directo y vertido interno con empuje con tractor	22
Figura 1.3. Presa minera con punto de descarga de lodos en la coronación del dique.....	24
Figura 1.4. Presa minera con punto de descarga de lodos en la cola del dique.....	25
Figura 1.5. Variación del contenido de finos en función de la distancia al punto de descarga de lodos.....	26
Figura 1.6. Clasificación de las presas mineras en función de la forma de construcción del cierre. a) Método de aguas arriba, b) Método de aguas abajo, c) Método de línea central, d) Método de línea central desplazada	27
Figura 1.7. Áreas mineras de Canadá	29
Figura 1.8. Minería actual en Europa	30

Figura 1.9. Diagrama comparativo de las velocidades de oxidación biótica y abiótica de la pirita.....	36
Figura 1.10. Distintos tipos de lixiviación de sulfuros según Tributsch	38
Figura 1.11. Perfil de tomografía eléctrica de la Balsa de Monte Romero (Huelva)	43
Figura 1.12. Contrafuertes de drenaje	47
Figura 1.13. Técnicas de estaquillado.....	47
Figura 1.14. Sistema HDS de la mina Wheal Janes (Cornualles, Reino Unido).....	54
Figura 1.15. Diagrama de sistema de EC con dos electrodos	58
Figura 1.16. Esquema de principio de uno de los módulos	60
Figura 1.17. Disposición de las celdas en un humedal aerobio y circulación del agua en su interior	63
Figura 1.18. Humedal anaerobio de flujo horizontal (a) y vertical (b).....	63
Figura 1.19. Esquema de bioreactor sulfato-reductor	67
Figura 2.1. Municipios de la FPI en las provincias de Huelva y el Oeste de Sevilla	83
Figura 2.2. Mapa de localización.....	84
Figura 2.3. Aportación por sectores al VAB de las provincias de Huelva y Sevilla en el año 2010	85
Figura 2.4. Contribución (%) y tipo de recurso de las comunidades autónomas para el valor de la producción minera en 2011	86
Figura 2.5. Consumo de cobre refinado en el mundo entre 1900 y 2010	90
Figura 2.6. Producción mundial de cobre en 2011.....	91
Figura 2.7. Distribución del consumo de cobre por sectores industriales en 2011	91
Figura 2.8. Evolución del precio del cobre en US\$ por tonelada	90
Figura 2.9. Mapa general de la Zona Surportuguesa.....	92
Figura 2.10. Columna Estratigráfica General de la Faja Pirítica Ibérica	98
Figura 2.11. Red hidrográfica de la cuenca del río Odiel	102
Figura 2.12. Red hidrográfica de la cuenca del río Tinto	104
Figura 2.13. Red hidrográfica de la cuenca del río Chanza	106
Figura 2.14. Red hidrográfica de la cuenca del río Guadiamar.....	107
Figura 2.15. Zonas del sistema de estuarios de los ríos Tinto y Odiel	110
Figura 2.16. Climodiagrama de Walter y Lieth	132
Figura 2.17. Diagrama de balance hídrico para una capacidad de campo de 100 mm.....	135
Figura 2.18. Diagrama de balance hídrico para una capacidad de campo de 150 mm.....	136
Figura 4.1. Capas de mapa topográfico, ortofoto y superficies de Mina Sotiel Coronada ...	145
Figura 4.2. Capas de mapa topográfico y elementos cartográficos en Mina Sotiel Coronada	145
Figura 4.3. Red de muestreo.....	148
Figura 5.1. Leyenda de elementos topográficos	161
Figura 5.2. Distribución de la superficie afectada por labores mineras según cuencas	220
Figura 5.3. Distribución de la superficie afectada por labores mineras, según cuencas, sin incluir las explotaciones actualmente activas.....	221
Figura 5.4. Distribución de la superficie afectada por las escombreras, según cuencas, sin incluir las explotaciones actualmente activas.....	221
Figura 5.5. Distribución de la superficie afectada por escombreras, según subcuencas, sin incluir las explotaciones activas de la FPI	222
Figura 5.6. Área de estructuras mineras según cuencas.....	223
Figura 5.7. Tipos de estructuras mineras por cuencas vertientes principales	224
Figura 5.8. Distribución de estructuras mineras en la FPI	224
Figura 5.9. Concentraciones de metales, arsénico y pH por cuencas vertientes	234

Figura 5.10. Concentración de metales, arsénico y parámetros físico-químicos en la subcuenca del Trimpancho	236
Figura 5.11. Concentración de metales, arsénico y parámetros físico-químicos en la subcuenca del Malagón	237
Figura 5.12. Concentración de metales, arsénico y parámetros físico-químicos en la subcuenca del Cobica	237
Figura 5.13. Concentración de metales, arsénico y parámetros físico-químicos en la subcuenca del Meca	238
Figura 5.14. Concentración de metales, arsénico y parámetros físico-químicos en la subcuenca del Oraque	239
Figura 5.15. Concentración de metales, arsénico y parámetros físico-químicos en la subcuenca del Olivargas	239
Figura 5.16. Concentración de metales y parámetros físico-químicos en la subcuenca del Odiel	240
Figura 5.17. Concentración de metales, arsénico y parámetros físico-químicos en la cuenca del Tinto.....	241
Figura 5.18. Concentración de metales y parámetros físico-químicos en la cuenca del Guadiamar.....	242
Figura 5.19. Relaciones entre parámetros analizados en lixiviados mineros: (a) Fe frente pH; (b) Cu frente pH; (c) Pb frente pH; (d) Cd frente pH; (e) As frente pH; (f) sulfatos frente pH	244
Figura 5.20. Relaciones entre parámetros analizados en cauces de cuencas: (a) Fe frente pH; (b) Cu frente pH; (c) Pb frente pH; (d) Cd frente pH; (e) As frente pH; (f) sulfatos frente pH.....	245
Figura 5.21. Relaciones entre parámetros analizados y área de escombreras en cada explotación: (a) Fe-Cu; (b) Pb-Cd; (c) Zn; (d) Mn-Co; (e) Mg-Ca; (f) Ni-Al; (g) As-Sb; (h) pH; (i) Sulfatos; (j) Conductividad-Total de sólidos disueltos	247
Figura 5.22. Dendrograma global para variables de focos contaminantes	250
Figura 5.23. Dendrograma para variables superficie, pH y concentración de metales y arsénico para focos contaminantes.....	251
Figura 5.24. Cluster de observaciones para focos contaminantes	253
Figura 5.25. Leyenda de mapas de afección para representación del grado de contaminación	256
Figura 5.26. Mapa de afección de la cuenca del Trimpancho basado en la Directiva 98/83/CE y el modelo de Grande (2011).....	257
Figura 5.27. Mapa de afección de la subcuenca del Malagón basado en la Directiva 98/83/CE y el modelo de Grande (2011).....	258
Figura 5.28. Mapa de afección de la subcuenca del Cobica basado en la Directiva 98/83/CE y el modelo de Grande (2011).....	259
Figura 5.29. Mapa de afección de la subcuenca del Meca basado en la Directiva 98/83/CE y el modelo de Grande (2011)	260
Figura 5.30. Mapa de afección de la subcuenca del Oraque basado en la Directiva 98/83/CE y el modelo de Grande (2011).....	261
Figura 5.31. Mapa de afección de la subcuenca del Olivargas basado en la Directiva 98/83/CE y el modelo de Grande (2011).....	262
Figura 5.32. Mapa de afección de la subcuenca del Odiel basado en la Directiva 98/83/CE y el modelo de Grande (2011)	264
Figura 5.33. Mapa de afección de la cuenca del Tinto basado en la Directiva 98/83/CE y el modelo de Grande (2011)	265

Figura 5.34. Mapa de afección de la Cuenca del Guadiamar basado en la Directiva 98/83/CE y el modelo de Grande (2011).....	266
Figura 5.35. Porcentaje de lixiviados mineros que excede los límites de la Directiva 98/83/C a nivel de toda la FPI.....	267
Figura 5.36. Grado de afección para lixiviados mineros con base en el modelo de Grande (2011).....	268
Figura 5.37. Grado de afección para cauces fluviales con base en el modelo de Grande (2011).....	269
Figura 5.38. Comparación entre parámetros analizados por cuenca y los valores máximos legales permitidos para el agua de consumo humano.....	271
Figura 5.39. Cuantificación de efluentes mineros por cuenca vertiente según el grado de afección.....	272
Figura 5.40. Grado de afección global de cauces.....	273
Figura 5.41. Aportes anuales de metales, arsénico y sulfatos al río Trimpancho.....	274
Figura 5.42. Aportes anuales de metales, arsénico y sulfatos al río Malagón.....	276
Figura 5.43. Aportes anuales de metales, arsénico y sulfatos al río Cobica.....	277
Figura 5.44. Aportes anuales de metales, arsénico y sulfatos al río Malagón.....	278
Figura 5.45. Aportes anuales de metales, arsénico y sulfatos al río Oraque.....	279
Figura 5.46. Aportes anuales de metales, arsénico y sulfatos al río Olivargas.....	281
Figura 5.47. Aportes anuales de metales, arsénico y sulfatos al río Odiel.....	283
Figura 5.48. Aportes anuales de metales, arsénico y sulfatos al río Tinto.....	284
Figura 5.49. Aportes anuales de metales, arsénico y sulfatos al río Guadiamar.....	285
Figura 5.50. Aportes anuales de metales, arsénico y sulfatos recogidos por cuencas.....	287
Figura 5.51. Mapa de riesgos de la red fluvial de la Faja Pirítica Ibérica con base en la aplicación del índice ICAMD.....	292

FOTOGRAFÍAS

Fotografía 1.1. Imágenes que ilustran la alteración del paisaje inducido las estructuras mineras: a) restos de balsa y escombreras en Mina Lagunazo, b) escombreras de Mina Poderosa (Faja Pirítica Ibérica).....	18
Fotografía 1.2. Cauce afectado por AMD con yellow-boy.....	31
Fotografía 1.3. Colonización de un cauce afectado por AMD por algas filamentosas acidófilas.....	32
Fotografía 1.4. a) Eflorescencias salinas en la fase de acumulaciones de mineral en Mina San Telmo (Faja Pirítica Ibérica), b) detalle de un “bloom” de sulfatos (absorción dominada por melanterita).....	40
Fotografía 1.5. Imágenes de estructuras mineras que son fuentes de AMD: a) Restos de escombreras en Mina Voltafalsa junto Arroyo Trimpancho; b) Presas de cola de Mina Riotinto.....	44
Fotografía 1.6. a) Corta La Zarza; b) Galería en Mina La Ratera.....	44
Fotografía 1.7. Planta de tratamiento en Mina Tharsis.....	44
Fotografía 1.8. Típico bioreactor sulfato-reductor.....	67
Fotografía 1.9. SAPS piloto en Bell Colliery, Pennsylvania.....	70
Fotografía 1.10. Relleno de zanja con material reactivo durante la construcción de la barrera en Aznalcóllar.....	72
Fotografía 2.1. Vista aérea de la mina de Aguas Teñidas situada en Almonaster la Real (Huelva).....	93

Fotografía 2.2. Mina Cobre las Cruces situada en Gerena (Huelva)	94
Fotografía 4.1. Equipo multiparamétrico Crison MM40	152
Fotografía 4.2. Sistema de filtración con quitasatos de vidrio	153
Fotografía 4.3. Fotómetro para análisis de sulfatos	153
Fotografía 4.4. Absorción Atómica Perkin-Elmer AAS (AAnalyst 800)	154

MAPAS

Mapa 1. Mina El Toril	162
Mapa 2. Mina Fronteriza	163
Mapa 3. Mina La Condesa	163
Mapa 4. Mina Santa Ana	164
Mapa 5. Mina Trimpancho	164
Mapa 6. Mina Voltafalsa	165
Mapa 7. Mina del Cura	166
Mapa 8. Mina La Preciosa	167
Mapa 9. Mina La Rica	167
Mapa 10. Mina La Romanera	168
Mapa 11. Mina La Sierrecilla	168
Mapa 12. Mina Los Silos	169
Mapa 13. Mina San Fernando	169
Mapa 14. Mina San Francisco	170
Mapa 15. Mina San José	170
Mapa 16. Mina San Juan	171
Mapa 17. Mina Cabezas del Pasto	172
Mapa 18. Mina Dedi	173
Mapa 19. Mina Herrerías	173
Mapa 20. Mina Lagunazo	174
Mapa 21. Mina Alcornocalilla	175
Mapa 22. Mina Antigua Almagrera	176
Mapa 23. Mina La Lapilla	176
Mapa 24. Mina Prado Vicioso	177
Mapa 25. Mina Tharsis	178
Mapa 26. Mina Vulcano	179
Mapa 27. Mina Confesionario	180
Mapa 28. Mina Constancia	181
Mapa 29. Mina El Carpio	181
Mapa 30. Mina El Cruzadillo	182
Mapa 31. Mina El Riskiño	182
Mapa 32. Mina La Joya	183
Mapa 33. Mina Lancha-Roma	183
Mapa 34. Mina Lomero-Poyatos	184
Mapa 35. Mina Nerón	184
Mapa 36. Mina San Telmo	185
Mapa 37. Mina de Aguas Teñidas	186
Mapa 38. Mina Cueva de la Mora	187
Mapa 39. Mina Ermita del Buen Pastor	187
Mapa 40. Mina Herrerito	188

Mapa 41. Mina La Romanita	188
Mapa 42. Mina La Zarza-El Perrunal	189
Mapa 43. Mina Lavadero Romerito	189
Mapa 44. Mina Sorpresa	190
Mapa 45. Mina Valdelamusa	190
Mapa 46. Mina Almagrera	191
Mapa 47. Mina Angelita.....	192
Mapa 48. Mina Angostura	192
Mapa 49. Mina Campanario	193
Mapa 50. Mina Castillo del Buitrón.....	193
Mapa 51. Mina Concepción.....	194
Mapa 52. Mina Cruz Infante	194
Mapa 53. Mina El Soldado	195
Mapa 54. Mina Esperanza	196
Mapa 55. Mina Gloria	197
Mapa 56. Mina La Descamisada.....	197
Mapa 57. Mina La Majada.....	198
Mapa 58. Mina La Mimbrera	198
Mapa 59. Mina La Torerera.....	199
Mapa 60. Mina Las Viñas.....	199
Mapa 61. Mina Los Barrancos	200
Mapa 62. Mina Los Bueyes.....	200
Mapa 63. Mina Los Centrales	201
Mapa 64. Mina Los Cibeles.....	201
Mapa 65. Mina Poderosa	202
Mapa 66. Mina San José.....	202
Mapa 67. Mina San Miguel.....	203
Mapa 68. Mina San Platón.....	203
Mapa 69. Mina Santo Tomás-San Daniel	204
Mapa 70. Mina Sotiel Coronada.....	204
Mapa 71. Mina Tinto-Santa Rosa.....	205
Mapa 72. Mina Amparo	206
Mapa 73. Mina Diego Díaz.....	207
Mapa 74. Mina El Caliche	207
Mapa 75. Mina El Chiflón	208
Mapa 76. Mina El Cura.....	208
Mapa 77. Mina La Chaparrita.....	209
Mapa 78. Mina La Ratera.....	209
Mapa 79. Mina Las Completas.....	210
Mapa 80. Mina Los Silillos.....	210
Mapa 81. Mina Masegoso	211
Mapa 82. Mina Nazaret.....	211
Mapa 83. Mina Peña del Hierro.....	212
Mapa 84. Mina Riotinto	213
Mapa 85. Mina San Casiano	214
Mapa 86. Mina Aznalcóllar	215
Mapa 87. Mina Castillo de las Guardas	216
Mapa 88. Mina Cobre Las Cruces.....	216

CAPITULO 1: INTRODUCCIÓN

1.1 JUSTIFICACIÓN Y OPORTUNIDAD DE LA TESIS

La explotación y el aprovechamiento de los recursos minerales van ligados a la transformación del entorno natural y supone, por lo general, un impacto visual y, en otros, graves problemas ambientales. En los últimos años, la sociedad ha ido tomando conciencia sobre la necesidad de preservar el medio ambiente, de forma que se ha ido desarrollando una legislación, en otro tiempo inexistente o menos restrictiva, que exige implementar medidas de control que logren un equilibrio entre minería y conservación del medio.

No obstante, existen multitud de minas abandonadas que cesaron su actividad dejando millones de toneladas de residuos abandonados y otras labores mineras que pueden constituir focos potenciales de contaminación. En aquellas explotaciones en las que aparecen sulfuros asociados a la paragénesis mineral, el problema se agrava seriamente produciéndose la degradación de las aguas por procesos de drenaje ácido de mina (AMD).

La actividad extractiva genera un volumen de minerales, residuos y efluentes que constituyen las causas antrópicas de la contaminación de los ríos y sus afluentes (Sáinz *et al.*, 2003), siendo la contaminación procedente de las minas abandonadas una de las causas más graves y generalizadas de la degradación de las aguas superficiales (Younger, 1997), de indeseables consecuencias ecológicas (Adler *et al.*, 2007, en DEAT, 2008) y de difícil solución debido a los altos costes económicos necesarios para su remediación (Commonwealth of Pennsylvania, 1994, en Grande *et al.*, 2005a).

Un escenario único en el mundo lo constituye la Faja Pirítica Ibérica. La intensa actividad minera llevada a cabo a lo largo de más de 4.500 años de historia ha provocado la aparición de numerosos restos de antiguas explotaciones sin restaurar afectando a miles de hectáreas. La ausencia de medidas preventivas y correctoras ha inducido a su vez a la aparición de procesos de drenaje ácido de mina que han degradado intensamente la red fluvial.

El drenaje ácido de mina (AMD) es uno de los principales problemas hidrológicos y geoquímicos derivado de la intrusión de la humanidad en la Geosfera (Banks *et al.*, 1997; Dol y Fontboté, 2002), que afecta a muchos países con una intensa historia minera y/o actual (Wang, 2010). Los cauces afectados por drenaje ácido de mina se caracterizan por su acidez, por el alto contenido en sulfatos y metales pesados de sus aguas, así como por el contenido metálico de sus sedimentos (USEPA, 1994; Lyew y Sheppard, 2001; Grande *et al.*, 2005a; Valente y Leal, 2009a).

Actualmente, el elevado precio del cobre y la demanda de este mineral por parte de países emergentes han motivado la reapertura de diversas explotaciones y la investigación minera en la Faja Pirítica Ibérica. No sólo el aumento de los precios de venta de las menas, sino también los avances tecnológicos en el campo de la minería en los últimos 30 años, podrían permitir la optimización de sistemas de extracción y beneficio, antes inviables, por procedimientos menos tecnificados, o el beneficio de escombreras ricas en cobre

procedentes de la explotación de sulfuros de las que se obtenía azufre y se almacenaban el resto de potenciales menas.

En este marco se pretenden caracterizar los procesos de degradación ambiental provocados por la minería de sulfuros masivos y evaluar la magnitud del impacto ambiental de este tipo de minería en la FPI.

Para ello, se ha elaborado, inicialmente, un inventario actualizado de explotaciones de sulfuros en el sector español de la Faja Pirítica Ibérica, de las cuales, la mayor parte están por inventariar de forma precisa, aun existiendo diferentes fuentes documentales en las que se recoge información sobre algunas de estas explotaciones. En cada explotación se han cuantificado las superficies afectadas por las distintos tipos de estructuras mineras.

La metodología desarrollada en este trabajo se propone como aplicación de gestión medioambiental en áreas de similar afección, cuyos resultados en este escenario particular podrían servir de indicio razonable para futuras fases de exploración o rehabilitación, ahora que el precio del cobre ha conducido a la reapertura de numerosas explotaciones de sulfuros metálicos dentro y fuera del entorno descrito.

1.2 IMPACTO AMBIENTAL EN LA MINERÍA

La minería implica una serie de actividades que provocan alteraciones en el medio y que pueden llegar a producir considerables efectos negativos sobre las aguas, la biodiversidad, el hábitat, el aire y el suelo.

Actualmente, la legislación vigente exige un compromiso medioambiental por parte de las empresas mineras, de forma que se desarrolle una minería sostenible que proteja el medio ambiente. Sin embargo, hasta la publicación del Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de evaluación de impacto ambiental, como primer instrumento para la preservación de los recursos naturales y la defensa del medio ambiente, no existía la obligación de elaborar planes de restauración que integraran el espacio afectado en el medio natural, ni de llevar a cabo medidas de prevención y control del medio.

La Faja Pirítica Ibérica es un ejemplo de la ausencia en el pasado de la prevención y el control medioambientales en la minería. La intensa actividad minera que se desarrollaba, principalmente durante los siglos XIX y XX, tuvo su fin con el declive de las leyes y cotizaciones de los metales básicos y la crisis estructural de la piritita como materia prima para fabricar ácido sulfúrico, entre otras razones de índole económica y ambiental, (Fernández-Caliani, 2008). Numerosas explotaciones cesaron su actividad dejando millones de toneladas de residuos abandonados y labores mineras que constituyen en la actualidad focos potenciales de contaminación, provocando un gran impacto ambiental en el paisaje, en las aguas y sedimentos.

1.2.1 FUENTES DE IMPACTO AMBIENTAL

Tanto las actividades iniciales de exploración e investigación minera, como las de laboreo, ya sea minería a cielo abierto o subterránea, hasta las operaciones de tratamiento y beneficio de mineral, suponen fuentes potenciales de impacto ambiental para el entorno de la explotación.

Las labores mineras en fase de beneficio pueden dividirse en:

- Laboreo: perforación, voladura, arranque, transporte, almacenado de estériles y mineral.
- Preparación mecánica: machaqueo, clasificación, trituración, molienda, flotación, almacenado de estériles y menas.
- Metalurgia. Los procesos de beneficio incluyen técnicas de separación física/química tales como concentración por gravedad, separación magnética, separación electrostática, flotación, extracción por solventes, electroextracción, precipitación, etc.

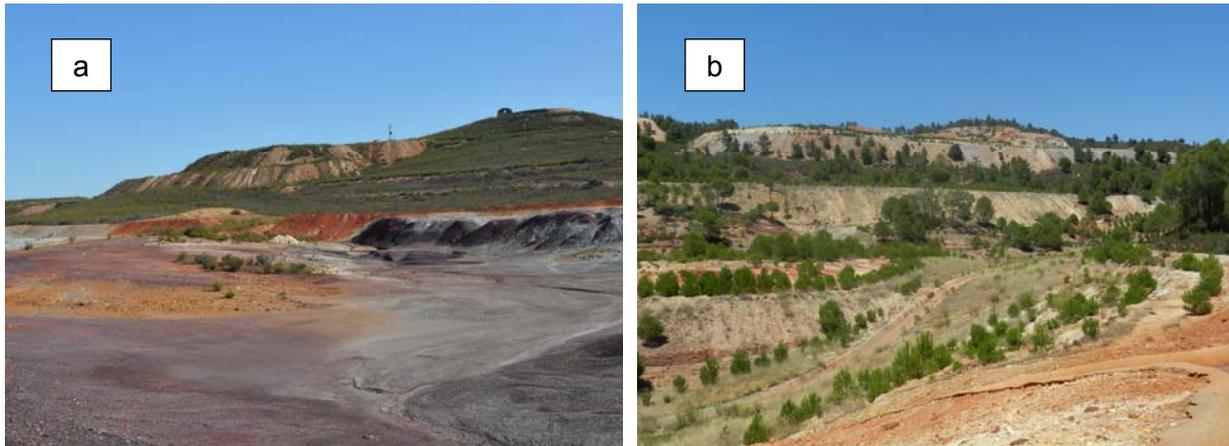
En general, se pueden considerar dos métodos de explotación de mineral, a cielo abierto y subterráneas.

- *Explotación a cielo abierto.* Entre los distintos tipos se pueden destacar:
 - Cortas: Es un método de explotación muy extendido en la minería metálica y del carbón. Se realiza por banqueo descendente con secciones verticales de forma troncocónicas. En la explotación de cada banco se extrae material estéril que rodea al depósito, el cual se envía a escombreras, y mineral que es clasificado para almacenamiento o para la planta de procesado.
 - Descubiertas: minería de un único banco, aplicado en yacimientos horizontales con recubrimientos de estéril inferiores, por lo general, a los 50 m. Consiste en una excavación lineal (módulo). Una vez explotados los recursos de un módulo, se procede a la excavación del siguiente, en paralelo y contiguo al anterior. Los estériles extraídos en cada módulo se depositan en el hueco creado por la excavación del módulo previo.
 - Otros métodos de explotación a cielo abierto son las terrazas y la minería de contorno. El método en terrazas consiste en un banqueo con avance unidireccional. Se aplica en yacimientos subhorizontales, de uno o varios niveles mineralizados.
- *Explotación subterránea.* Las labores se desarrollan en el subsuelo comunicado con la superficie mediante pozos verticales, planos inclinados o galerías cruzadas para el paso del personal y la maquinaria extracción del mineral y drenaje de agua, así como para ventilación. Dentro de los métodos de explotación subterráneos, la técnica de laboreo más importante es el método de “cámaras y pilares”, en el que la estabilidad temporal del hueco que crea el arranque se consigue mediante pilares de mineral, regularmente distribuidos, que se dejan sin extraer; a veces con hundimiento controlado del techo o con relleno de las cámaras para recuperar, ocasionalmente, los pilares en una segunda fase de explotación.

1.2.2 TIPOS DE IMPACTOS AMBIENTALES

Entre los posibles impactos al medio ambiente que puedan generar las actividades mineras, destacan:

Alteración del paisaje. Las diversas estructuras como cortas, escombreras, balsas, e instalaciones asociadas a las explotaciones mineras generan impacto visual sobre el entorno.



Fotografía 1.1. Imágenes que ilustran la alteración del paisaje inducido por las estructuras mineras: a) restos de balsa y escombreras en Mina Lagunazo, b) escombreras de Mina Poderosa (Faja Pirítica Ibérica)

Contaminación de aguas superficiales y subterráneas. La calidad de las aguas puede ser afectada por los siguientes factores (BC Wild and Environmental Mining Council of BC, 1997):

- **Drenaje Ácido de Mina.** El Drenaje Ácido de Roca (ARD) es un proceso natural mediante el cual se produce ácido sulfúrico cuando los minerales sulfurosos se exponen al aire y al agua. El drenaje ácido de mina (AMD) es esencialmente el mismo proceso, pero magnificado. Cuando las rocas que contienen minerales de sulfuros son explotadas mediante minería a cielo abierto o subterránea, estos reaccionan con el agua y el oxígeno atmosférico para crear ácido sulfúrico. Cuando el agua alcanza un cierto nivel de acidez, comienza a actuar un tipo de bacteria llamada *Acidothiobacillus ferroxidans*, que acelera las reacciones de oxidación y los procesos de acidificación. Estas reacciones seguirán produciéndose mientras la roca madre esté expuesta al aire y al agua y hasta que los sulfuros sean lixiviados, un proceso que puede durar cientos o incluso miles de años. Los lixiviados ácidos pueden ser arrastrados por el agua de lluvia o por drenaje superficial y depositados en las inmediaciones de arroyos, ríos, lagos y aguas subterráneas. El AMD degrada severamente la calidad del agua, haciéndola prácticamente inutilizable y llegando a extinguir la vida acuática.

- La contaminación de metales y metaloides. La contaminación por metales pesados se produce cuando elementos como arsénico, cobalto, cobre, cadmio, plomo, plata y zinc presentes en las rocas entran en contacto con el agua. Aunque los metales pueden ser móviles en condiciones de pH neutro, por el drenaje ácido de mina, a pH muy bajo son disueltos en el agua y transportados por estas.
- Contaminación por procesamiento de Productos Químicos. Este tipo de contaminación se produce cuando tiene lugar el derrame, fuga o lixiviación de agentes químicos como cianuro, ácido sulfúrico, u otros, usados en las actividades minero-metalúrgicas. Estos productos químicos pueden ser altamente tóxicos, afectando la cadena trófica.
- Erosión y sedimentación. Las actividades mineras implican modificaciones del suelo para la construcción y mantenimiento de carreteras, cortas, presas, etc. En ausencia de estrategias de prevención y control adecuadas, la erosión puede conllevar la incorporación de grandes cantidades de sedimentos a arroyos, ríos y lagos, con la consiguiente obstrucción de los cauces y la repercusión inmediata en el hábitat.

Las aguas subterráneas pueden verse igualmente afectadas por los efectos de la minería. Las infiltraciones de aguas con las características citadas anteriormente, conllevarían la contaminación de los acuíferos del entorno. Asimismo, para evitar la presencia de agua en la explotación, sobre todo a ciertas profundidades, se produce controladamente un descenso del nivel de los acuíferos de la zona, para que queden por debajo del nivel de laboreo. Esto puede llevar a la desecación de pozos próximos, que en función de la litología de las rocas de los acuíferos alcanzará diferentes distancias. Con rocas poco permeables, solo se afectará al entorno inmediato de las labores, pero si se trata de rocas muy porosas y permeables, podría extenderse a distancias considerables.

Impacto sobre el hábitat. El impacto de la minería más evidente para la biodiversidad es la eliminación de la vegetación, que a su vez altera la disponibilidad de alimento y refugio para la fauna. En una escala más amplia, la minería puede afectar la biodiversidad, cambiando la composición de especies y estructura del ecosistema. Algunas especies de vida silvestre se benefician de los hábitats modificados, siempre por las minas, como el borrego cimarrón, que no es de hábitat tropical, usa las paredes de la mina de carbón como vivienda (MacCallum, 1989). El drenaje ácido y las altas concentraciones de metales en los ríos, por lo general, dan como resultado un pobre o inexistente medio ambiente acuático. Algunas especies de algas e invertebrados son más tolerantes a metales pesados y exposición al ácido y pueden prosperar en ambientes menos competitivos (Kelly, 1998). En particular, el AMD asume frecuentemente características ecológicas de ambiente extremo, pues provoca stress en la mayoría de los seres vivos. Como consecuencia de la acidez y de las altas concentraciones de metales, resulta un ecosistema pobre, con baja biodiversidad, aunque puede presentar grandes cantidades de biomasa (Valente y Leal Gomes, 2007). El AMD es un ecosistema dominado por organismos acidofílicos o ácido tolerantes como algunas especies de algas e invertebrados.

Contaminación acústica. Las actividades de perforación, arranque, voladuras, transporte, y las asociadas a las instalaciones de tratamiento del mineral pueden producir elevados niveles de ruido durante el desarrollo de la actividad minera.

Contaminación atmosférica. La emisión de material particulado está asociada, fundamentalmente, a actividades de movimientos de tierra, instalaciones de trituración, tránsito de camiones y vehículos.

Contaminación de suelos. Las distintas actividades llevadas a cabo generan distintos tipos de sustancias gaseosas, líquidas y sólidas, que pueden llegar al suelo y contaminarlo. Es el caso de la sedimentación de partículas desde la atmósfera o traídas por la lluvia, el vertido directo de los productos líquidos de la actividad minera y metalúrgica, la infiltración de lixiviados ácidos, escombreras, instalaciones mineras, etc.

Generación de residuos. El abandono o la gestión inadecuada de los diferentes tipos de residuos generados con las actividades mineras pueden afectar al paisaje, al suelo y vegetación, a las aguas y a la salud humana. Este tema se expone con mayor detalle en el siguiente apartado.

1.2.3 PRODUCCIÓN Y ACUMULACIÓN DE RESIDUOS

La minería genera un gran volumen de residuos a través de las diferentes fases desarrolladas, desde las actividades de laboreo, a la obtención del producto final para su venta. En función de la etapa en que se produzcan los residuos, estos serán almacenados mediante escombreras o presas.

1.2.3.1 Escombreras

Para acceder al cuerpo mineralizado es necesario extraer gran cantidad de estériles que rodean al yacimiento y que serán depositados en el exterior constituyendo escombreras. En el caso de sustancias metálicas y energéticas las relaciones entre la roca estéril y el mineral (m^3/t o t/t) son en la mayoría de las ocasiones muy superiores a la unidad.

La minería a cielo abierto supone una mayor producción de materiales estériles para recursos explotables equivalentes, y, por tanto, una mayor superficie afectada para su almacenamiento que la minería subterránea, debido al tipo de excavación y a que los materiales extraídos pueden ser usados como elementos de relleno o sustentación en el interior de la mina.

Además de los materiales estériles, también se acopian en escombreras el suelo vegetal, los terrenos de recubrimiento y el mineral de baja ley. Excepto este último, se tratan de materiales inertes cuyo principal problema es el gran volumen producido. Las menas más pobres asociadas a mineralizaciones de baja ley pueden almacenarse en escombreras separadas a los anteriores, ante la previsión de su posterior recuperación o, por el contrario, mezcladas con los demás.

Las escombreras formadas por mineral de baja ley en un yacimiento metálico, al ser expuestas a la intemperie pueden sufrir una serie de transformaciones y producir el fenómeno drenaje ácido de mina, frecuente en la minería metálica y en la del carbón.

Los materiales que componen las escombreras son de litologías y granulometrías variables, y por tanto, suponen evolución física y química. En líneas generales, predominan fragmentos gruesos con distribución espacial diferente debido a la segregación que experimentan las partículas al ser depositadas.

Las escombreras deben ser estables y tratar de minimizar el impacto producido al medio ambiente, para lo que es determinante la ubicación en lugares apropiados y la técnica de diseño y construcción de estas.

1.2.3.1.1 Tipos de escombreras

En terrenos con pendiente, que se corresponden con las situaciones más comunes, los tipos de escombreras que se pueden distinguir en función de la secuencia de construcción, representados en la Figura 1.1, son los siguientes (Ayala *et al.*, 2004):

Vertido libre: Se caracteriza por presentar en cada momento un talud que coincide con el ángulo de reposo de los estériles y una segregación por tamaños muy acusada. Solo es aconsejable en escombreras de pequeñas dimensiones y cuando no exista riesgo de rodadura de rocas aguas abajo. De los cuatro tipos es el más desfavorable geotécnicamente, aunque ha sido el más utilizado hasta épocas recientes.

Vertido por fases adosadas: Proporcionan unos factores de seguridad mayores, pues se consiguen unos taludes medios finales más bajos. La altura total puede llegar a suponer una limitación por consideraciones prácticas de acceso a los niveles inferiores.

Dique de retención en pie: Se aplica cuando los estériles que se van a verter no son homogéneos y presentan diferentes litologías y características geotécnicas. Puede ser conveniente el levantamiento de un dique de pie con los materiales más gruesos y resistentes, de manera que actúen de muro de contención del resto de los estériles depositados. Esta secuencia constructiva es la que se suele seguir en aquellas explotaciones donde se extraen grandes cantidades de materiales arcillosos y/o finos, cuya deposición exigiría de otro modo grandes extensiones de terreno y presentarían un elevado riesgo de corrimiento, o cuando las condiciones de la base de apoyo no son buenas.

Fases ascendentes superpuestas: Aporta una mayor estabilidad al disminuir los taludes finales y se consigue una mayor compactación de los materiales.

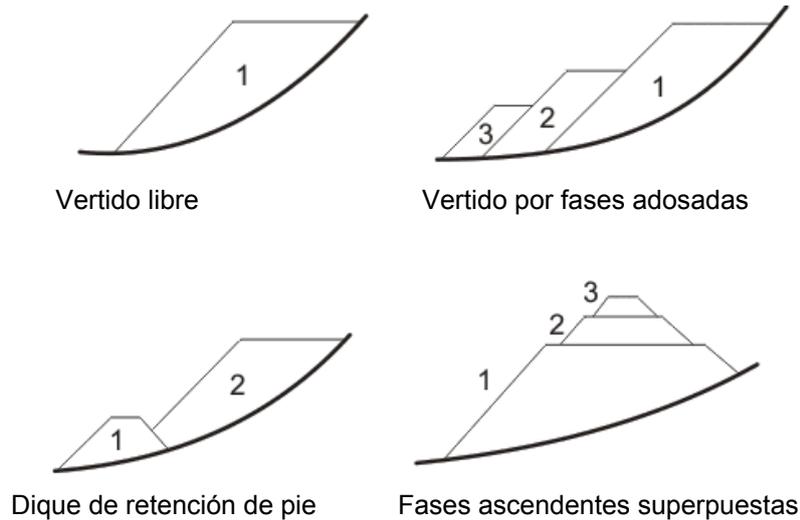


Figura 1.1. Tipos de escombreras según la secuencia de construcción (Ayala *et al.*, 2004)

1.2.3.1.2 Construcción de las escombreras

El recrecido de la escombrera debe llevarse a cabo de forma homogénea, hecho que depende fuertemente del procedimiento de vertido. El material a depositar puede transportarse mediante volquete o cinta transportadora hasta el vertedero y una vez allí, ser vertido directamente sobre el talud o sobre la escombrera y ser empujado y extendido por tractores.

El método de vertido interno y empuje con tractor confiere una mayor seguridad de trabajo respecto al vertido directo, al no ser necesario que los volquetes se posicionen en el borde de los taludes. En el caso de las cintas, se evitan los alargamientos y cambios de posición. Simultáneamente, la segregación tiene lugar más lentamente que con el vertido libre. En la Figura 1.2 se presenta ambos tipos de vertidos.

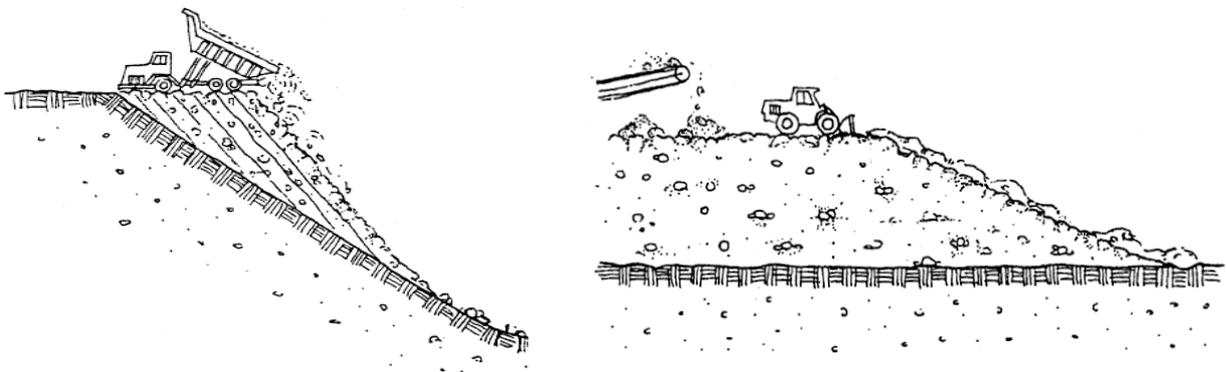


Figura 1.2. Vertido directo y vertido interno con empuje con tractor (Ayala *et al.*, 2004)

El método empleado para la construcción de las escombreras y el procedimiento de vertido están íntimamente relacionados. La construcción de las escombreras puede realizarse descargando los estériles desde gran altura, denominado basculamiento final, o mediante retroceso por tongadas. Es más seguro y ventajoso este método de construcción, ya que se

aprovecha el tráfico de los volquetes para lograr una mejor compactación de los materiales y, así, conferirle una mayor estabilidad a la escombrera. Se emplea en minas con topografía suave y en las etapas iniciales de secciones perimetrales para después pasar al basculamiento final. No obstante, los vertederos construidos por este método son más susceptibles a la erosión por las aguas de escorrentía, a pesar de mantener taludes inferiores, pues las superficies son largas e interrumpidas, sin bermas o terrazas intermedias, y los taludes no pueden protegerse con vegetación (Ayala *et al.*, 2004).

El método de construcción seleccionado se basa en una combinación de factores que incluyen: reducir al mínimo la distancia del transporte, la accesibilidad, la capacidad disponible y la estabilidad de la escombrera (que suele ser crítica durante y poco tiempo después de su construcción). La estabilidad se puede mejorar mediante el uso de terrazas, la restricción de alturas de elevación para limitar esfuerzos cortantes sobre la base, el vertido generalmente en la dirección valle, y otras técnicas (British Columbia, 1991).

La estabilidad de las escombreras y el desarrollo de las condiciones que podrían conducir al fracaso están relacionados con la forma en que se construye el vertedero (Singhal, 1988; Claridge *et al.*, 1986; Gold, 1986).

La disminución de la resistencia de los materiales de escombros frente a los deslizamientos y el aumento del contenido de agua, pueden llegar a producir debilitamiento e inestabilidad de la escombrera.

Para garantizar la estabilidad, se llevan a cabo algunos procedimientos durante su construcción como la retirada de la vegetación y de los suelos del lugar de asentamiento, o su compactación, evitando así una zona de rotura probable por la resistencia al corte que presentan. Antes del vertido, si existe agua estancada, se drena o se rellenan estas áreas con material de escollera y si procede de surgencias de acuíferos, se capta y drenan las zonas para evitar el efecto de las presiones intersticiales del agua en las escombreras y conservar las fuentes y manantiales. Si la surgencia es puntual, la captación del acuífero se hace mediante una arqueta construida sobre el terreno explanado. Cuando las surgencias son extensas, se dispone de una red de zanjas o tubos drenantes conectadas a unos colectores, y un sistema desvío y canalización de las aguas de escorrentía superficial. Posteriormente, se vierten los estériles siguiendo los métodos de basculamiento final o por tongadas, comentados anteriormente (Ayala *et al.*, 2004).

1.2.3.2 Presas de residuos

El material extraído de la explotación, generalmente, está compuesto de una mezcla de diferentes elementos, los cuales tienen interés económico, y de material sin valor, que se encuentran en el mismo yacimiento.

Esta mezcla debe ser tratada para separar los minerales valiosos de los estériles. Para ello se somete a operaciones de trituración, molienda, clasificación y concentración de minerales, que permiten obtener productos con alto contenido de elementos de interés, que

serán procesados en fundiciones y refinerías para obtener metales o elementos de alta pureza.

Los procesos de mineralogía y metalurgia extractiva realizados para obtener el concentrado de mena (flotación, lixiviación, fundición, refinó) generan diferentes tipos de residuos, de entre los cuales, los lodos, son transportados y almacenados en balsas o presas mineras.

Si dicho depósito debe construirse por encima de la superficie del terreno, es necesaria una estructura de dique para la contención de los lodos depositados. Cuando los lodos se depositan por debajo de la cota de terreno circundante, no requieren una estructura de dique y constituyen una balsa.

Las presas almacenan permanentemente los estériles sólidos y retienen temporalmente los efluentes líquidos. En el caso de que los efluentes contengan contaminantes tóxicos, deben ser diseñadas para contener el agua hasta que se produzca la evaporación o hasta que las sustancias tóxicas sean degradadas o recuperadas.

Los criterios de diseño de las presas mineras se basan, además de en la topografía y proximidad de las plantas de tratamiento, requerimientos exclusivos en el pasado, en requisitos ambientales y de seguridad, como la geología, el clima, la hidrología superficial y la disponibilidad de los terrenos.

En las figuras 1.3 y 1.4 se muestran las partes de estas estructuras de contención de los lodos residuales según el punto de descarga de los mismos.

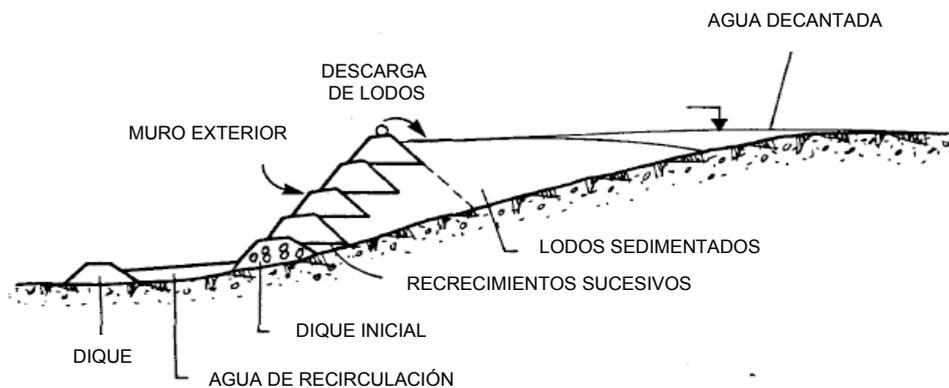


Figura 1.3. Presa minera con punto de descarga de lodos en la coronación del dique (modificado de Cancela, 1987)

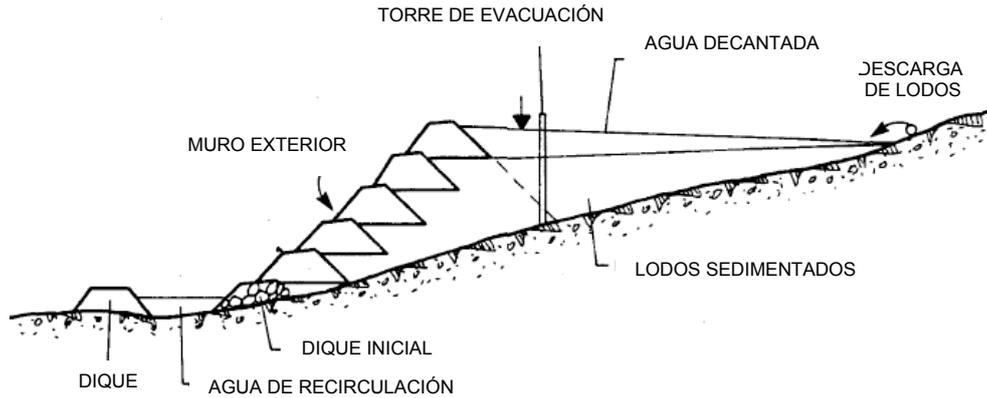


Figura 1.4. Presa minera con punto de descarga de lodos en la cola del dique (modificado de Cancela, 1987)

Desde el punto de vista de la estabilidad del cierre perimetral, el caso de descarga en la cola es más desfavorable debido al empuje de agua contra el dique exterior. No obstante, esta opción es frecuente en los casos en los que se requiere que el transporte de los lodos hasta la balsa sea por gravedad y con el mínimo recorrido.

1.2.3.2.1 Características de los lodos

Los residuos de las presas pueden emplearse en la construcción del dique o de parte de este. Estos lodos están formados fundamentalmente por partículas sólidas inmersas en una solución acuosa. Los lodos se depositan hidráulicamente, donde las partículas más gruesas o arenas se depositan rápidamente, mientras que las finas fluyen y se depositan a distintas distancias. Previamente se ha realizado un muro de escollera o de hormigón.

Desde el punto de descarga del lodo, las partículas gruesas comienzan a depositarse conforme el lodo se va desplazando y va formando la playa de residuos. Sin embargo, las partículas finas fluyen como lamas hacia el interior de la presa y se depositan solamente al llegar a la zona del lago o balsa de decantación con el agua inmóvil, formando una zona limosa.

La cantidad de finos es muy relevante para el dimensionamiento del lago o balsa de decantación. Los residuos de tipo arena son resistentes y tienen buenas características de drenaje para su uso en la construcción de presas, al contrario de las lamas, que con tamaños inferiores a 0,1 mm, tienen permeabilidades y resistencias al corte muy bajas y no son adecuadas para ello.

El hecho de aprovechar las arenas de los residuos en la construcción de las presas, aunque no sea el material más idóneo, supone un menor coste y una disminución del volumen de residuos a almacenar. Como aspectos negativos, es necesario un diseño de construcción adecuado para eliminar aspectos como la erosión y la licuefacción.

La Figura 1.5 representa la variación granulométrica de la sedimentación de distintos tipos de lodos en la playa de una balsa.

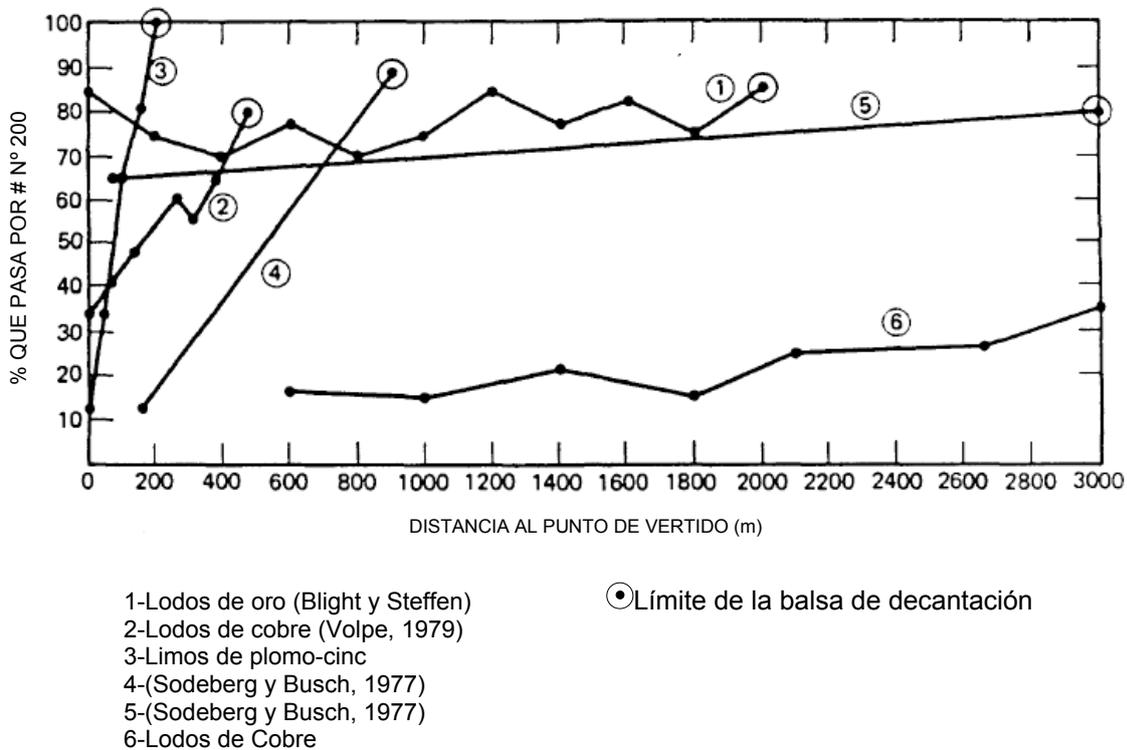


Figura 1.5. Variación del contenido de finos en función de la distancia al punto de descarga de lodos (modificado de Vick, 1983)

La cantidad de efluentes y sus vertidos también determinan el diseño y operación de una presa. Todos los efluentes podrían recircularse para reutilizarlos en los procesos de tratamiento si no existiesen contaminantes tóxicos. Cuando no es posible, debe procederse a evaporar el agua, mediante balsas de evaporación, o al tratamiento de la misma. El proceso viene regulado por la capacidad de la planta y las condiciones pluviométricas.

1.2.3.2.2 Diseños constructivos

Las presas mineras presentan diversas tipologías en función del método de recrecimiento aplicado (Oldecop, 2006):

Método de aguas arriba (upstream): Consiste en la elevación de una presa mediante diques sucesivos que avanzan en dirección aguas arriba, cada recrecimiento se apoya sobre el coronamiento del anterior y la playa de colas depositadas (Figura 1.6a). Es el sistema más antiguo. Con este sistema la economía de volumen de presa es máxima pero tiene la desventaja de generar una estructura cuya estabilidad es muy sensible a la posición de la superficie freática. Este sistema todavía se usa en las áreas más secas del mundo, donde los niveles de agua en el interior de la presa se pueden mantener al mínimo (Junghans y Helling, 1998).

Método de aguas abajo (downstream): En este sistema de construcción, a partir de un dique inicial, se van levantando diques sucesivos hacia el exterior, recubriendo en cada operación el talud aguas abajo del dique anterior (Figura 1.6b).

Habitualmente, se construye una barrera impermeable en la cara del muro de la presa que está en contacto con el depósito y se provee de un drenaje interno para asegurar que el nivel freático dentro del muro se mantenga lejos de la cota de aguas arriba. El espesor de la presa en su base aumenta con la altura. Esto incrementa su estabilidad, pero requiere aportes crecientes de material según la subida gradual del cierre (Markland y Eurenus, 1976; Junghans y Helling, 1998).

Método de línea central (centerline): Este método es resultado de la combinación de los dos anteriores, en el que se mantiene fijo el eje del dique y se va recreciendo sucesivamente (Figura 1.6c). Los lodos se descargan desde la parte alta de la presa, manteniendo una playa y evitando el encharcamiento junto al talud del dique (Ayala *et al.*, 2004).

Posee mejor estabilidad sísmica que el método aguas arriba y menos requerimientos de volumen de material en los recrecidos que el sistema aguas abajo. Sin embargo, la capacidad de retención de agua no es tan buena como la del método aguas abajo (Markland y Eurenus, 1976; Junghans y Helling, 1998)

Método línea central desplazada (modified centerline): En este método lo que se realiza es un recrecimiento del muro de contención de la presa de la misma forma que el método de línea central, pero con una prolongación de la longitud del muro de la presa aguas abajo (Figura 1.6b) (Junghans y Helling, 1998).

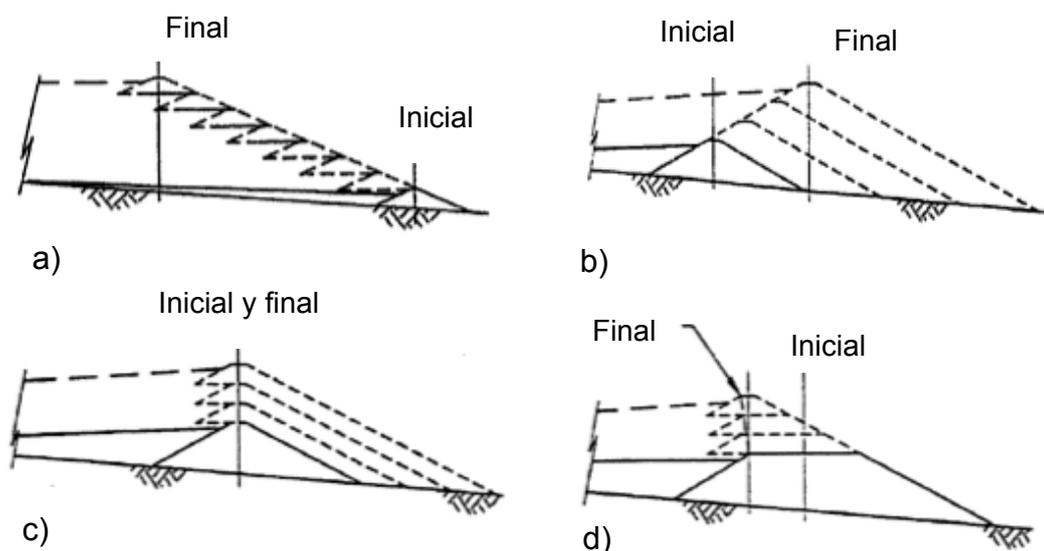


Figura 1.6. Clasificación de las presas mineras en función de la forma de construcción del cierre (modificado de Junghans y Helling, 1998). a) Método de aguas arriba, b) Método de aguas abajo, c) Método de línea central, d) Método de línea central desplazada

1.3 EL DRENAJE ÁCIDO DE MINA

1.3.1 EL AMD COMO PROBLEMA GLOBAL

El AMD constituye un problema muy complejo, origen de gran parte de la contaminación minera a nivel mundial. Los países más afectados por este tipo de contaminación son EE.UU. y Canadá, aunque este problema afecta también a numerosos países de Sudamérica, África, Europa, Australia, y a cualquier zona donde se produce una alta actividad minera en yacimientos con presencia de sulfuros.

El 23% de los países presentan zonas afectadas por drenaje ácido de minas abandonadas (Gómez, 2011).

Una parte importante de la investigación sobre el impacto de las actividades mineras, especialmente aquellas relacionadas con depósitos de sulfuros, se encuentra en la mayoría de los países desarrollados.

En Estados Unidos, en diciembre de 1970, se creó la EPA (Environmental Protection Agency) como un organismo que reúne una variedad de actividades federales de investigación, vigilancia, elaboración de normas y la aplicación para garantizar la protección del medio ambiente. Desde entonces, la EPA se ha convertido en un referente mundial con el desarrollo de estudios, programas, proyectos, etc., dirigidos a remediar las zonas afectadas por AMD (USEPA, 2011).

Según el Inventario Anual de Emisiones Tóxicas (TRI, por sus siglas en inglés), la EPA identifica a la minería metálica como el mayor contaminador por tóxicos de la nación. La industria de la minería de metales informó sobre la liberación de 1,9 billones de libras de químicos tóxicos en 2011 (859,6 millones de Kg), lo que representa el 46% de todos los tóxicos reportados (TRI National Analysis Overview, 2011).

El sector de la minería de metal cubierto por TRI, incluye instalaciones para la minería de cobre, plomo, zinc, plata, oro, y varios otros metales. Estas instalaciones suelen estar en los estados occidentales, donde se produce la mayor parte de la minería del cobre, la plata y el oro, sin embargo, el zinc y la minería de plomo tiende a ocurrir en Missouri, Tennessee, y Alaska.

En el Oeste, la Oficina de Gestión de la Tierra (The Bureau of Land Management) del Departamento del Interior del Gobierno de Estados Unidos ha inventariado, en enero de 2013, aproximadamente 39.000 zonas mineras abandonadas en terrenos públicos. Únicamente, el 23% de ellas tienen acciones de recuperación previstas o en curso, o no requieren más acciones. Para el 77% restante se necesita más investigación y/o remediación (BLM, 2013).

En Estados Unidos están afectados por drenaje ácido 16.000 km de ríos aproximadamente y 117 km² de embalses (Canty, 2000). Los casos más conocidos en este país son las cuencas carboníferas de Pennsylvania y las cuencas del distrito minero de Picher, así como

diversas minas: Bunker Hill (mina Pb y Zn, Idaho), Clear Creek (Colorado), Iron Mountain (California) y la mina de oro de Richmond Hill (Dakota del Sur).

Canadá es un país eminentemente minero y con una larga historia de producción minera y de problemas medioambientales relacionados con ella. En 1989, la industria minera canadiense, organizaciones no gubernamentales y los departamentos provinciales y crearon el Programa “The Mine Environment Neutral Drainage” (MEND). MEND fue establecido para desarrollar tecnologías de base científica para la predicción, monitoreo, tratamiento, prevención y control de drenaje ácido de las actividades mineras. El programa se convirtió en el punto focal de los esfuerzos para controlar el drenaje ácido, y se desarrolló un conjunto de tecnologías disponibles para todos los interesados. El programa ha reducido la responsabilidad debida al drenaje ácido en al menos \$400 millones de dólares (MEND, 2013).

Destacan en Canadá los casos de contaminación del río Tsolum por la mina Mount Washington, los lixiviados ácidos de la mina Britannia Mine o Equity Silver (British Columbia), mina Doyon (Quebec) y la rotura de la balsa de Jordan River Mine (Vancouver).

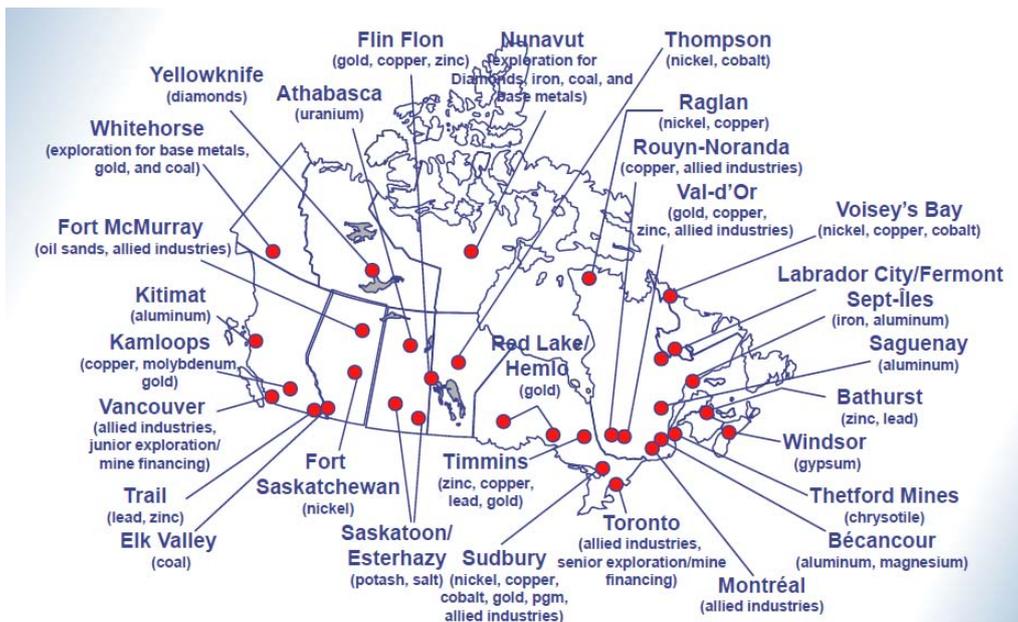


Figura 1.7. Áreas mineras de Canadá (NRC, 2010)

En Australia producen lixiviados ácidos cientos de minas de carbón, uranio, cobre, zinc, etc., Son conocidos los casos de las explotaciones de Rum Jungle, Brukunga, Captain Flat, Gregory, Peko, Mt. Morgan y Mt. Lyell.

En Europa existen 21 países afectados por AMD (Europa InfoMine, 2013), destacando, de forma muy resumida, los drenajes ácidos producidos en las minas de lignito de Alemania, de carbón en Escocia, y Polonia, metalíferas de Gran Bretaña, y las minas de sulfuros en España, Suecia y Francia.

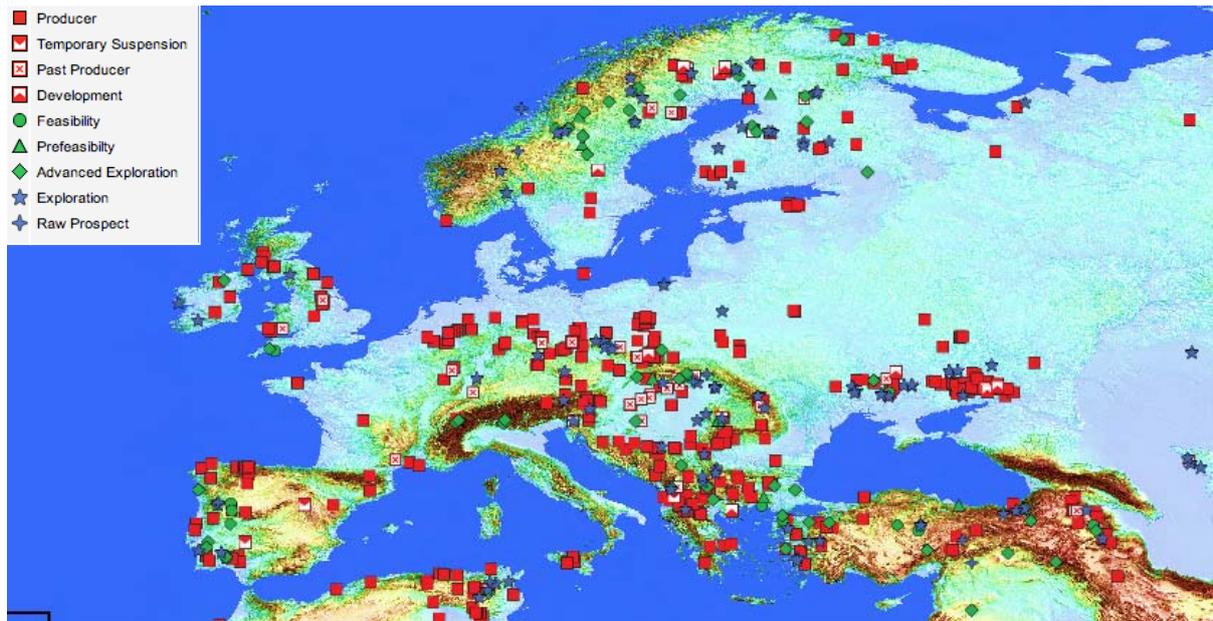


Figura 1.8. Minería actual en Europa (Infomine, 2013)

Por otro lado, un sector muy importante de la minería se concentra en países en vías de desarrollo en África, Asia y América del Sur. En Sudamérica, son conocidos los casos de los depósitos mineros de Pb-Zn-Cu del norte y centro de Perú, así como los depósitos de pórfidos cupríferos en Chile, los cuales son los depósitos de Cu más grandes en el mundo. Destacan igualmente, ejemplos de contaminación por AMD por las minas de estaño en Bolivia, por Hg en la cuenca del Amazonas en relación a la extracción de Au y muchas otras zonas mineras de las que no existe información o es escasa, pero que se encuentran en un estado de abandono potencialmente muy peligroso. En este sentido se puede comprobar como el grado de desarrollo de un país debería considerarse como un factor significativo que puede influir en el impacto de la actividad minera (Álvaro, 2010).

1.3.2 CARACTERIZACIÓN E IMPORTANCIA DEL FENÓMENO AMD

El Drenaje Ácido de Mina (AMD o *Acid Mine Drainage* en la literatura sajona) es el principal problema al que tienen que enfrentarse las explotaciones mineras, no solo por sus efectos ecológicos, sino porque, una vez aparecido, es muy difícil de corregir, ya que con la tecnología actual cuesta millones de dólares su tratamiento y puede continuar a lo largo de muchos siglos (USEPA, 1994).

Este proceso tiene lugar cuando un mineral sulfuroso entra en contacto con el oxígeno y la humedad atmosférica. En la superficie de las partículas comienza un mecanismo de alteración que se inicia con la oxidación de los sulfuros para dar sulfatos con generación de acidez. La acidez generada en el agua favorece el desarrollo de procesos de disolución de los metales presentes en el medio, dando como resultado final un conjunto de compuestos solubles que son arrastrados por escorrentía y que se incorporan a la red de drenaje a la que confieren rasgos particulares (Grande *et al.*, 2005b).

También es posible encontrar sulfuros en exposición de un modo natural, debido a diferentes procesos geológicos como erosión, fracturación, o plegamiento. En este caso se podría hablar del mismo proceso geoquímico pero de índole natural, no inducida por la minería, pasando a denominarse Drenaje Ácido de Roca o ARD (*Acid Rock Drainage*), siempre de menor magnitud en orden de acidez y carga metálica disuelta por el AMD.

El proceso puramente natural del drenaje ácido de roca normalmente se ve intensificado por la actividad minera. Los procesos de extracción, la movilización de grandes volúmenes de materiales, el procesamiento mineral, etc., aceleran las reacciones de oxidación debido a que incrementan el área de las superficies minerales expuestas al aire, al agua y a las bacterias (Bigham y Nordstrom, 2000).

Las zonas afectadas por AMD se identifican según indicadores físico-químicos, mineralógicos y ecológicos.

Las aguas en las que ocurren procesos AMD, se caracterizan químicamente por su alto contenido en metales, alto contenido en sulfatos, altos valores de conductividad eléctrica y bajos valores de pH, que indican alto grado de acidez de las aguas. La contaminación por metales pesados resiste gravedad por tres razones (Sainz *et al.*, 2002): no son biodegradables, se bioacumulan y biomagnifican, además son tóxicos y degradan los ecosistemas.

Desde el punto de vista mineralógico, se observa la formación de diferentes tipos de precipitados que incluyen la formación de minerales secundarios fácilmente visibles en los cauces afectados. Por ejemplo, los depósitos de hidróxidos de hierro (III) son un claro impacto visual de la afección por AMD en los ríos. Su color varía desde el ocre amarillento al rojo intenso, y se denomina en la bibliografía anglosajona como *yellow-boy* (Fotografía 1.2). Aunque están compuestos de hidróxidos de hierro (III), su química y mineralogía exacta son complejas y variables (Gray, 1998, en Jiménez *et al.*, 2009; Valente *et al.*, 2009b).



Fotografía 1.2. Cauce afectado por AMD con *yellow-boy*

En lo que respecta a los indicadores ecológicos, la abundancia y distribución de algas (Fotografía 1.3), por ejemplo, están relacionados con la intensidad de AMD (Valente y Leal Gomes, 2007). *Euglena mutabilis* y *Klebsormidium sp.*, son especies que se ha comprobado que colonizan estos tipos de ambientes.



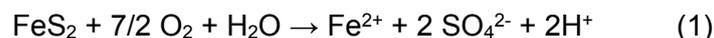
Fotografía 1.3. Colonización de un cauce afectado por AMD por algas filamentosas acidófilas

1.3.3 REACCIONES Y FACTORES DE CONTROL DEL PROCESO

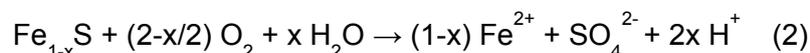
La pirita es el mineral de sulfuro más abundante y contribuye de manera significativa al drenaje ácido a través de la erosión natural o por actividades antropogénicas (Rimstidt y Vaughan, 2003; Murphy y Strongin, 2009). Sin embargo, en muchos depósitos de sulfuros, la pirrotina contribuye de forma importante a la formación del drenaje ácido de mina.

En la oxidación de la pirita o pirrotina y otros sulfuros pueden actuar como agentes oxidantes el oxígeno disuelto (O_2) o el hierro férrico (Fe^{3+}). El oxígeno disuelto es el oxidante más importante a valores de pH por encima de 4, mientras que el hierro férrico domina por debajo de pH 4 (Williamson *et al.*, 2006).

La iniciación del proceso es la oxidación de la pirita según la reacción (1):



La oxidación acuosa de la pirrotina por el oxígeno disuelto es descrita por la reacción (2), donde x varía desde 0,000 hasta 0,125. La oxidación de la pirrotina teóricamente genera solo una cantidad limitada de ácido (H^+) en proporción a la desviación de la fórmula de la composición de FeS .

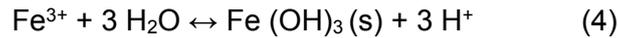


La liberación del ión ferroso, los sulfatos y los protones provocan un incremento de la concentración de sólidos disueltos totales así como un descenso del pH. Si hay suficiente

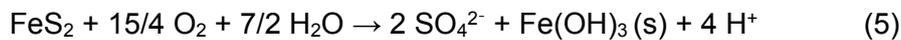
oxígeno en el medio, el Fe (II) disuelto sigue reaccionando y es oxidado a Fe (III) consumiendo acidez en el proceso (3).



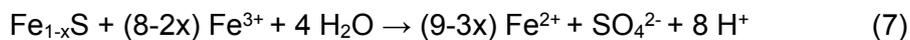
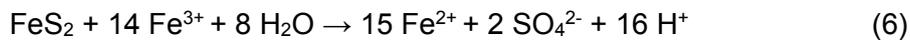
Por otra parte, en medios con valores de pH entre 2.3 y 3.6 (Bigham *et al.*, 1996 in Sarmiento, 2007) el ión férrico se hidroliza y precipita como hidróxido férrico con lo que el pH disminuye aún más debido a la generación de protones, formando los mencionados *yellow-boy*.



Así pues, para la pirita, se obtiene la reacción global (5) de la que resulta que por cada mol de pirita oxidada se producen 4 moles de H^+ . Para dar una idea del nivel de acidificación del agua que puede llegar a provocar este proceso, se tiene que por cada gramo de pirita se generan aproximadamente tres gramos de ácido sulfúrico.



Si el Fe(III) generado en la reacción (3) entra nuevamente en contacto con la pirita o la pirrotina, se puede producir la disolución de estas según la ecuaciones (6) y (7), respectivamente.



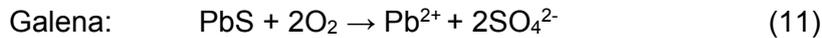
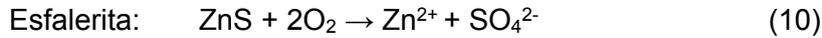
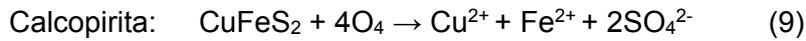
Por tanto, la oxidación de los sulfuros está basada en la adsorción del O_2 y el H_2O por el Fe (II) de la superficie del mineral. Como resultado de esta oxidación, se forman en su superficie oxihidróxidos intermedios dependiendo del pH, que favorece que el sulfuro siga oxidándose, esta vez por Fe (III). En condiciones ácidas, el mayor oxidante es el Fe (III) según las ecuaciones (6) y (7) (Singer y Stumm, 1970), mientras que en condiciones cercanas a la neutralidad lo es el oxígeno.

El Fe (II) procedente de las reacciones (6) y (7) puede ser re-oxidado por el oxígeno disuelto disponible, perpetuando el ciclo. Si el oxígeno se agota, la reacciones (6) y (7) pueden proseguir porque la reacción (4) está en equilibrio, de manera que en la solución puede resultar la especie Fe (II) como la predominante (Younger *et al.*, 2002).

En realidad, la oxidación de los sulfuros es un proceso complejo. Conlleva una serie de reacciones intermedias e involucra para algunas especies estados de oxidación intermedios entre sulfuros y sulfatos, como tiosulfatos ($\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$), politionatos ($\text{S}_n\text{O}_6^{2-}$), sulfitos (SO_3^{2-}) y azufre nativo (S^0). Son muy importantes y pueden representar rangos limitados en función de la temperatura, el pH, y otras condiciones geoquímicas. De igual forma, la actividad microbiológica es también importante. La pirrotina puede reaccionar a pirita o marcasita como un paso intermedio según la reacción (8) (Seal y Hammarstrom, 2003):



El oxígeno disuelto y el ión férrico pueden oxidar además a otros minerales sulfurosos como la calcopirita, la esfalerita y la galena. Su oxidación mediante el oxígeno disuelto se describe según las reacciones siguientes:

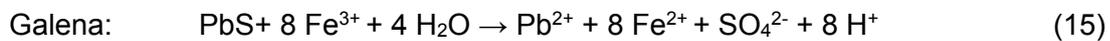
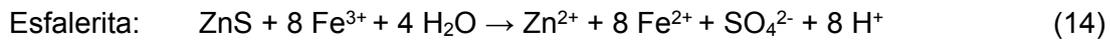
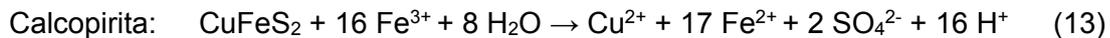


Aunque ninguna de estas reacciones produce ácido, la posterior oxidación del hierro ferroso resultante de la oxidación de la calcopirita (9) o del hierro de la esfalerita generará ácido según las reacciones (3) y (4).

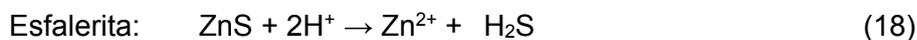
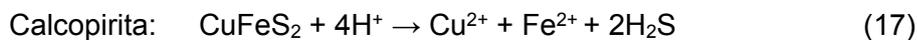
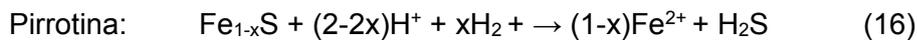
La anglesita es altamente insoluble, pero la reacción (12), probablemente, describe de forma más adecuada los procesos naturales que la reacción anterior (11).



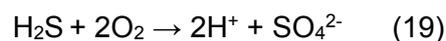
Cuando el agente oxidante es el ión férrico, la oxidación se produce mediante las reacciones siguientes, que al contrario de las que involucran al oxígeno disuelto, producirán cantidades considerables de ácido (Seal y Hammarstrom, 2003).



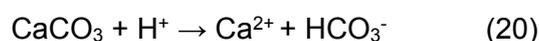
En condiciones anóxicas, como las presentes en presas mineras, sulfuros como la pirrotina, calcopirita y esfalerita pueden neutralizar la acidez, una vez que las reacciones consumen protones.



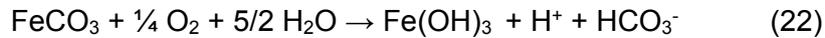
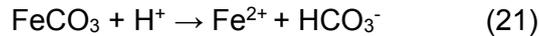
Sin embargo, la oxidación del H₂S generado en estas reacciones producirá nuevamente ácido mediante la reacción (19):



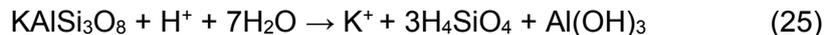
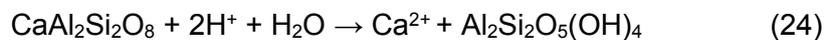
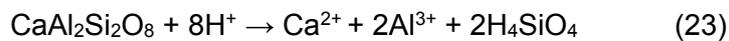
Los minerales de ganga de las rocas encajantes generalmente reaccionan para consumir el ácido generado por la oxidación de los sulfuros. Los minerales carbonatados como la calcita, consumen ácido como se describe en la reacción:



En condiciones anóxicas, la siderita neutralizará el ácido (21). Sin embargo, la oxidación y la hidrólisis del hierro ferroso resultante compensarán la alcalinidad producida.



Minerales aluminosilicatos como las plagioclasas pueden consumir ácido a pesar de que no son tan reactivos como los carbonatos (Plumlee, 1999; Jambor *et al.*, 2002). La reacción de estos minerales generalmente agrega componentes disueltos como aluminio al agua y produce fases secundarias. Por ejemplo, la interacción de ácido con plagioclasa o feldespato potásico puede liberar Al disuelto al agua (23) o producir minerales secundarios como la caolinita (24) o hidróxido de aluminio (25) (Seal y Hammarstrom, 2003).



1.3.3.1 Papel de las bacterias en la oxidación de los sulfuros

Dentro del proceso descrito, la oxidación del ión ferroso a férrico tiene lugar lentamente en condiciones normales. Sin embargo, algunas bacterias actúan como catalizadores y aceleran la velocidad de la reacción. Estas bacterias oxidantes del hierro son propias de los medios ácidos con valores de pH comprendidos entre 2,8 y 3,2 y son generalmente inactivas o están ausentes en aguas con pH superior a 5,5 (Caruccio *et al.*, 1981). Las bacterias más importantes son: *Acidithiobacillus ferrooxidans*, *Acidithiobacillus thiooxidans* y *Ferrobacillus ferrooxidans*. La segunda actúa sobre el azufre y su importancia es mayor en presencia de marcasita (Fernández-Rubio, 1986). El género *Metallogenium* también oxida el hierro y sobrevive hasta pH próximos a 6,8.

Al iniciarse la reacción, el pH del agua es casi neutro y las velocidades de oxidación química y bacteriana son comparables y muy lentas. Esta situación es característica de los materiales o residuos recién expuestos a la acción de la atmósfera. En ella, aunque la concentración de material reactivo sea muy alta, la oxidación se produce lentamente y la alcalinidad contenida en el agua y en los materiales que forman el sustrato es suficiente para neutralizar la acidez producida. Una vez que la capacidad neutralizadora del ambiente ha sido superada, la acidez aumenta y el pH desciende, con lo que la oxidación química se ralentiza y se incrementa la velocidad de oxidación bacteriana de los sulfuros. Cuando el pH desciende por debajo de 3, aumenta la solubilidad del hierro y disminuye la precipitación del hidróxido férrico (Sarmiento, 2007). En esta etapa el hierro ferroso es oxidado a férrico por acción de las bacterias, y éste actúa a su vez como oxidante de la pirita (Evangelous, 1998).

En la Figura 1.9 se muestran las velocidades de oxidación de la pirita frente a la variación de pH, según la cual, el límite entre el dominio de los mecanismos se establece a pH próximo a 3.

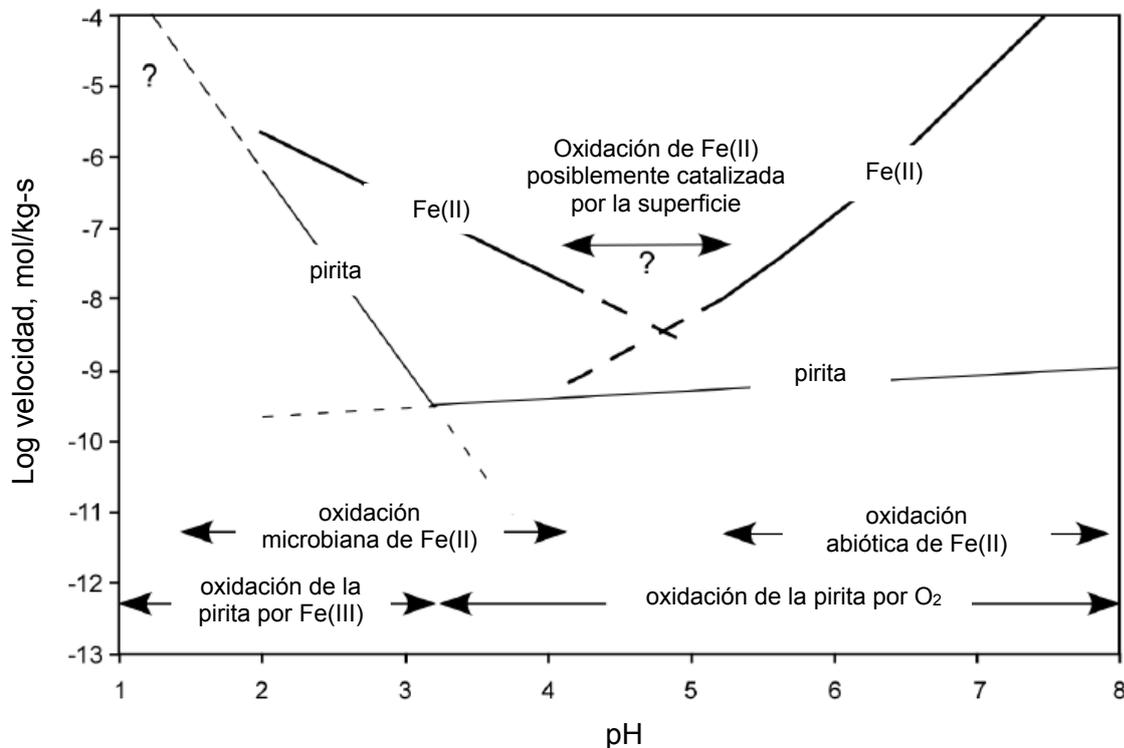


Figura 1.9. Diagrama comparativo de las velocidades de oxidación biótica y abiótica de la pirita (modificado de Williamson *et al.*, 2006)

Entre los factores que influyen en la oxidación bacteriana, aparte del pH, están el oxígeno, la temperatura y otros asociados con el mineral. Algunos autores agregan el Eh y la concentración de sulfatos (Schubert *et al.*, 1982). El oxígeno y la temperatura favorecen el proceso bacteriano, siendo el factor más crítico en la oxidación del sulfuro la disponibilidad de oxígeno, por ser la concentración del oxígeno la responsable de la complejidad de los mecanismos de adsorción-desadsorción que ocurren en el lugar de reacción (Förstner y Wittmann, 1983). El tamaño de los sulfuros influye enormemente en la cantidad de sulfuro oxidado, aumentando hasta 20 veces al disminuir la granulometría a valores próximos a 53 micras (Atkins y Singh, 1982).

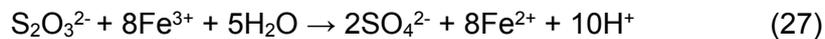
La forma en que se produce la oxidación bacteriana de los sulfuros ha sido objeto de numerosos estudios (Silverman, 1967; Sand *et al.* 2001; Tributsch, 2001; Crundwell, 2003) y para la que se describen varios mecanismos.

Según un primer mecanismo, de lixiviación directa, la bacteria se adhiere a la superficie y oxida a la pirita directamente mediante mecanismos enzimáticos. Tributsch (2001) sugiere renombrar este mecanismo como "lixiviación por contacto" debido a que las bacterias forman una película orgánica (SPE: sustancias poliméricas extracelulares) entre la superficie del sulfuro y la bacteria, acondicionando las inmediaciones del sulfuro para facilitar su disolución. El interior de la película es un espacio de reacción, con unas condiciones muy

especiales, a nivel de potencial redox, de aumento del pH superficial y de concentración de iones férricos en exceso (se han estimado concentraciones de hasta 53 g/L (Ballester, 2005)) que oxidan el mineral en la zona de interacción sustrato-película (Fowler *et al.*, 2001).

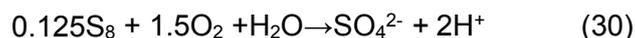
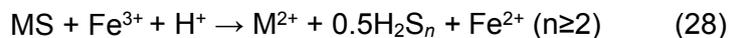
En el “mecanismo indirecto”, el agente responsable de la oxidación es el ión férrico. Las bacterias no actúan directamente sobre la superficie del mineral, pero catalizan las reacciones cerca de éste y aportan constantemente hierro férrico a la solución de acuerdo con la reacción (3). Dentro del mecanismo indirecto, se distinguen dos tipos de mecanismos: uno vía tiosulfato y otro vía polisulfuro.

Por ejemplo, la pirita y molibdenita sólo son atacables a través de un agente oxidante, como el Fe(III). El mecanismo según el cual estos minerales son oxidados es el “mecanismo del tiosulfato” (el tiosulfato es la especie química intermedia más importante (Sand *et al.*, 2001)). Para la pirita se producen las siguientes reacciones:



Este es uno de los modelos más ampliamente aceptados para la oxidación de la pirita, y está basado en evidencias experimentales acompañadas de una descripción de la teoría de los orbitales moleculares (Sand *et al.*, 2001; Druschel *et al.*, 2004).

Además de los sulfuros del grupo de la pirita, que sólo pueden ser atacados por un oxidante, una gran parte del resto de sulfuros relacionados con operaciones mineras (esfalerita, calcopirita, galena) también pueden sufrir un ataque protónico, oxidándose mediante el “mecanismo del polisulfuro” (Sand *et al.*, 2001). En estos sulfuros se rompe el enlace Metal-Sulfuro antes de que el azufre sea oxidado. Este mecanismo no necesariamente funciona solo en presencia de iones férricos, también es posible la transferencia electrónica vía oxígeno molecular. Sin embargo, como ya se ha comentado, los iones férricos son mucho más eficientes en la producción de polisulfuros (Ballester, 2005), tal como se observa en las siguientes reacciones:



Cuando se estudian y comparan los productos de oxidación de estos sulfuros con los del grupo de la pirita, se puede concluir que en el caso de la pirita, el azufre oxidado forma hasta un 90% de sulfato, mientras que con los sulfuros anteriores (esfalerita, calcopirita o galena) el azufre sulfuro se oxida en un 90% a azufre elemental, debido a que los sulfuros metálicos se degradan a polisulfuros intermedios. En resumen, tiosulfato y politionatos juegan un papel central en el mecanismo de oxidación vía tiosulfato y un papel colateral en el mecanismo vía polisulfuros (Ballester, 2005).

Tributsch (2001) afirma que otra posible opción es la acción conjunta de los dos procesos anteriores, denominada “lixiviación cooperativa” (Figura 1.10). En este caso, habría bacterias adheridas a la superficie del sulfuro mediante SPE, atacándola, liberando Fe(II) a la solución, el cual posteriormente sería oxidado por las bacterias que se encuentran libres en suspensión dentro de la solución que actuarían regenerando el Fe(III).

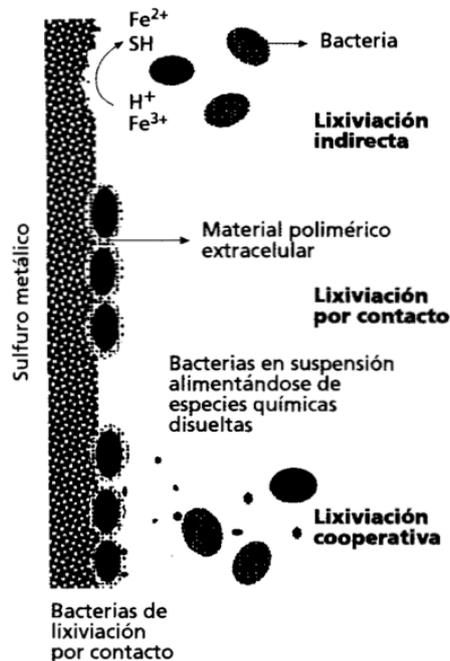


Figura 1.10. Distintos tipos de lixiviación de sulfuros según Tributsch (Ballester, 2005)

En general, durante la biooxidación de estos sulfuros se distinguen tres etapas, sucediéndose los diferentes mecanismos descritos en el tiempo (Tributsch, 2001). Para que comience la biolixiviación es necesaria una cierta cantidad de Fe(III) en el medio. En la etapa inicial, las bacterias no pueden contar con una concentración necesaria de Fe(III) en el ambiente natural en el que se desarrollan, por lo que deben crear una zona de reacción controlada artificialmente entre la membrana bacteriana y el sulfuro mediante una capa de SPE. De esta manera, las bacterias incrementan artificialmente la concentración de Fe(III) en el entorno cercano a la superficie de la pirita (lixiviación por contacto) y atacan a la superficie del mineral liberando Fe(II) a la solución (Tributsch, 2001; Ballester, 2005). En la segunda etapa aumenta el número de bacterias en suspensión debido a la saturación de la superficie del mineral por las bacterias adheridas y por la presencia de hierro ferroso en la solución. Estas bacterias oxidan el Fe(II) a Fe(III) regenerando el agente oxidante Fe(III) para la lixiviación indirecta. Finalmente, se alcanza un equilibrio entre el número de bacterias adheridas indirectamente y aquellas en suspensión, mediante lixiviación cooperativa (Ballester, 2005). La biooxidación de pirita evoluciona por lo tanto en el tiempo desde un proceso muy lento no estequiométrico ($\text{S/Fe} > 2$) durante los primeros momentos (con poco Fe(III)), a un proceso estequiométrico dominante ($\text{S/Fe} \sim 2$) muy rápido, tras la liberación de abundante hierro férrico (Pisapia *et al.*, 2007; Brunner *et al.*, 2008).

1.3.3.2 Producto de las reacciones - Fases minerales asociadas al drenaje ácido

Los procesos de interacción mineral-agua que involucran la oxidación de los sulfuros (reacciones 1-12) tienen dos resultados fundamentales (Valente, 2004; Valente *et al.*, 2013):

- Formación de soluciones ácidas y ricas en metales y sulfatos
- Formación de minerales secundarios representados genéricamente por hidróxido de hierro ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) en la reacción (5) y por sulfato de plomo (anglesita- PbSO_4) en la reacción (12).

Estos minerales son designados, en su globalidad, por precipitados de drenaje ácido de mina, en la medida en que su aparición es dependiente de las características de AMD. Los precipitados de AMD son principalmente de dos tipos: eflorescencias salinas solubles, formadas por evaporación; y productos ocreos formados por neutralización y oxidación.

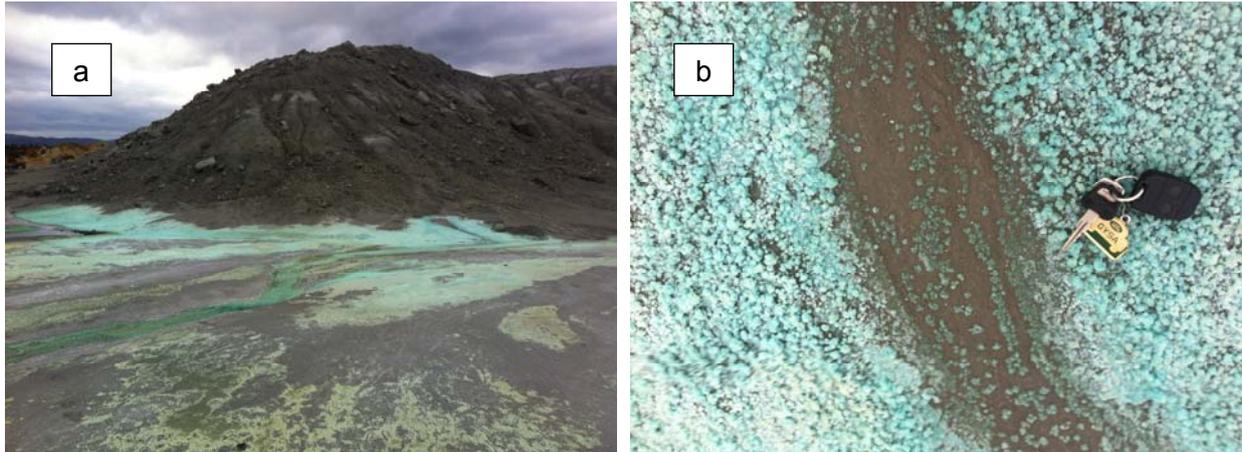
1.3.3.2.1 Eflorescencias de sulfatos solubles

Los procesos de evaporación de efluentes afectados por drenaje ácido de mina pueden formar eflorescencias salinas de aspectos y colores variados, sobre todo en primavera y verano, cuando las soluciones se hacen progresivamente más concentradas (Fotografía 1.4).

Así, en los entornos mineros aparecen generalmente sales de sulfato secundarios como yeso ($\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$), melanterita ($\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$), rozenita ($\text{FeSO}_4 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$), copiapita ($\text{Fe}^{2+}\text{Fe}^{3+}_4(\text{SO}_4)_6(\text{OH})_2 \cdot 20\text{H}_2\text{O}$), halotrichita ($\text{FeAl}_2(\text{SO}_4)_4 \cdot 22\text{H}_2\text{O}$), alunógeno ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 17\text{H}_2\text{O}$), goslarita ($\text{ZnSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$) y calcantita ($\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$), entre muchos otros (Jambor, 1994; Jambor *et al.*, 2000; Hammarstrom *et al.*, 2001). La solución sólida es un fenómeno muy importante en estos minerales. La melanterita y la rozenita pueden contener cantidades considerables de Cu, Zn, Co y otros metales, en algunos casos alcanzando el 50% (Jambor *et al.*, 2000; Hammarstrom *et al.*, 2001).

La formación de eflorescencias es un medio eficaz de almacenamiento temporal de acidez y de los metales liberados durante la oxidación mineral. Pero estas sales se disuelven rápidamente durante los eventos de lluvia, liberando gran cantidad de acidez y metales, con consecuencias muy drásticas sobre el medio (Seal y Hammarstrom, 2003).

Dagenhart (1980) observó durante una tormenta en la cuenca de Contrary Creek, una disminución en el pH de aproximadamente media unidad y un incremento de doce veces en la concentración de hierro y de nueve veces en la de zinc. Así, las sales eflorescentes son importantes en el ciclo de los metales en ambientes afectados por drenaje ácido y pueden contribuir a incrementar los efectos tóxicos.



Fotografía 1.4. a) Eflorescencias salinas en la base de acumulaciones de mineral en Mina San Telmo (Faja Pirítica Ibérica), b) detalle de un “bloom” de sulfatos (asociación dominada por melanterita)

1.3.3.2 Productos ocre y sorción de metales

La oxidación del hierro ferroso disuelto y la neutralización del drenaje de mina producen una amplia variedad de hidróxidos e hidroxisulfatos secundarios de Fe o Al, que son significativamente menos solubles que las sales de sulfatos eflorescentes.

Estas fases incluyen desde compuestos casi amorfos hasta muy cristalinos. Los minerales más importantes de Fe incluyen ferrihidrita ($\text{Fe}_5\text{HO}_8 \cdot 4\text{H}_2\text{O}$), schwertmannita ($\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_6\text{SO}_4 \cdot n\text{H}_2\text{O}$), jarosita ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$), y goethita ($\alpha\text{-FeO}(\text{OH})$). Las fases más importantes de Al son hidróxido de Al amorfo ($\text{Al}(\text{OH})_3$), gibbsita ($\gamma\text{-Al}(\text{OH})_3$) y basaluminita ($\text{Al}_4(\text{SO}_4)(\text{OH})_{10} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$) (Bigam y Nordstrom, 2000).

En los cauces afectados por AMD y las zonas mineras son frecuentes minerales como la goethita ($\text{FeO}(\text{OH})$). Sin embargo, esta fase no suele precipitar directamente sino que se transforma a partir de fases metaestables como schwertmannita o jarosita. Durante esta transformación se liberan algunos compuestos, como hierro, sulfatos o arsénico (Bigam *et al.*, 1996).

La precipitación de Fe^{3+} se ha representado anteriormente en la reacción (4) en forma de hidróxido férrico ($\text{Fe}(\text{OH})_3$). Sin embargo, es una simplificación y realmente las fases que normalmente precipitan son minerales del grupo de las jarositas y schwertmannita. La secuencia paragenética que incluye estas fases y su dependencia del pH está descrita en detalle en Bigam *et al.* (1996).

En entornos de drenaje ácido, la neutralización e hidrólisis son los principales procesos que conducen a la precipitación de las fases de Al, mientras que la oxidación es también importante para la precipitación de las fases de Fe. La jarosita tiende a formarse en condiciones de pH bajo (1,5-3,0) y altas concentraciones de sulfatos (> 3000 mg/L), la schwertmannita en entornos moderadamente ácidos (pH de 3,0 a 4,0) y concentraciones moderadas de sulfatos (1000-3000 mg/L) y la ferrihidrita en ambientes cercanos a la

neutralidad ($\text{pH} > 5,0$) (Bigham, 1994; Bigham y Nordstrom, 2000; Stoffregen *et al.*, 2000; Valente *et al.*, 2009b). Las fases de Al normalmente precipitan a valores de pH superiores a 4,5 (Nordstrom y Alpers, 1999).

Un aspecto importante de los hidróxidos de Fe secundarios es su capacidad de sorción, mediante la cual pueden extraer cantidades significativas de metales traza y eliminarlos de la solución. Este comportamiento de sorción es dependiente del pH. Cationes metálicos como Pb^{2+} , Cu^{2+} , Zn^{2+} , y Cd^{2+} generalmente son sorbidos en mayor medida al aumentar el pH, mientras que la mayoría de los oxianiones, como el arseniato $(\text{AsO}_4)^{3-}$ y el selenato $(\text{SeO}_4)^{2-}$, son sorbidos con la disminución del pH (Smith, 1999). Por lo tanto, los hidróxidos férricos secundarios y los hidroxisulfatos pueden eliminar eficazmente los metales de solución (Seal y Hammarstrom, 2003).

1.3.4 PRINCIPALES FUENTES DE AMD EN MINERÍA DE SULFUROS

Las explotaciones de sulfuros presentan una gran diversidad de fuentes potencialmente productoras de aguas ácidas, sobre todo cuando cesa la actividad minera y por tanto el control, entre las que destacan (Figura 1.11, Fotografías 1.5-1.7):

1.3.4.1 Escombreras

En las explotaciones de pirita, tanto a cielo abierto como subterráneas, para llegar al mineral en el proceso de laboreo, se extrae también el estéril, tanto en corta como en contramina. Estos estériles son de granulometría muy gruesa, dado que no son sometidos a trituración o cuanto más a una trituración primaria que los reduce hasta unos 10 cm. Si no se usan como relleno interior, son almacenados en el exterior formando escombreras, a veces en apilamientos aislados sobre llanuras, pero normalmente aprovechando laderas o taludes naturales o cubriendo vaguadas, en zonas de concentración de escorrentías. Por su granulometría y su escaso contenido en metales y sulfuros, deberían ser muy poco contaminantes, no obstante, en las explotaciones mineras se generan también distintos elementos, como minerales de baja ley, residuos de aprovechamiento, etc., que son depositados en el exterior como escombreras propias o asociadas a las de estériles, constituyendo una fuente de contaminación (Sáinz *et al.*, 2002), la principal, si están abandonadas o inadecuadamente clausuradas (Loredo y Pendás, 2005).

Numerosos elementos contaminantes, en forma soluble, son almacenados sobre las superficies piríticas, donde las aguas infiltradas después de una precipitación los disuelven. Por percolación, dichas aguas van descendiendo a través de las redes de drenaje interno de la escombrera, a la vez que se van enriqueciendo en contaminantes, de forma que cuando emergen por la base, transportan a los cursos de agua considerables cantidades de acidez, sulfatos y metales pesados procedentes del lavado interno de este apilamiento de residuos mineros (Álvaro, 2010).

El flujo de agua subterránea a través de escombreras y galerías de mina se puede considerar que se comporta como un acuífero pseudokárstico, en contraste con el flujo a través de un medio poroso convencional, caracterizado por una circulación más lenta a través de los espacios intergranulares o fracturas de las rocas. El flujo de agua subterránea en un medio pseudokárstico se puede considerar caracterizado por múltiples caminos de flujo, altos valores de conductividad hidráulica y un alto grado de impredecibilidad (Loredo *et al.*, 2001).

La duración de las emisiones líquidas de una escombrera está relacionada con su tamaño. Las escombreras pequeñas solo producen lixiviados durante la época de lluvias, permaneciendo secas el resto del año. Con lo que, a pesar del carácter fuertemente contaminante de algunas de ellas, sus aportes son insignificantes en el aporte global anual. Sin embargo, las grandes escombreras producen lixiviados durante mucho tiempo después de la última precipitación, incluso a lo largo de todo el año. En general, y dadas las características pluviométricas de la zona, las grandes precipitaciones registradas al comienzo de año hidrológico, "cargan" las escombreras, elevándose el caudal base. El descenso posterior de los caudales se ve interrumpido por los efectos producidos por las sucesivas lluvias (Sáinz *et al.*, 2002).

Los lixiviados pueden seguir una secuencia temporal, en el caso más complejo, de tres fases. A corto plazo, con una respuesta casi inmediata y una duración inferior a una semana, se produce una elevación del caudal debido a las escorrentías rápidas, acompañado por un aumento de aportes de sólidos en suspensión, de sólidos disueltos, de sulfatos y metales pesados. A continuación, se produce una segunda fase, de duración variable formada por escorrentías lentas, y caracterizada por un descenso progresivo del caudal procedente de la precipitación original y de otras anteriores. Este descenso va acompañado de una disminución de los aportes contaminantes. Por el contrario, las concentraciones de sólidos disueltos, sulfatos y zinc van incrementándose desde el comienzo, conforme va descendiendo el caudal. Las concentraciones de cobre y hierro siguen descendiendo a la vez que el caudal durante un corto periodo de tiempo, hasta alcanzar un mínimo, a partir del cual experimentan incrementos similares al del zinc. A largo plazo, las precipitaciones pueden mantener los lixiviados durante meses después de la última precipitación. Las escombreras, como sistema, parecen manifestar "memoria" del historial pluviométrico registrado durante el año, produciendo aportes de contaminantes de acuerdo con la lluvia acumulada. Esta tercera fase no puede ser atribuida a precipitaciones individuales. La existencia o no de estas tres secuencias es función de las características de la precipitación y de las de la escombrera. (Sáinz *et al.*, 2002).

1.3.4.2 Balsas de lodos, balsas de residuos mineros piríticos, balsas de decantación, lixiviación y flotación

Constituyen lugares de acumulación de los materiales derivados de los procesos de mineralurgia y metalurgia extractiva de las menas metálicas, de granulometría fina-media. El tratamiento clásico de los minerales sulfuros de Cu, Pb, o Zn, consistía, tras su molienda a fracción fina, en el tratamiento en una planta de flotación donde las partículas sin interés

económico pasaban a formar parte de la cola del proceso, y se transportaba como un lodo acuoso a la balsa en la que decantaba.

Los materiales de las balsas forman una pila de niveles sedimentarios de espesor no superior al centimétrico, diferenciados entre sí por pequeñas variaciones granulométricas y/o composicionales (Gómez Ortiz *et al.*, 2007). Su pequeño diámetro favorece que los sulfuros estén rodeados de material encajante, sin embargo, cuando se genera el drenaje, este es similar en diferentes puntos y relativamente uniforme frente a los cambios estacionales (Dold, 2003). Las balsas mineras constituyen un problema ambiental, al representar una acumulación y subsiguiente fuente de emisión de metales pesados y formación de drenaje ácido, que además llevan implícito el riesgo de rotura o rebose.

En la Figura 1.11 se presenta como ejemplo el perfil de la balsa minera de Monte Romero, en la Faja Pirítica Ibérica, en el que se aprecian dos grandes unidades, una superior de resistividades bajas (A) y otra inferior de resistividades mayores (B). La unidad A constituye el relleno de la balsa y está formado por materiales limo-arcillosos. El contenido elevado en agua y piritita de estos materiales justifica los valores tan bajos de resistividad obtenidos. El nivel freático estaba situado a 0,5 m de profundidad y el máximo espesor de relleno de la balsa se estimó en unos 4,5 m. La unidad B está constituida por pizarras con resistividades muy superiores a la unidad A o de relleno. Así, las pizarras constituyen los materiales sobre los cuales se han ido depositando los lodos de la balsa. El hecho de que sus resistividades sean siempre muy altas y que no se observen variaciones importantes en la misma a lo largo del perfil indica que no existe ningún tipo de filtración de las aguas de la balsa en dichos materiales (Gómez Ortiz *et al.*, 2007).

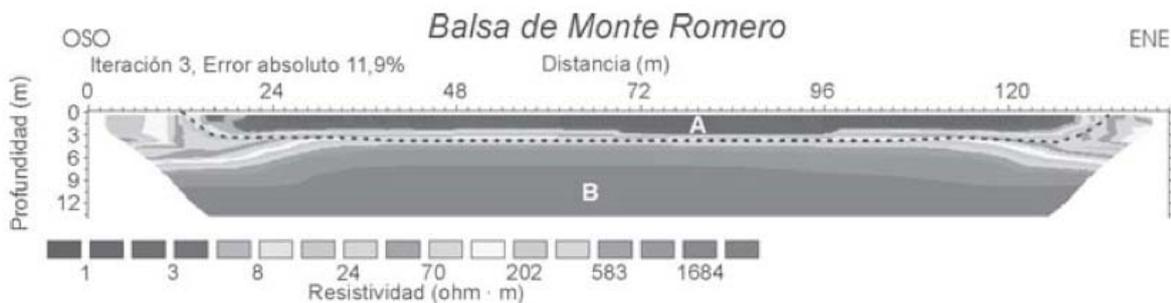
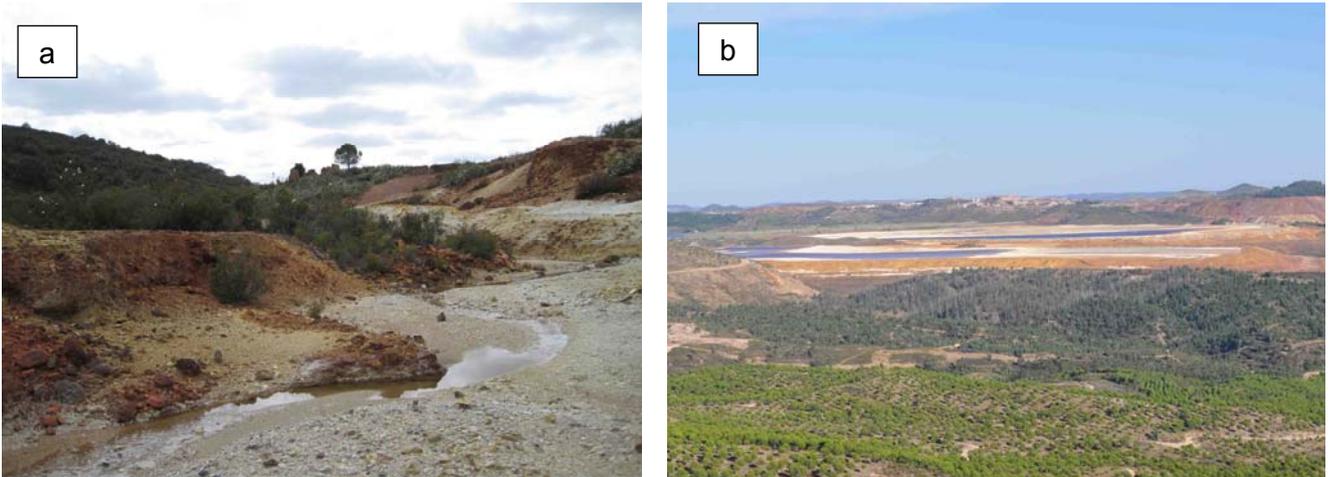


Figura 1.11. Perfil de tomografía eléctrica de la Balsa de Monte Romero (Huelva) (Gómez Ortiz *et al.*, 2007)



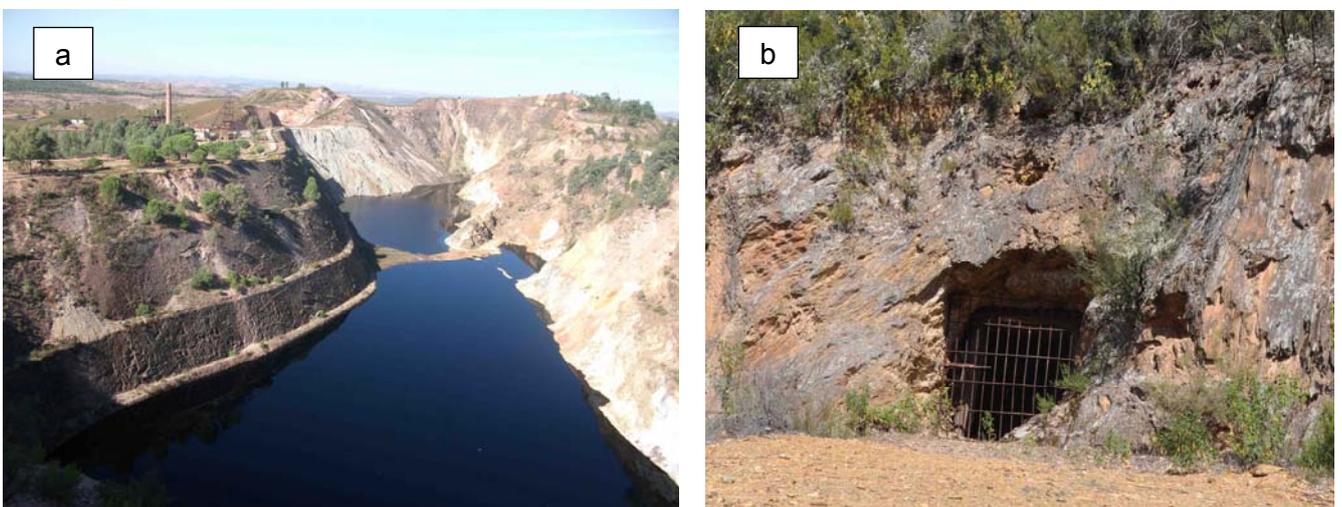
Fotografía 1.5. Imágenes de estructuras mineras que son fuentes de AMD: a) Restos de escombreras en Mina Voltafalsa junto Arroyo Trimpancho; b) Presas de cola de Mina Riotinto

1.3.4.3 Lagos de corta

En la mayoría de las explotaciones a cielo abierto abandonadas, las cortas están inundadas formando un lago. El agua puede salir al exterior por filtraciones del terreno, antiguas galerías o rebose de su coronación (Álvaro, 2010), pudiendo plantear serios problemas medioambientales. Para la FPI, las aguas llegan a alcanzar niveles de pH ácidos (2,5-3) y altas concentraciones de sulfatos y metales (Fe, Cu, Zn Co, Ni) de la disolución oxidativa de la pirita y otros sulfuros, así como de otros elementos como Al, Mg y Ca, provenientes de la disolución de las rocas encajantes (Santofimia *et al.*, 2012).

1.3.4.4 Minas subterráneas y socavones

Principalmente son drenajes por bombeo en minas activas y por gravedad en las abandonadas, que salen a la superficie de forma espontánea.



Fotografía 1.6. a) Corta La Zarza; b) Galería en Mina La Ratera

1.3.4.5 Trituración

El mineral arrancado se reducía de tamaño mediante trituradoras hasta alcanzar la granulometría deseada. Aunque normalmente la trituración primaria se efectuaba en el interior de la explotación, la trituración secundaria se realizaba en el exterior, siendo el resultado final "pirita cruda", de un diámetro entre 0 y 8 mm. En algunos casos, el producto final tenía ya una proporción de finos de hasta un 30% de diámetro inferior a 1 mm, con los graves problemas que ello conlleva en época de lluvias. Las zonas contaminadas en instalaciones abandonadas comprenden desde las de trituración propiamente dicha hasta las cintas transportadoras, cribas, puntos de transferencias, etc. (Grande *et al.*, 2005a).



Fotografía 1.7. Planta de tratamiento en Mina Tharsis

1.3.4.6 Lavado

La eliminación de estéril del mineral bruto se realizaba en un lavadero, por separación gravimétrica, produciéndose pirita y estéril. Dado que las operaciones se hacían con agua de embalses, el agua de recirculación se pasaba por un espesador para liberarla de los superfinos. Estos "estériles" finos y superfinos se almacenaban en escombreras (Grande *et al.*, 2005a).

1.3.4.7 Cementación

Para extraer el Cu se almacenaban las piritas de baja ley en montañas de hasta 100.000 t y 10 metros de altura y se regaban periódicamente con aguas ácidas procedentes de la propia mina. Los lixiviados se recogían en balsas, haciéndolos circular a través de chatarras de hierro, con ello se producía FeSO_4 y precipitaba cobre y plata, el zinc salía junto con el Fe sin precipitar, vertiéndose a los ríos y las montañas de escombros y se abandonaban tras 4 años (Grande *et al.*, 2005a).

Cada uno de estos focos tiene una dinámica de formación de AMD diferente, produciendo aguas ácidas en proporciones y continuidad variable, pero vinculados con las características tanto físicas como químicas del medio (Dold, 2003).

1.4 ESTRATEGIAS DE RESTAURACIÓN Y REMEDIACIÓN AMBIENTAL

Tras el cese de la actividad extractiva son necesarios trabajos de restauración que devuelvan los terrenos en los se han desarrollado las labores mineras a una situación similar a la original. En la actualidad, la legislación vigente obliga a las empresas a la presentación de un Proyecto de Restauración y a la constitución de garantías para dicha restauración. Sin embargo, en las minas abandonadas anteriores a la entrada en vigor de la normativa medioambiental, no se llevaron a cabo acciones encaminadas a la integración paisajística de las labores mineras, y en el caso de la minería metálica, no se tomaron medidas que evitasen los lixiviados ácidos que son la causa de contaminación de numerosas redes fluviales.

El AMD es la principal fuente de contaminación del agua en la minería. La prevención de la formación o de la migración del AMD en zonas de origen es una opción favorable, que sin embargo, a menudo es difícil de lograr debido a la gran extensión y a los grandes volúmenes de materiales de las fuentes potencialmente productoras. Como consecuencia, las estrategias de remediación suelen centrarse en tratar directamente las aguas subterráneas y las aguas superficiales afectadas (USEPA, 2006).

Así pues, se describen a continuación diferentes técnicas encaminadas a la recuperación de las zonas afectadas por las actividades extractivas, incluyendo las labores de restauración de los terrenos, y las principales técnicas de remediación de aguas ácidas.

1.4.1 RESTAURACIÓN DE ESCOMBRERAS

El diseño y construcción de escombreras de forma adecuada debe lograr la integración paisajística y evitar la dispersión de lixiviados ácidos que puedan incorporarse a las aguas superficiales y subterráneas. Sin embargo, los estériles o minerales de baja ley que forman las antiguas escombreras existentes no se han almacenado de forma óptima, y constituyen las principales fuentes de contaminación por AMD y provocan un fuerte impacto visual.

La restauración de las escombreras está orientada a alcanzar varios objetivos entre los que destacan la creación de una cubierta vegetal estable, la recuperación del uso de los suelos anteriores a las labores mineras y la integración en el entorno. Para ello, es necesario desarrollar una serie de medidas hasta llegar al paso definitivo de implantar la vegetación.

1.4.1.1 Tratamiento de taludes

Muchas escombreras antiguas poseen taludes mayores de 20°, que pueden presentar problemas o riesgo de inestabilidad y erosión, y en los que la implantación de la vegetación, generalmente, no es posible técnicamente. Para ello, será necesario adoptar medidas correctoras o de protección de los taludes.

El modo más sencillo consiste en remodelar los taludes para reducir la pendiente, realizando movimientos de tierra para materiales blandos o mediante arranque parcial de material para

casos de roca compacta. Es una técnica costosa y, en ocasiones, de difícil realización y acceso a las zonas a remodelar.

Hay que tener en cuenta a la hora del modelado de escombreras la estabilidad y drenaje de las mismas, adecuando el diseño para facilitar un drenaje natural del agua superficial. Un buen planteamiento puede ser la fijación inicial de las rutas de drenaje más convenientes y proyectar la remodelación del terreno de forma que encaje con dicha red de drenaje (Macrae, 1983).

Un sistemas de drenaje puede ser la extracción del agua del interior del talud, reduciendo así el contenido en agua que produciría deslizamientos e inestabilidades de los depósitos debidos al debilitamiento de los materiales cohesivos del suelo, con contrafuertes de drenaje (Figura 1.12), o interceptando el agua superficial para evitar la erosión de los materiales superficiales mediante canales o cunetas de guarda.

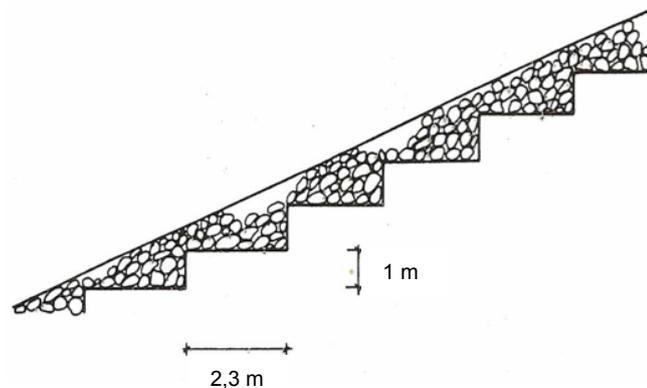


Figura 1.12. Contrafuertes de drenaje (Hackett, 1972 en Ayala *et al.*, 2004)

El tercer método de estabilización se basa en la implantación de medidas de protección superficial consistente en aplicar una fuerza resistente. Estas pueden realizarse mediante muros y muretes de contención, diques de consolidación o estaquillado, método en el que se colocan varas de sauce o chopo en surcos excavados en el talud y se sujetan con estaquillas (Figura 1.13).

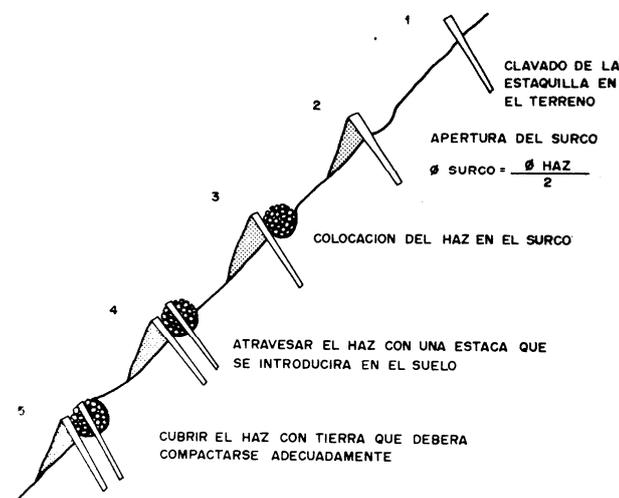


Figura 1.13. Técnicas de estaquillado (Ayala *et al.*, 2004)

Adicionalmente, existen sustancias que permiten mejorar las características cohesivas de los materiales, además de técnicas de introducción de anclajes y refuerzos, barras de acero, micropilotes, etc. Estos procedimientos tienen un elevado coste y una baja eficiencia (Ayala *et al.*, 2004).

1.4.1.2 Preparación de los terrenos

En general, las escombreras mineras presentan características poco adecuadas para el desarrollo de la vegetación, escasa presencia de materia orgánica y baja proporción de elementos finos. Esto da lugar a texturas gruesas y a una pobre estabilidad de los agregados arcillo-húmicos, si es que existen. Además, hay que tener en cuenta otras características desfavorables pero a la vez muy comunes en este tipo de materiales: valores de pH extremos como los producidos por la minería metálica o del carbón, escasa presencia de reservas minerales que da lugar a una débil capacidad de cambio y a una baja disponibilidad de elementos nutritivos, existencia de elementos tóxicos y sales en concentraciones excesivamente altas para el desarrollo de la vegetación, entre las más significativas (CSIC, 1990).

En la Tabla 1.1 se presentan los principales problemas de los terrenos afectados por la minería y su correspondiente tratamiento.

PROBLEMAS DEL SUSTRATO	TRATAMIENTO INMEDIATO
FÍSICOS	
Exceso de partículas o materiales grueso	Aporte de elementos finos Aporte de materia orgánica
Baja capacidad de retención	Aporte de materia orgánica Sembrar con raíces profundas en las escombreras capaces de llegar a la zona donde se acumula el H ₂ O
Exceso de afloramientos rocosos	Voladuras controladas: creación de rugosidades en la pared rocosa Aporte de elementos finos y materia orgánica en las zonas de menor pendiente
Excesiva pedregosidad superficial	Aporte de elementos finos Aporte de materia orgánica
Alta compactación	Ripar o escarificar Añadir materia orgánica
Demasiado suelto	Compactar Aporte de elementos finos Preparación de los hoyos
Inestabilidad/erosión	Medidas estructurales (remodelado, drenajes) Modificación de la pendiente Empleo de mulches o estabilizadores
Excesiva humedad (encharcamientos)	Obras de drenaje Modificar la pendiente
Demasiado seco	Empleo de mulch orgánico (riego)

NUTRICIÓN	
Carencia de nitrógeno	Abonado Siembras de especies leguminosas
Carencia de otros macronutrientes	Abonado, enmienda caliza
Carencia de micronutrientes	Abonado
TOXICIDAD	
pH demasiado alto	Añadir residuos con piritas o materia orgánica Implantar vegetación resistente
pH demasiado bajo	Enmienda caliza Implantar vegetación tolerante
Exceso de metales pesados	Empleo de mulch orgánico Cubierta inerte o cultivos tolerantes
Salinidad	Meteorización. Riego Especies o cultivos tolerantes
OTROS	
Exceso de polvo	Riegos periódicos

Tabla 1.1. Problemas de los terrenos alterados por la minería y su tratamiento (Ayala *et al.*, 2004)

Para favorecer la revegetación de los suelos afectados por las actividades mineras, existen varios procedimientos a realizar (Ayala *et al.*, 2004):

- **Manejo de la capa superficial del suelo.** Una práctica muy adecuada para la recuperación de las zonas alteradas por la minería es la retirada progresiva y el posterior almacenamiento de las capas superficiales del suelo. Es conveniente agrupar por separado, y en montones no excesivamente grandes, evitando el deterioro de sus propiedades edáficas. Por un lado la cobertera, que corresponde a los primeros centímetros del suelo y que coincide generalmente con los horizontes orgánicos, y por otro, las capas subyacentes, más pobres en materia orgánica y elementos nutritivos, que se encuentran por encima del yacimiento mineral (CSIC, 1990). Posteriormente, se extiende sobre el terreno remodelado cuando se esté llevando a cabo la recuperación de los suelos.
- **Descompactación.** A causa de la manipulación del terreno y de las labores descritas anteriormente, el paso de la maquinaria puede provocar una excesiva compactación de estos, limitando el crecimiento de las raíces y el movimiento de agua y aire. Para lograr que posean densidades similares a los suelos no alterados por las actividades mineras es necesario descompactarlos. Cuando las capas compactadas son poco profundas (10-35 cm) se emplea el escarificado y para profundidades entre 35 cm y 1 m, el subsolado o ripado. Además de la compactación, para una buena infiltración es muy importante que la pendiente del terreno sea como mínimo de 5°-6° (Wilson, 1985), evitando que el agua se acumule.
- **Enmiendas o mejoras edáficas.** En aquellos casos en los que las características del

suelo no sean adecuadas para el crecimiento de vegetación, como alternativas más económicas que trasladar tierra vegetal desde otros lugares más alejados, resulta recomendable la adición de enmiendas edáficas, o de suelo procedente de préstamos como estériles no tóxicos, que puedan mejorar su calidad. Existen diferentes tipos de enmiendas edáficas en función del uso que vaya darse al suelo y de la existencia de toxicidad o valores de pH que presente:

- Fertilización orgánica o enmiendas orgánicas (Fertilización indirecta). Consiste en el aporte de materia orgánica mediante abono, turba, mulch o residuos de hongos, domésticos o del procesado de madera.
- Fertilización directa. Mediante fertilizantes inorgánicos se suministran nutrientes de forma económica y fácil. Estos pueden ser potasio, fósforo, nitrógeno, etc., aunque los fertilizantes nitrogenados deben proporcionarse más frecuentemente que otros. No obstante, es más adecuado complementarlos con materia orgánica para elevar la capacidad de retención de nutrientes.
- Enmiendas de mejora de acidez o alcalinidad. Para elevar los niveles de pH se emplean enmiendas calizas (cal viva, carbonato cálcico, dolomías,...), logrando también una mejora de las condiciones físicas del suelo, aumento de nutrientes y calcio, y disminución de la toxicidad del aluminio y del hierro. La materia orgánica corrige la alcalinidad, aunque raramente suele producirse.
- Enmiendas de mejora de toxicidad. Ante la presencia de metales pesados o tóxicos es conveniente suministrar materia orgánica para formar quelatos metálicos estables hasta que la materia orgánica mineralice. Para la eliminación de la toxicidad a largo plazo, es necesario una cubierta vegetal estable que genere una capa de materia orgánica amortiguadora. Otra enmienda son los fosfatos y calizas, que suben el pH y disminuyen la solubilidad de los metales, aunque con el zinc y el aluminio, esto puede producirse tanto a pH muy bajos como muy altos. Existen plantas resistentes a la toxicidad, que pueden utilizarse en suelos con estos problemas, especialmente, en casos de salinidad.
- Riegos periódicos para enraizar.

1.4.2 RESTAURACIÓN DE PRESAS DE RESIDUOS

Las labores de restauración de las presas mineras tienen como objetivo obtener el mínimo impacto medioambiental, logrando para ello la integración paisajística o el uso productivo de los terrenos.

Tras el abandono de la presa, el nivel freático disminuye generalmente al cesar los vertidos, y se logra una mayor estabilidad de los taludes. Sin embargo, las presas mineras pueden presentar problemas de inestabilidad a largo plazo.

El principal motivo suele ser la acumulación repentina de agua de lluvia que puede provocar la rotura del dique por desbordamiento o por erosión del pie. Es recomendable, por tanto, diseñarlas con el criterio de Inundación Máxima Probable (IMP) más que con un periodo de retorno dado (Ayala *et al.*, 2004).

Igualmente, es fundamental sobredimensionar los canales perimetrales de las presas en fase de abandono para evitar la entrada de aguas limpias y vigilar la limpieza de estos para evitar obstrucciones.

Las aguas superficiales y el viento pueden provocar la erosión de las presas mineras, con lo que es necesario diseñar los taludes con pendientes bajas (entre 3:1 y 5:1), drenar y desecar la presa, si está recién construida, y estabilizarla con una protección con escollera mediante fragmentos gruesos, grava y escorias de fundición, con estabilización química mediante polímeros elastoméricos, emulsiones asfálticas, resinas sintéticas, etc., y/o revegetándolas, permitiendo así la integración paisajística de la presa minera en el entorno (Ayala *et al.*, 2004).

Además de los problemas de inestabilidad que pueden presentar las presas mineras, hay que considerar la posible contaminación ambiental por AMD, en el caso de que los residuos contengan sulfuros. Para ello, antes del abandono, es necesario impermeabilizar las presas con una capa nivelada de arcilla u otros. En ocasiones particulares, si los lodos son muy ricos en pirita puede ser conveniente mantener saturada la presa para evitar la oxidación.

La capa de cubrición debe ser lo suficientemente profunda para impedir la migración de los metales tóxicos y sales desde los lodos hasta la cubierta vegetal dispuesta en la revegetación. Los contaminantes provocarían la muerte de las plantas o inhibirían su desarrollo. Como la elevación capilar depende del tamaño de poros y de la tensión superficial, se suele cubrir las presas con una capa de grava (10-40 cm) que constituya una barrera capilar y dificulte el transporte de las sustancias a través de los grandes poros.

Aunque menos importante que los anteriores, también puede darse el proceso conocido como transporte biológico, según el cual, en función del tipo de especie vegetal seleccionada para la restauración, puede ocurrir que las plantas desarrollen tanto sus raíces que alcancen el nivel de los lodos y transfieran ciertos constituyentes nocivos.

Posteriormente, es muy importante la etapa de drenaje y consolidación, cuando no se utilice una capa de agua que inunde las presas permanentemente. Los lodos almacenados, al contener alto contenido de agua, necesitan el transcurso de tiempo necesario para que se cree una costra en la superficie que sea capaz de soportar las presiones provocadas por la maquinaria de restauración. Existen varias técnicas para aumentar la capacidad portante de los lodos (Ayala *et al.*, 2004):

- Vertido de estéril rocoso desde los bordes de la presa hacia el interior.
- Modificación del tratamiento y transporte de lodos.
- Adición de materiales estériles punzolánicos

- Cubiertas de láminas geotextiles que cubran total o parcialmente las zonas de uso de la maquinaria.
- Empleo de equipos de baja presión específica.
- Vigilancia continua de la estanqueidad.

Finalmente, la recuperación de los terrenos pasa por darle a estos un uso productivo. Puede residir en la revegetación mediante especies autóctonas que logren la integración paisajística, en la adecuación para uso agrícola o hasta en la recuperación de minerales a partir de los lodos.

Las presas de residuos son el mayor peligro de catástrofes medioambientales a causa de la permanencia de los lodos contaminantes en el terreno y cadenas tróficas. Un ejemplo de ello es el desastre de Aznalcóllar. En 1998, la gran balsa de residuos mineros metálicos con dique perimetral de cierre de escollera se rompió en Aznalcóllar (Sevilla), cuando albergaba 25 Mm³ de lodos piríticos y aguas ácidas (Santofimia *et al.*, 2011), produciendo un gran impacto ambiental sobre los ríos Agrio y Guadiamar, que llega al Parque natural de Doñana. El accidente fue provocado por el fallo por corte-deslizamiento de la formación sobre la que se asentaba, una arcilla margosa miocena sobreconsolidada, conocida como marga azul del Guadalquivir, como resultado de un proceso de rotura progresiva bajo altas presiones del agua intersticial. Por la brecha que abrió el deslizamiento por el terreno de base del dique de contención de lodos, se precipitaron aguas ácidas y lodos (Ayala, 2004). López-Pamo *et al.* (2001) estiman unos 2 Mm³ de lodos, y unos 4 Mm³ de aguas ácidas, con una longitud afectada por lodos a lo largo de 40 km de ríos.

1.4.3 TRATAMIENTO DE AGUAS ÁCIDAS

Las explotaciones mineras generan distintos tipos de efluentes en los procesos que se llevan a cabo para el beneficio de mineral, evacuación de aguas de galerías subterráneas, aguas de lluvia infiltradas en escombreras, etc. Las minas activas, dentro del marco legal ambiental vigente, deben alcanzar vertido cero de efluentes mediante la reutilización de las aguas usadas en el proceso minero, y/o obtener una autorización para el vertido a la red fluvial. Para lograr estos objetivos, son implantados sistemas de tratamiento de aguas. No obstante, existen numerosas minas abandonadas, que sin ningún control, vierten sus lixiviados ácidos, y para las que se precisan medidas correctoras que eviten o minimicen dicha contaminación.

En algunos casos (especialmente para escombreras y balsas) es posible prevenir la generación de lixiviados ácidos mediante coberturas que previenen el contacto entre los sulfuros, el oxígeno y el agua (Gustafsson *et al.*, 1999; Younger *et al.*, 2002). Estas coberturas suelen ser de arcilla (coberturas secas), o de agua profunda (coberturas de agua). Sin embargo, la prevención completa no es factible en muchas situaciones, por la diversidad y volumen de las fuentes productoras.

Una vez aparecida la contaminación de aguas por AMD, existen diferentes alternativas para su remediación, las cuales se dividen en tratamientos pasivos y activos (Johnson y Hallberg, 2005).

1.4.3.1 Tratamientos activos

Los tratamientos activos son aquellos que aplican los métodos ortodoxos de depuración de aguas residuales, los cuales emplean reactivos sintéticos (álcalis y floculantes), energía eléctrica (para bombeo, para mezclar reactivos con agua, etc.), y sedimentación intensificada.

1.4.3.1.1 Tecnologías convencionales

Tratamiento clásico

El método más común para el tratamiento activo de efluentes ácidos consiste en la adición de materiales alcalinos para elevar el pH, aumentar la tasa de oxidación de hierro ferroso, y causar la eliminación de metales y metaloides presentes en la solución a través de la precipitación de una fase sólida o procesos de adsorción de superficie.

Cada paso en este proceso ofrece una oportunidad para la intensificación, para la cual se puede mejorar la eficiencia del proceso en su totalidad (Younger *et al.*, 2002).

Los materiales alcalinos utilizados para el tratamiento activo incluyen cal, carbonato de calcio, carbonato de sodio, hidróxido de sodio, y óxido de magnesio. El uso de estos materiales puede dar lugar a un control eficaz sobre la liberación de drenaje ácido y los metales disueltos. Por otro lado, en estos tratamientos se producen grandes volúmenes de lodos de baja densidad mediante la reacción de compuestos alcalinos y efluentes ácidos, que además, constituyen una preocupación ambiental, tanto en términos de eliminación como por la liberación potencial de contaminantes a través de la lixiviación posterior (Jambor *et al.*, 2000). La sedimentación en un estanque sencillo suele dar lodos con un contenido en sólidos inferiores al 5% en peso. Este contenido puede aumentarse, como se pone de manifiesto con el proceso *HDS* (*high-density sludge*) (Figura 1.14), mediante el cual se bombea aproximadamente el 80% del lodo final del estanque de sedimentación hasta el inicio de la planta. Las partículas de lodo presentan núcleos para la precipitación de nuevos hidróxidos, obteniendo una precipitación final con lodo con un 20% de sólidos en peso. La densidad puede mejorarse aún más por aplicación de filtros, prensas, etc. (Younger en Baretino *et al.*, 2005).

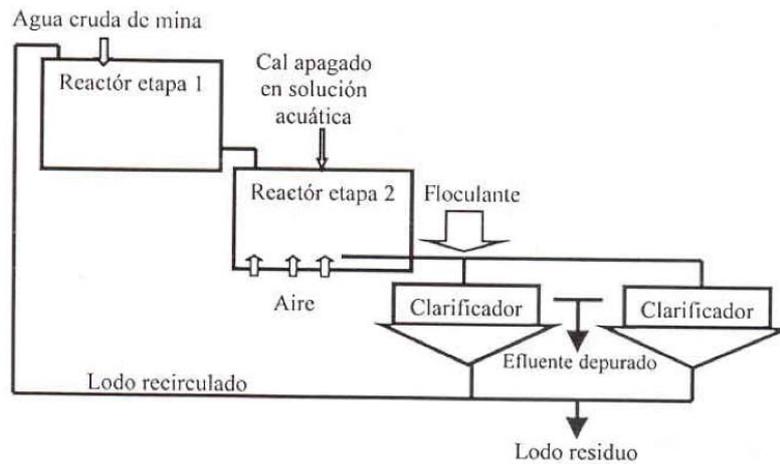


Figura 1.14. Sistema HDS de la mina Wheal Janes (Cornualles, Reino Unido) (Younger, 2005)

Un problema significativo asociado a la precipitación activa de hidróxidos es un importante aumento de la salinidad total del agua por la adición de Ca^{2+} o Na^+ (presente en los reactivos alcalinos). Aunque la desalinización puede realizarse por métodos convencionales, como ósmosis inversa y destilación de flash, estos métodos son muy costosos para la corrección de aguas ácidas de mina. Por eso, en los últimos años se han investigado métodos económicos que rebajan la salinidad total de las aguas de mina. La mayoría de los esfuerzos en esta búsqueda se han enfocado en la precipitación de sulfuros pero hay un método que rebaja la salinidad de aguas de mina mientras que los metales precipitan como hidróxidos. El proceso SAVMIN™ (Smit, 1999), es un ejemplo de un proceso de tratamiento que también permite la recuperación de productos sólidos rentables. Utiliza métodos convencionales para precipitar los metales problemáticos (Fe, Mn, Zn, Cd, etc.) como hidróxidos, y Ca^{2+} añadido que reacciona con el sulfato en el agua para precipitar yeso. Tras la precipitación de la mayor cantidad de yeso posible, el agua todavía suele contener elevadas concentraciones de sulfatos (hasta 2500 mg/L). Por reaccionar esta agua con hidróxido de aluminio en un ambiente de pH controlado (entre 11,6 y 12,0), se precipita una fase sólida con composición y estructura equivalente al mineral etringita ($3\text{CaO}\cdot 3\text{CaSO}_4\cdot \text{Al}_2\text{O}_3\cdot 31\text{H}_2\text{O}$), muy raro en la naturaleza y que ocurre en equilibrio con aguas que contienen muy poca concentración de SO_4^{2-} . Tras precipitar la etringita, el agua sale de la planta con salinidad muy baja. El lodo de etringita se descompone con ácido sulfúrico, regenerándose el hidróxido de aluminio para la próxima utilización en el proceso, y liberando una solución concentrada de CaSO_4 , que se envía al estanque de precipitación de yeso. Así, SAVMIN™ produce aguas limpias y un producto sólido rentable, como es el yeso (Smit, 1999). SAVMIN™ se ha probado solamente a escala piloto en Sudáfrica (Younger, 2005).

Ósmosis inversa

La tecnología de ósmosis inversa utiliza una membrana semipermeable, que permite el paso del agua y actúa como barrera de los contaminantes. La membrana tiene un espesor de 100 micras y está compuesta por acetato de celulosa (Fernández-Rubio, 1986).

La recuperación de la calidad del agua puede llegar hasta el 80%, valor que queda limitado por la precipitación de las sustancias sobre la membrana cuando superan el punto de saturación (USDI, 1970).

Los principales inconvenientes de la ósmosis inversa son la pérdida de rendimiento por obstrucción de las membranas, el elevado coste y la difícil manipulación de los lodos (Fernández-Rubio, 1986).

Intercambio iónico

Esta tecnología emplea resinas sintéticas de alto peso molecular para tratar las aguas contaminadas, obteniendo altos grados de depuración, y pudiendo incluso recuperar metales pesados.

No obstante, presenta importantes inconvenientes como el ensuciamiento de las resinas, la interferencia de iones, la capacidad de carga limitada, elevados costes y el almacenamiento de las soluciones de regeneración (Ordóñez, 1999).

1.4.3.1.2 Tecnologías emergentes

Los tratamientos de aguas ácidas deben alcanzar de manera eficiente los objetivos para los que han sido diseñados, de forma más económica posible y, adicionalmente, aportar ventajas medioambientales. Por consiguiente, es necesario desarrollar técnicas innovadoras que entren a competir técnica, económica y ambientalmente con las tecnologías tradicionales.

Electrocoagulación

Actualmente, existen una serie de tecnologías emergentes basadas en la electroquímica que se presentan como alternativas competitivas frente a los tratamientos tradicionales. Entre ellas destaca la electrocoagulación (EC), que aunque no es una nueva tecnología, ha sido poco desarrollada en AMD. En los últimos años, ha permitido obtener un importante aprovechamiento comercial en el tratamiento de aguas residuales con presencia puntual de algunos contaminantes, aportando mayores ventajas comparativas respecto a las tecnologías convencionales de tratamiento.

En Aachen, Alemania, en 2006, se llevó a cabo un sistema de tratamiento experimental de EC. Se trataron aguas residuales provenientes de RTB-BOR, un complejo minero de cobre y fundición, que contenía altas concentraciones de cobre (50 mg/L), aluminio (13 mg/L), y manganeso (6 mg/L) con valor de 4,3 de pH y contenido elevado de sulfatos (560 mg/L). Los resultados del experimento fueron favorables, con un aumento de pH hasta 7 y excelente eficiencia de eliminación de metales (Cu=99,9%, Al=97,7%, Mn=99,7%). En su documento técnico, los autores concluyeron que la electrocoagulación puede llegar a ser factible y económicamente rentable, así como medioambientalmente viable (Rodríguez *et al.* 2007).

En la India, el Instituto de Investigación de Electroquímica Central realizó un tratamiento de electrocoagulación de las aguas residuales de una planta de fundición de cobre. El agua

residual se caracterizaba por un pH bajo (0,64 a 0,88) y contenía concentraciones elevadas de As (1979 mg/L), Cu (164 mg/L), Cd (76 mg/L), y Zn (4,565 mg/L). Se obtuvo una eficiencia de eliminación desde 73,8% (Cd) hasta 98,8% (Cu) y un requerimiento energético de 10,99 kWh/kg de metales pesados totales eliminados (Basha *et al.*, 2007).

Entre las ventajas más relevantes de la electrocoagulación destacan (modificado de Yousuf *et al.*, 2001):

- Los equipos son sencillos y de fácil operación.
- El agua tratada contiene menor cantidad de sólidos disueltos que aquellas tratadas con productos químicos, disminuyendo los costos de tratamiento en el caso de ser reusados.
- Puede generar aguas potables, incoloras e inodoras.
- Los contaminantes son arrastrados por las burbujas a la superficie del agua tratada, donde pueden ser removidos con mayor facilidad.
- Produce flóculos más grandes que los formados en la coagulación química y contienen menos agua ligada.
- El paso de la corriente eléctrica favorece el movimiento de las partículas de contaminante más pequeñas, incrementando la coagulación.
- Elimina requerimientos de almacenamiento y uso de productos químicos.
- Los costos de operación son menores comparativamente con los de procesos convencionales usando polímeros.
- Genera lodos más compactos y en menor cantidad, implicando una menor problemática de disposición de estos lodos.
- Alta efectividad en la eliminación de un amplio rango de contaminantes.

Las principales desventajas del proceso de electrocoagulación son (Yousuf *et al.*, 2001):

- Es necesario sustituir los electrodos de sacrificio.
- Los lodos contienen altas concentraciones de hierro y aluminio, dependiendo del material del electrodo de sacrificio utilizado.
- Es un tratamiento costoso en regiones con alto precio de energía eléctrica.
- El óxido formado en el ánodo puede, en muchos casos, formar una capa que impide el paso de la corriente eléctrica, disminuyendo de esta forma la eficiencia del proceso.
- No es aplicable a grandes caudales.

En la electrocoagulación, los contaminantes de los efluentes son eliminados aplicando coagulación, sin utilizar un coagulante químico. Mediante una corriente eléctrica que

aplicada al medio líquido contaminado, a través de placas metálicas paralelas de diversos materiales como aluminio y hierro, se provoca una serie de reacciones químicas, cuyo resultado final es la estabilidad de las moléculas contaminantes.

La electrocoagulación es un complicado proceso que implica diversos fenómenos físicos y químicos que utilizan electrodos para suministrar iones en las aguas a tratar. El proceso de EC consta de tres etapas sucesivas (Mollah *et al.*, 2004):

- Formación de coagulantes.
- Desestabilización de contaminantes, partículas suspendidas y ruptura de emulsiones.
- Coagulación de las fases desestabilizadas para formar flóculos.

En este proceso, la aplicación de un potencial a los ánodos de metal (Figura 1.15), provoca dos reacciones separadas (Mollah *et al.*, 2004):

Inicialmente, la aplicación de corriente eléctrica disuelve del ánodo el Fe o Al metálicos y genera iones metálicos, que se hidrolizan rápidamente a hidróxidos de hierro o aluminio, respectivamente. Estos hidróxidos son excelentes agentes coagulantes. A este electrodo se le conoce como ánodo de sacrificio, ya que la placa metálica que lo conforma se disuelve, mientras la placa que forma el cátodo permanece sin disolverse. Los ánodos de sacrificio se utilizan continuamente para producir hidróxidos poliméricos en la proximidad del ánodo.

Los complejos metálicos formados anteriormente desestabilizan las cargas que poseen las partículas contaminantes presentes en el agua al interactuar con ellas. Estos complejos metálicos también favorecen la neutralización de cargas presentes en el agua residual y la reducción de la repulsión electrostática entre los coloides, haciendo desaparecer los sistemas que mantienen las partículas en suspensión y permitiendo la formación de agregados de los contaminantes para iniciar así el proceso de coagulación.

Los iones que proveen los electrodos desencadenan un proceso de eliminación de contaminantes que se puede dar por dos vías: la primera por reacciones químicas y precipitación y la segunda por procesos físicos de agregación de coloides, que se generan por la erosión del electrodo.

Los contaminantes se retiran a continuación por electroflotación, o sedimentación y filtración. Por lo tanto, en lugar de añadir coagulación productos químicos como en proceso de coagulación convencional, estos agentes coagulantes se generan in situ.

Paralelamente, el agua también es electrolizada, produciendo pequeñas burbujas de oxígeno en el ánodo y de hidrógeno en el cátodo. Estas burbujas atraen las partículas floculadas y, a través de la flotabilidad natural, los contaminantes floculados flotan hasta la superficie.

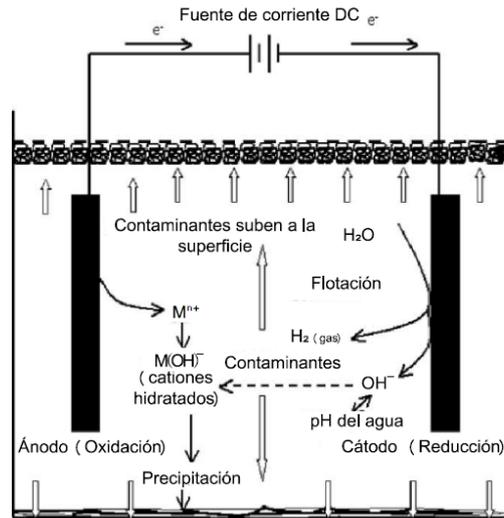


Figura 1.15. Diagrama de sistema de EC con dos electrodos (modificado de Mollah *et al.*, 2004)

El proceso de EC está intrínsecamente relacionado con la electroflotación, ya que se producen burbujas de hidrógeno y oxígeno en el cátodo y el ánodo, respectivamente. El éxito de un proceso de EC está determinado por el tamaño de las burbujas, así como por la mezcla adecuada de las burbujas con las aguas residuales. En general, se cree que burbujas más pequeñas proporcionan una mayor superficie para la fijación de las partículas en la corriente acuosa, resultando una mayor eficiencia de separación en el proceso de EF (Chen *et al.*, 2000).

Sistema de energía limpia para la descontaminación de aguas contaminadas por AMD y recuperación de metales

La disparidad en cuanto a posibles métodos para tratar la contaminación hídrica producida por procesos AMD, así como los altos costes que, en su mayor parte, requieren los sistemas de tratamiento existentes, hace necesario el pensar en una metodología efectiva técnicamente, a la vez que económicamente rentable y ambientalmente sostenible.

El método y sistema propuesto por Grande *et al.* (2013a) (patente nº P 2010-30851), tiene por objeto la neutralización de aguas ácidas de mina y la recuperación de su carga metálica, mediante energía obtenida de fuentes renovables. Es un tratamiento activo en cuanto que necesita de energía externa para evaporar el agua ácida (Younger, 2005). Sin embargo, la sostenibilidad del empleo de energía solar, unido al no uso de reactivos sintéticos, hacen de él un sistema único para la eliminación de la carga contaminante de las aguas afectadas por procesos de drenaje ácido de mina.

El sistema consiste en aprovechar la energía solar para evaporar el agua ácida procedente de la mina y recuperar el mineral desecado. En la Figura 1.16 se muestra un esquema de principio de uno de los módulos (los demás hasta el número N necesario, dependiendo del caudal de tratamiento de la instalación serían todos análogos) que forman la planta de

neutralización de aguas ácidas de mina y recuperación de su carga metálica (Grande *et al.*, 2013a).

El proceso consiste en calentar en un evaporador (1) el agua contaminada por AMD (2) hasta llevarla a su punto de ebullición, para lo cual se emplea un calentador (reflector solar cilindro-parabólico, 3), por cuyo interior pasa un fluido térmico a elevada temperatura (400°C). El punto de ebullición del agua ácida puede ser bajado drásticamente (hasta 40 °C) realizando vacío en el interior del evaporador (1). Para ello, se pueden utilizar eyectores de vapor o bombas de vacío.

Una vez que el agua contaminada por AMD se transforma en vapor, todos los materiales contaminantes que estaban disueltos en ella precipitan al fondo (4) del evaporador (1). Con objeto de que el material precipitado no se apelmace, el evaporador (1) tiene en su interior un agitador (5) movido por un motor. Cuando el nivel del material depositado alcance una altura prefijada por la propia operación de la planta, en el fondo del evaporador (1) se desliza una compuerta de corredera accionada por un motor (6), la cual permite el vaciado del evaporador (1). Durante el proceso de vaciado de éste, la válvula de llenado (7) ha de estar cerrada. Una vez vacío el evaporador, la compuerta (6) se cierra, se abre la válvula (7) y comienza un nuevo ciclo.

En general, una instalación completa constaría de N evaporadores análogos al descrito y esquematizado en la Figura 1.16, con lo cual, los procesos de llenado con aguas contaminadas por AMD y vaciado de los materiales disueltos en ellas, se haría de forma sincronizada, con objeto de que no haya tiempos de espera.

Los contaminantes extraídos de cada uno de los N evaporadores van a parar a una cinta transportadora (8) que va depositando de forma continua el material transportado (9) hasta las cubetas o los contenedores habilitados para ello (10).

Con respecto al vapor producido (11), este tiene 3 funciones fundamentales. La mayor cantidad de vapor irá, a través de un condensador (12) y ya licuado, a una torre de refrigeración (13) para su enfriamiento. Esta agua enfriada y limpia irá, en una pequeña parte a alimentar (14) el condensador y, en gran medida, a la tubería (15) que alimente el cauce o cauces del entorno. El segundo cometido del vapor producido será generar una línea de vapor de la presión adecuada para toda la instalación (16). Por último, una pequeña parte del vapor será inyectada (17) en la camisa del evaporador, lo cual provocará un precalentamiento de éste y, como consecuencia, una mayor eficiencia energética del proceso.

Los posibles “arrastres” no deseados de materia particulada potencialmente transportados por el vapor de agua a la salida de cada evaporador, pueden ser filtrados y retenidos antes de su incorporación a los circuitos de vapor.

La energía necesaria para que el calentador (3) eleve la temperatura del agua contaminada por AMD (2) hasta llevarla a su punto de ebullición, será obtenida mediante un campo de reflectores cilindro parabólicos, y una pila de combustible de alta temperatura, si se requiere

además un funcionamiento nocturno, siendo el sistema 100% renovable. En el caso de que, las necesidades lo demanden, puede plantarse la posibilidad de instalar un sistema mixto renovable/red eléctrica o con una caldera de apoyo alimentada por cualquier combustible.

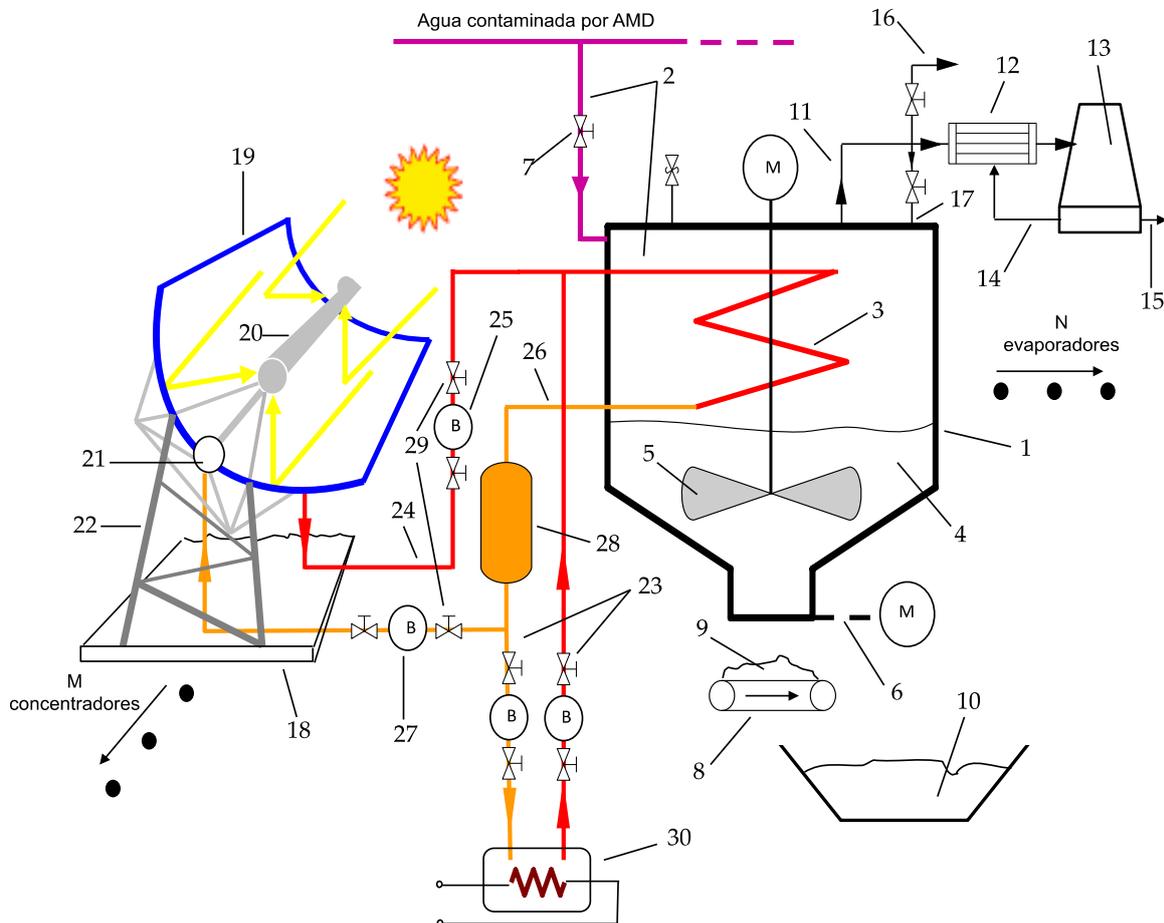


Figura 1.16. Esquema de principio de uno de los módulos (Grande *et al.*, 2013a)

La implantación de este sistema, a diferentes escalas en función del caudal específico a tratar, permitirá, por un lado, recuperar efluentes contaminados por AMD, así como las aguas almacenadas en el interior de las cortas mineras abandonadas, generando un activo económico en cuanto que permite separar el Cu disuelto en las aguas del resto de carga metálica y sulfatos.

1.4.3.2 Tratamientos pasivos

Los tratamientos activos convencionales de aguas ácidas tienen un coste elevado, difícil de asumir, especialmente tras la clausura de la explotación, sobre todo, teniendo en cuenta que el problema de AMD puede perdurar varios cientos de años (Younger, 1997).

Los sistemas de tratamiento pasivo utilizan únicamente procesos naturales químicos y biológicos que mejoran la calidad del agua, y que tienen lugar dentro del propio sistema y no en las aguas receptoras.

Presentan la ventaja de no utilizar reactivos químicos y necesitar pocos requerimientos de operación y mantenimiento, con lo que los costes son reducidos al corresponder principalmente al uso del terreno. Sin embargo, la eliminación de contaminantes se produce de forma más lenta que en los tratamientos activos, necesitando mayores tiempos de retención de las aguas y mayores superficies de tratamiento. La cinética de los procesos de eliminación de contaminantes y el tiempo de retención del agua en el sistema de tratamiento, determinan la eficacia del método (Ordóñez, 1999).

Generalmente, en las explotaciones mineras abandonadas las tecnologías más empleadas para la descontaminación de sus aguas son las pasivas (Younger *et al.*, 2002). El elevado número de focos contaminantes por AMD existentes en las minas abandonadas junto con la falta de responsables legales en dichas explotaciones, hace que desde el punto de vista económico, los métodos pasivos sean la única opción viable para el tratamiento de los lixiviados ácidos. No obstante, estos tratamientos sólo son útiles para caudales discretos y concentraciones medias, y no para aguas muy contaminadas. No obstante, únicamente son útiles para caudales discretos y concentraciones medias, por lo que en ríos muy afectados no son efectivos.

Los principales sistemas de tratamiento pasivo se presentan a continuación:

1.4.3.2.1 Humedales

En los humedales construidos se pretende reproducir los fenómenos y procesos de los humedales naturales (pantanos, marismas, turberas, etc.), creando un ambiente propicio para el desarrollo de ciertas plantas como espadañas y aneas (*Typha spp.*), juncos (*Scirpus spp.*), carrizos (*Phragmites spp.*), comunidades de organismos (algas, protozoos y bacterias) y musgos (*Sphagnum*), los cuales participan en la depuración del agua (Kadlec *et al.*, 1996, USEPA, 2002b).

Están formados por una balsa de recogida de las aguas, canalizaciones de conducción y un sistema de celdas o balsas poco profundas en las se producen los procesos físico-químicos y biológicos mediante los cuales se retienen los contaminantes en las zonas aerobias y anaerobias del humedal. Las canalizaciones de conducción del agua se construyen de caliza para elevar los niveles de pH, y se dispone de cascadas u otros dispositivos que permitan la aireación de las aguas.

Los procesos naturales responsables de la eliminación de contaminantes que tienen lugar en el humedal son adsorción e intercambio iónico, bioacumulación de metales en las raíces, oxidación bacteriana y abiótica, sedimentación, neutralización, reducción de sulfatos, etc. (Ordóñez, 1999).

El agua debe desplazarse lentamente para alcanzar el tiempo de retención necesario para que tengan lugar los procesos depuradores del agua. La eliminación de contaminantes sucede principalmente en el sustrato, que suele construirse de una capa de cantos de caliza y otra superior, con gran contenido en materia orgánica, en la que se desarrollan la mayoría de los procesos.

Las características del humedal harán que una vez puesto en funcionamiento se cree en él una zonación tanto horizontal como vertical. La zonación horizontal está relacionada con la mejora progresiva que experimenta la calidad del agua a medida que circula por el humedal. La zonación vertical, se produce como consecuencia de la baja difusión del oxígeno en los medios acuosos. Así, las zonas inferiores del sustrato tendrán unas condiciones anaerobias, mientras que en la superficie del sustrato existirá una capa donde se darán condiciones oxidantes, debido principalmente a la rápida velocidad con la que el oxígeno es transportado a través de la interfase atmósfera-agua, la escasa presencia de microorganismos consumidores de oxígeno y la producción de oxígeno fotosintético por parte de las algas. Por lo tanto, la circulación del agua a través del humedal debe de ser lenta, y el flujo debe producirse en sentido horizontal y vertical. Si el agua únicamente fluyese horizontalmente, los precipitados recubrirían el sustrato y no permitirían el paso del agua hacia la parte inferior en la que se produce la reducción de los sulfatos (Ordóñez, 1999).

En función del nivel del agua, los humedales pueden ser de flujo superficial, en los que el agua está en contacto con la atmósfera, o de flujo subsuperficial, en los que la superficie del agua se mantiene a nivel del lecho permeable o por debajo de la misma.

Los humedales superficiales (Figura 1.17) están formados por lechos con un fondo impermeable que impida la infiltración (arcilla o geotextil) sobre el que se dispone una capa de sustrato en el que se desarrolla la vegetación, inundado por una capa somera de agua, menor de 30 cm (Skousen *et al.*, 1998), que fluye lentamente a través de los tallos y raíces de la vegetación. Esta disposición favorece el contacto entre el agua contaminada y el aire atmosférico. El sustrato oxigenado facilita la formación de un hábitat para que se desarrollen ciertas colonias de bacterias catalizadoras de la reacción de oxidación de los contaminantes, transformando en el caso del hierro, el Fe^{2+} a Fe^{3+} , el cual, finalmente, precipita en forma de hidróxido.

La mejora de la calidad del agua tiene lugar por procesos de filtración de la materia en suspensión, la adsorción de metales e intercambio iónico en los materiales del sustrato, la bioacumulación de metales en las raíces y partes emergentes de las plantas, además de la precipitación de óxidos e hidróxidos metálicos a través de reacciones de oxidación e hidrólisis (Eger, 1994).

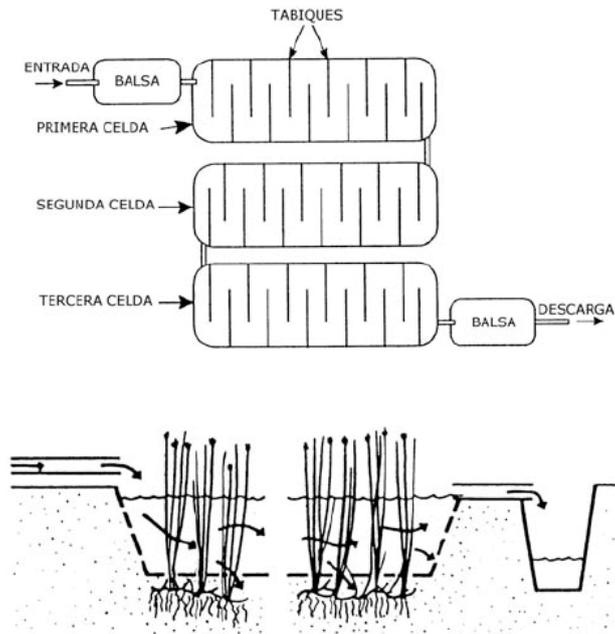


Figura 1.17. Disposición de las celdas en un humedal aerobio y circulación del agua en su interior (Brix, 1993 y USEPA, 2000a en López-Pamo *et al.*, 2002)

Los humedales de flujo subsuperficial (Figura 1.18) constan de una cuenca de base impermeable de arcilla o material sintético, con un lecho de grava y/o arena, sobre el que se ubica el sustrato. Para favorecer la circulación del agua se construye una pequeña inclinación entre la entrada y la salida. El agua fluye a través de la zona de raíces de la vegetación emergente, y el tratamiento se produce por filtración, sorción y procesos de precipitación en el suelo, así como por degradación microbiológica.

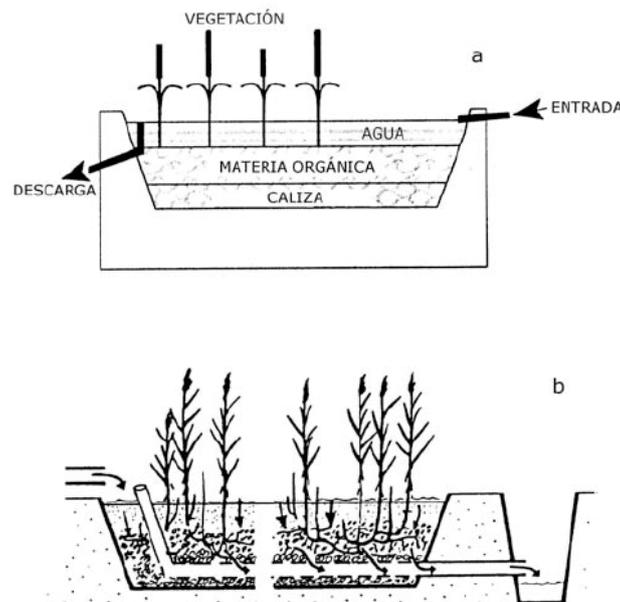


Figura 1.18. Humedal anaerobio de flujo horizontal (a) y vertical (b) (Brix, 1993 y USEPA, 2000a en López-Pamo *et al.*, 2002)

Los de flujo superficial son más similares a los humedales naturales, y tienen como ventajas un menor coste de instalación, una hidráulica más simple, y favorecen un mayor nivel de hábitat. En cambio, los de flujo subsuperficial son más eficaces aunque requieren de más superficie espacio para los mismos caudales y objetivos de calidad del agua que los de flujo superficial, y el flujo de agua no es visible con lo que se evitan problemas de olores, mosquitos y de acceso al público (USEPA, 2000b,c).

La eliminación de contaminantes se produce mediante diferentes procesos químicos y biológicos según los tipos de metales y están afectados por el pH del agua y el potencial de oxidación-reducción (Eh) (Valente *et al.*, 2012).

Los procesos fundamentalmente implicados en la retención de metales en un humedal, son la incorporación de metales por las plantas, como micronutrientes, la eliminación de iones metálicos de las soluciones por intercambio catiónico, la adsorción específica del metal en la materia orgánica, la formación de óxidos insolubles, y la formación de sulfuros insolubles.

Las reacciones de oxidación e hidrólisis causan una disminución de las concentraciones de Fe^{2+} , Fe^{3+} , Mn y Al en ambientes aerobios. La velocidad a la que estas reacciones deben producirse dependerá de la disponibilidad de oxígeno en la oxidación, del pH del agua, de la actividad de los catalizadores microbianos y del tiempo de retención del agua. El pH es un parámetro especialmente importante porque influye tanto en la solubilidad de los hidróxidos metálicos precipitados, como en la cinética de los procesos de oxidación e hidrólisis. La relación entre pH y los procesos de eliminación de metales, en sistemas de tratamiento pasivos, es compleja porque difiere con los diferentes metales y también entre procesos bióticos y abióticos (Ordóñez, 1999).

En los casos en los que el agua a tratar contiene DO, Fe^{3+} ó Al, o concentraciones de acidez mayores de 300 mg/L, se recomiendan humedales con sustrato orgánico (compost), los cuales generan alcalinidad mediante una combinación de actividad bacteriana y disolución de caliza. Las bacterias sulfato-reductoras requieren un sustrato rico en materia orgánica en el cual se desarrollen las condiciones anóxicas. La disolución de la caliza también tiene lugar eficazmente dentro de este ambiente anóxico y ésta es añadida a los sustratos a base de compost porque no tienen contenidos altos en CaCO_3 (Ordóñez, 1999).

En muchos sistemas de humedales, las celdas de compost vienen precedidas de una balsa aerobia en la que tiene lugar la oxidación y precipitación del Fe. Esto es aplicable cuando el pH del influente al humedal es próximo a neutro (de forma natural o por pretratamiento con ALD), y por tanto es de esperar que tenga lugar una rápida y significativa eliminación de Fe, a medida que el agua de mina es aireada. Las balsas aerobias no son útiles cuando el pH del agua que entra al humedal es inferior a 4, dado que con tales condiciones de acidez, las reacciones de oxidación y precipitación del Fe son tan lentas que no es de esperar una significativa eliminación del mismo en la balsa aerobia (Ordóñez, 1999).

Eliminación de metales en condiciones aerobias

Los procesos de oxidación e hidrólisis producen la eliminación de metales en los humedales. La eficiencia de estas reacciones depende de la disponibilidad de oxígeno para las reacciones de oxidación, del pH del agua, de la actividad de los catalizadores microbianos y del tiempo de retención del agua en el sistema de tratamiento.

El contaminante metálico más común de las aguas ácidas es el hierro ferroso. En ambientes oxidantes, que son los más comunes en aguas superficiales, el hierro ferroso es oxidado a hierro férrico. Para valores de pH superiores a 6, la oxidación abiótica del Fe predomina sobre la oxidación bacteriana, sin embargo, a pH menores de 5 la oxidación bacteriana es la dominante, siendo máxima a pH entre 2 y 3.

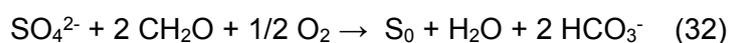
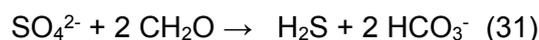
Para la oxidación abiótica del Mn se requiere un pH mayor de 8 y si esta reacción es catalizada por microorganismos se puede efectuar hasta a un valor 6 de pH (Wildeman *et al.* 1991). Sin embargo, si el pH es inferior a 3, el humedal como sistema de tratamiento podría dejar de funcionar (USDI, 1990).

En los humedales aerobios se produce una mayor retención de Fe que de Mn, debido a que el Fe se oxida e hidroliza más fácilmente. La oxidación del Mn tiene lugar más lentamente que la del Fe y además no es estable en presencia de Fe²⁺, el cual puede impedir o invertir la oxidación del Mn. Debido a esto, el Fe y Mn precipitan secuencialmente, primero el Fe y luego el Mn, por lo que si el Mn precipita, lo hace en la parte final del humedal, una vez que todo el Fe esté precipitado (Skousen *et al.*, 1998).

Eliminación de metales en condiciones anaerobias

Los procesos químicos y microbiológicos producidos en ambientes anaerobios son diferentes a los de ambientes aerobios. En ausencia de oxígeno el Fe²⁺ y Mn²⁺ no se oxidan y no se forman precipitados de oxihidróxidos. Los hidróxidos de Fe y Mn, Fe(OH)₂ y Mn(OH)₂, no se forman a causa de su alta solubilidad bajo condiciones ácidas o próximas a neutras.

En estas condiciones se desarrollan bacterias anaerobias sulfato-reductoras (*Desulfovibrio* y *Desulfomaculum*) que oxidan la materia orgánica del sustrato (CH₂O) usando sulfatos y generan ácido sulfhídrico, o azufre elemental, y alcalinidad mediante las siguientes reacciones (donde CH₂O se corresponde con la materia orgánica) (Skousen *et al.*, 1998; Hedin, 1997; Walton-Day, 1999).



Adicionalmente, en este proceso, la acidez asociada a la hidroquímica del hierro y otros metales disminuye al precipitar como sulfuros.



La actividad de las bacterias sulfato-reductoras está relacionada con el pH del medio, es máxima a pH entre 6 y 9, inhibiéndose a un pH inferior a 5, y pueden llegar a desaparecer si entra en el sistema agua muy ácida. La temperatura influye directamente sobre la cinética de la reducción del sulfato, de forma que en los meses más fríos se obtiene un menor rendimiento (Wieder, 1993; Gammons *et al.*, 2000).

Para la reducción de sulfatos, por tanto, es necesario la presencia de materia orgánica en un medio acuático y anaerobio, catalizado por bacterias. Los humedales artificiales poseen estas características. Durante los primeros años disponen de grandes cantidades de materia orgánica, con condiciones anaerobias en sus capas más profundas, debido a la deficiente difusión del oxígeno en los medios acuosos.

Una gran fuente de bicarbonato en condiciones anaerobias es la disolución de minerales carbonatados, como la caliza:



El ambiente reductor presente en el sustrato mantiene al hierro en su estado reducido (Fe^{2+}), limitando la formación de precipitados de hidróxido férrico, que recubrirían las superficies de los carbonatos y provocarían una menor disolución de carbonatos y disminución del rendimiento de la caliza, como fuente generadora de alcalinidad (López-Pamo *et al.*, 2002).

Los humedales anaerobios al generar alcalinidad admiten drenajes de mina con un pH menor a 4, y el ambiente reductor que impera en el sustrato hace admisibles influentes con oxígeno disuelto (>5 mg/L), Fe^{3+} y Al^{3+} (Hedin y Nairn, 1993; Skousen *et al.*, 1994).

1.4.3.2.2 Bioreactores

En los bioreactores sulfato-reductores, el agua se hace fluir a través de material reactivo (mezcla de materia orgánica y caliza) que actúa como fuente de carbono para bacterias sulfato-reductoras y sirve de soporte físico para la adhesión microbiana y la precipitación de los sulfuros (Figura 1.19 y Fotografía 1.8). Tienen cierta similitud con los sistemas sucesivos de generación de alcalinidad (SAPS), ya que en ambos se utiliza un sustrato orgánico. Sin embargo, la eliminación metálica se debe exclusivamente a la sulfatoreducción llevada a cabo por las bacterias y no a la disolución de la caliza como en los SAPS (Gusek, 2002). Además de la precipitación de sulfuros como mecanismo de eliminación de contaminantes, se producen también la adsorción y precipitación de hidróxidos metálicos. (Neculita *et al.*, 2007).

La eficiencia de estos bioreactores es controlada principalmente por la fuente de carbono orgánico (Coester *et al.*, 2006; Gibert *et al.*, 2004; Prasad *et al.*, 1999; Zamzow *et al.*, 2006). Las pruebas realizadas sugieren que sustratos orgánicos con contenidos elevados de proteína o bajos de lignina (estiércol) soportan mejor la actividad bacteriana y la eliminación de contaminantes (Coester *et al.*, 2006; Gibert *et al.*, 2004).

Las ventajas de esta tecnología son la alta capacidad de eliminación de metales, producción de lodos estables, y bajos costes de operación.

Existen diferentes opiniones sobre la idoneidad de este tipo de tratamiento para el drenaje ácido de mina. Los bioreactores sulfato-reductores han recibido recientemente la atención como tecnologías prometedoras para el tratamiento de AMD (Álvarez *et al.*, 2007; Costa y Duarte, 2005; Johnson y Hallberg, 2005; Neculita *et al.*, 2007). Sin embargo, para la mayoría de las bacterias sulfatoredutoras, elevadas concentraciones de Zn, Cu, Ni y otros metales son tóxicas (Utgikar *et al.*, 2003; Cabrera *et al.*, 2006), y como los AMD de la FPI se caracterizan por presentar estas altas concentraciones, según Utgikar *et al.*, 2003 y Cabrera *et al.*, 2006, estos sistemas pasivos no son recomendables para el tratamiento de AMD en esta región (Macías, 2012).

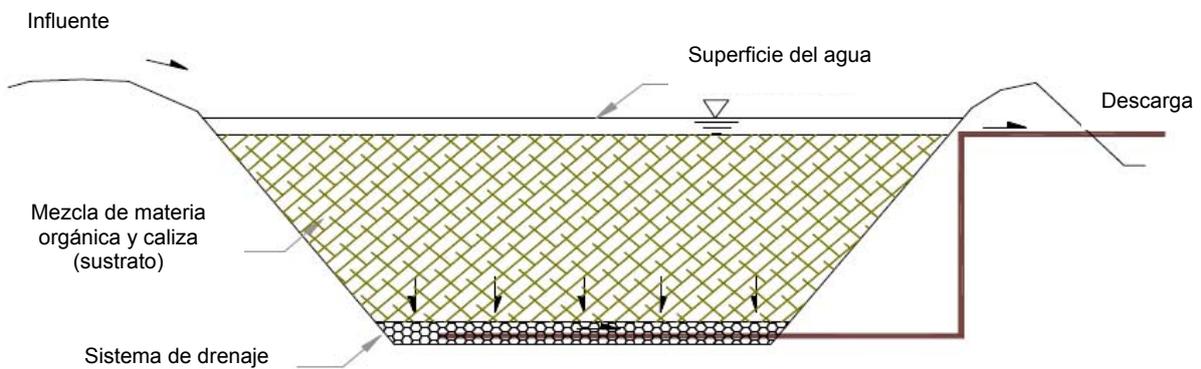


Figura 1.19. Esquema de bioreactor sulfato-reductor (modificado de Gusek, 2002)



Fotografía 1.8. Típico bioreactor sulfato-reductor (Gusek, 2002)

1.4.3.2.3 Canales abiertos de caliza (OLC)

Los canales abiertos de caliza (Open Limestone Channels: OLC) son un método tradicional en el que el agua ácida a tratar fluye sobre piedra caliza triturada o algún otro agente alcalino. Los objetivos de este sistema son generar alcalinidad, neutralizar el pH, y eliminar aluminio, hierro y manganeso solubles mediante precipitación (Mukhopadhyay *et al.*, 2007; Ziemkiewicz *et al.*, 1997).

El rendimiento de estos sistemas es bajo debido a que la reacción con la caliza provoca la formación de sulfato cálcico hidratado e hidróxidos de hierro que precipitan sobre la superficie de la caliza, formando una costra que impide el contacto del agua con la caliza y puede llegar a anular la reacción completamente. Además, se consume caliza la cual no siempre está disponible.

1.4.3.2.4 Drenaje anóxico calizo (ALD)

Este sistema de tratamiento pasivo tiene como objetivo generar alcalinidad en las aguas mediante disolución de caliza. Para ello, sobre una zanja de 1 o 2 metros de profundidad, se dispone una capa de caliza u otro material calcáreo, y sobre ella materiales arcillosos y una geomembrana impermeable para su sellado.

Las condiciones anóxicas presentes en el sistema ALD permiten que no se produzcan precipitados de óxidos e hidróxidos y no se recubra la capa de caliza, manteniendo así su eficacia.

En un sistema ALD se producen reacciones que generan alcalinidad y otras que disminuyen la acidez. Cuando un agua muy ácida y con alto contenido metálico entra en contacto con la caliza, la primera reacción que ocurre es la neutralización de la acidez protónica (H^+). Esta reacción eleva el pH, lo cual hace descender la solubilidad de los hidróxidos metálicos. Con valores de pH entre 3 y 4, el ión férrico precipita como hidróxido férrico. Con pH entre 4 y 5, el aluminio precipita como hidróxido de aluminio. Cuando el pH sube por encima de 4.5, el bicarbonato comienza a acumularse en cantidades apreciables y a medida que aumenta su concentración, puede ser rebasada la solubilidad de los carbonatos metálicos, causando la precipitación de siderita y rodocrosita. En cada una de estas reacciones, el Ca entra en solución; a medida que aumenta su concentración, aumenta la posibilidad de precipitación de $CaSO_4$ (Hedin, *et al.*, 1994 en Ordóñez, 1999).

Los factores que afectan a la disolución de la caliza en un agua natural son el pH y la presión parcial de dióxido de carbono (pCO_2). Ambos están intercorrelacionados de modo que el aumento de la pCO_2 provoca el descenso del pH. La disolución de la calcita es mayor a pH ácidos y a altas pCO_2 (Evangelou, 1998). El CO_2 proviene de la disolución de la caliza, y el incremento de la pCO_2 se debe al parcial encapsulamiento del sistema. El pH ácido que presenta el drenaje de mina junto a estas elevadas presiones parciales de CO_2 favorecen la disolución de la caliza, aportando una alcalinidad al sistema por encima de lo previsible si funcionara en condiciones totalmente abiertas (López-Pamo, *et al.*, 2002).

Los sistemas ALD son apropiados para tratar drenajes ácidos de mina con escaso oxígeno disuelto ($DO < 2$ mg/L) y contenidos de Fe^{3+} y Al^{3+} inferiores a 1 mg/L (Hedin, 1997; Skousen *et al.*, 1994). Cuando las aguas contienen Fe^{3+} y Al^{3+} por encima de estos límites, sin necesidad de oxígeno, se forman hidróxidos que pueden precipitar recubriendo la caliza, y disminuyendo la porosidad del sistema, lo que se traduce en un deficiente funcionamiento a largo plazo (López-Pamo *et al.*, 2002).

Tras ser tratadas en un ALD, las aguas deben pasar a un sistema aerobio lo que favorece la oxidación, hidrólisis, y precipitación de los oxihidróxidos metálicos (Brodie *et al.*, 1993; Watzlaf e Hyman, 1995; Fripp *et al.*, 2000). La alcalinidad adquirida en el ALD debe ser suficiente para contrarrestar la acidificación asociada a la hidrólisis en esta etapa del tratamiento (López-Pamo *et al.*, 2002).

En función de la acidez del agua y de la cantidad de alcalinidad generada, se elegirá el tipo de tratamiento que se debe de dar al agua pretratada con ALD. Si el ALD genera suficiente alcalinidad para transformar las aguas ácidas en alcalinas, entonces el efluente del ALD puede ser tratado con una balsa de recogida y un humedal aerobio. En lo posible el agua debe ser aireada tan pronto como sea posible y enviada a la balsa de recogida. El tamaño del sistema de post-tratamiento de las aguas dependerá de la alcalinidad alcanzada en el ALD. En general, para aguas de mina con acidez inferior a 150 mg/L puede ser suficiente un pretratamiento con ALD seguido de un humedal aerobio (Ordóñez, 1999).

1.4.3.2.5 Sistemas sucesivos de generación de alcalinidad (SAPS)

Con el objetivo de solventar las limitaciones presentadas en los sistemas ALD y los humedales, Kepler y McCleary (1994) desarrollaron los sistemas sucesivos de generación de alcalinidad (Successive Alkalinity-Producing Systems: SAPS), sistemas reductores y productores de alcalinidad (Reducing and Alkalinity-Producing Systems: RAPS) o humedales anaerobios de flujo vertical.

Los sistemas ALD son adecuados únicamente para tratar aguas con bajas concentraciones de hierro férrico, aluminio y/o oxígeno disueltos y poseen una capacidad limitada para generar alcalinidad. Aunque los humedales de sustrato orgánico no poseen limitaciones respecto al contenido de hierro, manganeso, hierro férrico, aluminio y oxígeno disuelto, su eficacia depende fuertemente de las variaciones climáticas, la generación de alcalinidad se produce muy lentamente y necesitan ocupar grandes superficies, elevando los costes.

Los SAPS constituyen tratamientos que integran un ALD y una balsa orgánica, presentando las ventajas de ambos y eliminando sus limitaciones.

Están formados por un estanque en el que se disponen dos capas de sustrato inundadas por agua entre 1 y 3 metros de profundidad, y drenado por su parte inferior mediante redes de tubos. El material inferior es caliza (0,5 a 1 m de espesor) y sirve para neutralizar el pH del influente. La capa superior es de material orgánico (0,1 a 0,5 m de espesor) y en ella se elimina el oxígeno disuelto del agua, se reduce el sulfato y se transforma el Fe^{3+} en Fe^{2+} , evitándose la precipitación del hidróxido de Fe^{3+} sobre la capa de caliza (Skousen *et al.*,

1998; USEPA, 2000a). Adicionalmente, la capa orgánica disminuye las concentraciones de otros metales traza y la caliza añade alcalinidad adicional.

El agua se introduce al embalse por la parte superior, logrando en los sustratos inundados un ambiente anóxico que favorece la reducción de los sulfatos y el aumento de pH. La red de tubos garantiza un flujo del agua en sentido vertical a través de la capa orgánica y de caliza, drenándose en la zona inferior. Los SAPS se pueden usar en serie hasta alcanzar condiciones netamente alcalinas.

Un tratamiento de aguas ácidas en un SAPS suele combinarse con una balsa de oxidación/decantación o un humedal aerobio (Watzlaf y Hyman, 1995). En comparación con un humedal anaerobio tradicional, se ha observado que estos sistemas disminuyen aproximadamente 10 veces más acidez por unidad de área (Watzlaf, 1998). Además, el área de terreno requerida para su construcción resulta un 40% menor que en los humedales convencionales (Younger *et al.*, 1997).



Fotografía 1.9. SAPS piloto en Bell Colliery, Pennsylvania (USGS)

Los SAPS se han diseñado para tratar aguas netamente ácidas con concentraciones de Fe^{3+} y Al superiores a 1 mg/L. Si el agua contiene mucho Al (algunas decenas de mg/L) el precipitado formado en la capa caliza o tuberías de drenaje puede alterar el rendimiento del sistema.

En el dimensionado de un SAPS se emplean dos criterios diferentes. Uno de ellos se basa en la acidez que es capaz de eliminar el sistema, como en los humedales anaerobios, para lo que se consideran proporciones de eliminación de acidez entre 30 y 80 g/día y m^2 de superficie (Watzlaf, 1998). El otro se basa en los criterios desarrollados para el dimensionado de los ALD, considerando el tiempo de residencia en su interior y la cantidad de caliza necesaria para un flujo determinado, según lo cual, el tiempo de permanencia debe ser como mínimo de unas 12 a 15 horas y el tamaño aproximado de los trozos de caliza de 6 a 15 cm (Watzlaf e Hyman, 1995; Skousen *et al.*, 1998).

1.4.3.2.6 Barreras reactivas permeables (PRB)

Los sistemas de tratamiento pasivo mediante barreras reactivas permeables (PRB) se utilizan en los casos de afección a aguas subterráneas o en aquellos en que la contaminación se manifiesta como un flujo subterráneo.

La aplicación de las PRB conlleva la excavación de una zanja o pozo perpendicular al flujo de agua subterránea contaminada, la cual se rellena de materiales reactivos permeables para permitir el flujo del agua contaminada y eliminar los contaminantes disueltos a través de procesos químicos o biológicos. Mezclas de carbono orgánico, caliza, y limaduras de hierro son materiales reactivos eficaces en el aumento del pH y la eliminación de metales (Benner *et al*, 1999; Gibert *et al*, 2003; Ludwig *et al*, 2002; Shokes y Möller, 1999; Waybrant *et al*, 1998; Wilkin y McNeil, 2003). El empleo de carbono orgánico favorece procesos microbiológicos anaerobios para generar alcalinidad y eliminar metales en forma de sulfuros.

Los procesos que se producen en el interior de la barrera son la reducción bacteriana de los sulfatos, la retención de los metales precipitando como sulfuros, y el incremento del pH principalmente por disolución de la caliza.

Este tipo de tratamiento pasivo se ha desarrollado en escasas situaciones a escala de campo. Un caso a destacar es la barrera experimental construida en el año 2000 para tratar las aguas ácidas del acuífero aluvial del río Agrio (Fotografía 1.10), en las inmediaciones de la mina de Aznalcóllar (Sevilla). El agua a tratar puede definirse como sulfatada cálcica con un pH muy bajo (3,8-4,6) y altas concentraciones de Zn (15-65 mg/L). La barrera diseñada es de 120 m de longitud y 7 m de profundidad, compuesta por 3 módulos. Cada módulo se rellena con diferentes materiales reactivos, básicamente calcita, compost de tipo vegetal u orgánico y limaduras de hierro, mezclados en diferentes proporciones, y cubiertos de arcilla poco permeable para aislar la barrera de la atmósfera y del río Agrio (Alcolea *et al.*, 2001). Los resultados preliminares fueron aceptables en los módulos central e izquierdo, con valores obtenidos de pH en torno a 6 y concentraciones de Zn menores de 5 mg/L, pero con un período de intensas lluvias en invierno, se redujo el pH e incrementó el Zn. El módulo derecho no ha funcionado eficazmente (Bolzicco *et al.*, 2001).



Fotografía 1.10. Relleno de zanja con material reactivo durante la construcción de la barrera en Aznalcóllar (Manzano *et al.*, 2006)

A continuación, se presenta una relación de ventajas e inconvenientes de los principales métodos de tratamiento pasivo para aguas afectadas por drenaje ácido de mina.

Tratamiento	Ventajas	Inconvenientes
Humedal	<ul style="list-style-type: none"> - Bajo coste y mantenimiento - Se puede integrar en el medio - Tratamiento a largo y medio plazo - Los residuos quedan inmovilizados en los sedimentos del humedal 	<ul style="list-style-type: none"> - Escaso control sobre la calidad del afluente - Incapacidad de respuesta a los cambios - Requiere grandes superficies
Drenaje Anóxico Calizo (ALD)	<ul style="list-style-type: none"> - Produce alcalinidad con menor coste que los humedales - Escaso mantenimiento 	<ul style="list-style-type: none"> - La aplicación en aguas ricas en Fe(III) y Al reduce la vida del sistema - Aguas muy oxigenadas pueden oxidar el Fe(II)
SAPS	<ul style="list-style-type: none"> - Se puede aplicar en aguas oxigenadas y con elevadas concentraciones de Fe(III) y Al - Escasa inversión y mantenimiento 	<ul style="list-style-type: none"> - No se suelen alcanzar elevados valores de pH
Barrera reactiva permeable (PRB)	<ul style="list-style-type: none"> - Escasa inversión y mantenimiento - Aplicable a aguas subterráneas contaminadas - Es capaz de tratar el agua contaminada sin conocer la fuente 	<ul style="list-style-type: none"> - Es muy costosa a profundidades superiores a 10 m - La existencia de rocas fracturadas dentro de la formación hidrogeológica causa fugas

Tabla. 1.2. Ventajas e inconvenientes de las principales técnicas de remediación pasivas empleadas en aguas afectadas por AMD (Cánovas *et al.*, 2012)

1.5 MARCO LEGAL

Esta sección contempla la legislación europea, estatal, autonómica y local aplicable a los ámbitos relativos a minería, agua y medioambiente.

1.5.1 ÁMBITO COMUNITARIO

Directiva 2008/32/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 11 de marzo de 2008, que modifica la Directiva 2000/60/CE, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas, por lo que se refiere a las competencias de ejecución atribuidas a la Comisión.

Directiva 2006/118/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de diciembre de 2006, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro.

Directiva 2006/11/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 15 de febrero de 2006, relativa a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la Comunidad

Decisión 2455/2001/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 20 de noviembre de 2001, por la que se aprueba la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE.

Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000, por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (“Directiva Marco del Agua”).

Directiva 98/83/CE del Consejo, de 3 de noviembre de 1998, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano

Directiva 96/82/CE del Consejo, de 9 de diciembre de 1996, relativa al control de los riesgos inherentes a los accidentes graves en los que intervengan sustancias peligrosas.

Directiva 96/61/CE del Consejo, de 24 de septiembre de 1996, relativa a la prevención y control integrados de la contaminación.

Directiva 92/43/CEE del Consejo, de 21 de mayo de 1992, relativa a la conservación de los hábitats naturales y de la fauna y flora silvestres.

Directiva 91/692/CEE del Consejo, de 23 de diciembre de 1991, sobre la normalización y la racionalización de los informes relativos a la aplicación de determinadas directivas referentes al medio ambiente.

Directiva 90/415/CEE del Consejo, de 27 de julio de 1990, por la que se modifica el Anexo II de la Directiva 87/280/CEE relativa a los valores límite y los objetivos de calidad para los residuos de determinadas sustancias peligrosas comprendidas en la lista I del Anexo de la Directiva 76/464/CEE.

Directiva 88/347/CEE del Consejo, de 16 de junio de 1988, por la que se modifica el Anexo II de la Directiva 86/280/CEE relativa a los valores límite y los objetivos de calidad para los residuos de determinadas sustancias peligrosas comprendidas en la lista I del Anexo de la Directiva 76/464/CEE.

Directiva 86/280/CEE del Consejo, de 12 de junio de 1986, relativa a los valores límite y a los objetivos de calidad para los residuos de determinadas sustancias peligrosas comprendidas en la lista I del Anexo de la Directiva 76/464/CEE.

Directiva 85/337/CEE del Consejo, de 27 de junio de 1985, relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente.

Directiva 84/491/CEE del Consejo, de 9 de octubre de 1984, relativa a los valores límite y a los objetivos de calidad para los vertidos de hexaclorociclohexano.

Directiva 84/156/CEE del Consejo, de 8 de marzo de 1984, relativa a los valores límite y a los objetivos de calidad para los vertidos de mercurio de los sectores distintos de la electrólisis de los cloruros alcalinos.

Directiva 83/513/CEE del Consejo, de 26 de septiembre de 1983, relativa a los valores límite y a los objetivos de calidad para los vertidos de cadmio.

Directiva 82/176/CEE del Consejo, de 22 de marzo de 1982, relativa a los valores límite y a los objetivos de calidad para los vertidos de mercurio del sector de la electrólisis de los cloruros alcalinos.

Directiva 80/68/CEE del Consejo, de 17 de diciembre de 1979, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas.

Directiva 76/464/CEE de Consejo, de 4 de mayo de 1976, relativa a la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas vertidas en el medio acuático de la comunidad.

1.5.2 ÁMBITO ESTATAL

Legislación Básica

Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados.

Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del patrimonio natural y de la biodiversidad.

Ley 26/2007, de 23 de octubre, de responsabilidad medioambiental.

Ley 11/2005, de 22 de junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional.

Ley 37/2003, de 17 de noviembre, del ruido.

Ley 8/2003 de 28 de octubre, de la flora y fauna silvestres.

Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrado de la contaminación.

Ley 10/1998, de 21 de abril, de residuos.

Ley 34/1997, de 15 de noviembre, calidad del aire y protección atmosférica.

Ley 6/1997, de 4 de enero, de fomento de la minería.

Ley 3/1995, de 23 de marzo, de vías pecuarias.

Ley 25/1988, de 29 de julio, de carreteras.

Ley 22/1973, de 21 de julio, de minas, y sus modificaciones posteriores.

Real Decreto 100/2011, de 28 de enero, por el que se actualiza el catálogo de actividades potencialmente contaminadoras de la atmósfera y se establecen las disposiciones básicas para su aplicación.

Real Decreto 60/2011, de 21 de enero, sobre las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas.

Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras.

Real Decreto 2090/2008, de 22 de diciembre, por el que se aprueba el reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de responsabilidad medioambiental.

Real Decreto Legislativo 1/2008, de 11 de enero, por el que se aprueba el texto refundido de la Ley de Evaluación Ambiental de proyectos.

Real Decreto 509/2007, de 20 de abril, por el que se aprueba el Reglamento para el desarrollo y ejecución de la Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación.

Real Decreto-Ley 4/2007, de 13 de abril, por el que se modifica el Texto Refundido de la Ley de Aguas.

Real Decreto 9/2005 de 14 de enero, por el que se establece la relación de actividades potencialmente contaminantes del suelo y los criterios y estándares para la declaración de suelos contaminados.

Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero.

Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el Texto Refundido de la Ley de Aguas.

Real Decreto 1254/1999, de 16 de julio, por el que se aprueban medidas de control de los riesgos inherentes a los accidentes graves en los que intervengan sustancias peligrosas.

Real Decreto 230/1998, de 16 de febrero, por el que se aprueba el reglamento de explosivos y sus modificaciones posteriores.

Real Decreto 1131/1988, de 30 de septiembre, por el que se aprueba el Reglamento para la ejecución de Real Decreto Legislativo 1302/1986, de 28 de junio, de evaluación de impacto ambiental.

Real Decreto 833/1988, de 20 de julio, por el que se aprueba, el reglamento para la ejecución de la Ley 20/1986, básica de residuos tóxicos y peligrosos.

Real Decreto Legislativo 1303/1986, de 28 de junio, por el que se adecúa al ordenamiento jurídico de la Comunidad Económica Europea el título VIII de la Ley 22/1973, de 21 de julio, de Minas.

Real Decreto 2857/1978, de 25 de agosto, por el que se aprueba el reglamento general para el régimen de la minería.

Decreto 833/1975, de 6 de febrero, por el que se desarrolla la Ley 38/1972, de 22 de diciembre, de protección del ambiente atmosférico.

Relativa a seguridad minera

Ley 54/2003, de 12 de diciembre, de reforma de marco normativo de la prevención de riesgos laborales.

Ley 31/1995, de 8 de noviembre, de prevención de riesgos laborales y sus modificaciones posteriores.

Real Decreto 171/2004, de 30 de enero, por el que se desarrolla el artículo 24 de la ley 31/1995, de 8 de noviembre, de Prevención de Riesgos Laborales, en materia de coordinación de actividades empresariales.

Real Decreto 1389/1997, de 5 de septiembre, por el que se aprueban las disposiciones mínimas destinadas a proteger la seguridad y la salud de los trabajadores en las actividades mineras.

Real Decreto 39/1997, de 17 de enero por el que se aprueba el reglamento de los servicios de prevención y sus modificaciones posteriores.

Real Decreto 863/1985, de 2 de abril, por el que se aprueba el reglamento general de normas básicas de seguridad minera.

Real Decreto 3255/1983, de 21 de diciembre, por el que se aprueba el estatuto del minero

Orden ITC/101/2006, de 23 de enero, por la que se regula el contenido mínimo y estructura del documento sobre seguridad y salud para la industria extractiva.

Orden de 22 de marzo de 1988, por la que se aprueban instrucciones técnicas complementarias de los capítulos II, IX y XIII del reglamento general de normas básicas de seguridad minera.

Relativa a Dominio Público Hidráulico

Real Decreto 1514/2009, de 2 de octubre, por el que se regula la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación y el deterioro.

Real Decreto 9/2008, de 11 de enero, por el que se modifica el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, aprobado por el Real Decreto 849/86, de 11 de abril.

Real Decreto 606/2003, de 23 de mayo, por el que se modifica el Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, por el que se aprueba el Reglamento del Dominio Público Hidráulico, que desarrolla los Títulos preliminar, I, IV, V, VI y VIII de la Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas.

Real Decreto 995/2000, de 2 de junio, por el que se fijan objetivos de calidad para determinadas sustancias contaminantes.

Real Decreto 1315/1992, de 30 de octubre, por el que se modifica parcialmente el Reglamento del Dominio Público Hidráulico aprobado por Real Decreto 849/1986, de 11 de abril, con el fin de incorporar a la legislación interna la Directiva del Consejo 80/68/CEE de 17 de diciembre de 1979, relativa a la protección de las aguas subterráneas contra la contaminación causada por determinadas sustancias peligrosas.

Reglamento de Dominio Público Hidráulico (RDPH), aprobado por el Real Decreto 849/86, de 11 de abril, que desarrolla los Títulos preliminar, I, IV, V, VI y VIII de la Ley de Aguas.

Orden ARM/1312/2009, de 20 de mayo, por la que se regulan los sistemas para realizar el control efectivo de los volúmenes de agua utilizados por los aprovechamientos de agua del dominio público hidráulico, de los retornos al citado dominio público hidráulico y de los vertidos al mismo.

Relativa a Planificación

Ley 11/2005, de 22 de junio, por la que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de junio, del Plan Hidrológico Nacional.

Ley 10/2001, de 5 julio, del Plan Hidrológico Nacional.

Real Decreto 907/2007, de 6 de julio, por el que se aprueba el Reglamento de la Planificación Hidrológica.

Real Decreto 125/2007, de 2 de febrero, por el que se fija el ámbito territorial de las demarcaciones hidrográficas.

Real Decreto 126/2007, de 2 de febrero, por el que se regulan la composición, funcionamiento y atribuciones de los comités de autoridades competentes de las demarcaciones hidrográficas con cuencas intercomunitarias.

Real Decreto Ley 2/2004, de 18 de junio, por el que se modifica la Ley 10/2001, de 5 de julio, del Plan Hidrológico Nacional.

Real Decreto 1664/1998, de 24 de julio, por el que se aprueban los Planes Hidrológicos de cuenca.

Real Decreto 1541/1994, de 8 de julio, por el que se modifica el anexo 1 del Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica.

Reglamento de la Administración Pública del Agua y de la Planificación Hidrológica, aprobado por el Real Decreto 927/88, de 29 de julio, en desarrollo de los Títulos II y III de la Ley de Aguas.

Real Decreto 650/1987, de 8 de mayo, por el que se definen los Ámbitos territoriales de los Organismos de Cuenca y de los Planes Hidrológicos.

Orden ARM/2656/2008, de 10 de septiembre, por la que se aprueba la instrucción de planificación hidrológica.

Orden MAM/85/2008, de 16 de enero, por la que se establecen los criterios técnicos para la valoración de los daños al dominio público hidráulico y las normas sobre toma de muestras y análisis de vertidos de aguas residuales.

Relativa a Objetivos de Calidad

Ley 34/2007, de 15 de noviembre, de calidad del aire y protección de la atmósfera.

Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano y su modificación por el Real Decreto 1120/2012, de 20 de julio.

Real Decreto 1541/1994, de 8 de julio, por el que se modifica el anexo número 1 del Reglamento de la Administración pública del agua y de la planificación hidrológica, aprobado por el Real Decreto 927/1988, de 29 de julio.

Orden SCO/1591/2005, de 30 de mayo, sobre el Sistema de Información Nacional de Agua de Consumo.

Orden de 30 de noviembre de 1994, por la que se modifica la Orden del Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo de 11 de mayo de 1988, sobre características básicas de calidad que deben ser mantenidas en las corrientes de aguas continentales superficiales cuando sean destinadas a la producción de agua potable.

Orden de 8 de febrero de 1988, relativa a los métodos de medición y a la frecuencia de muestreos y análisis de aguas superficiales que se destinen a la producción de agua potable.

1.5.3 ÁMBITO AUTONÓMICO

Ley 4/2010, de 8 de junio, de aguas de la comunidad autónoma de Andalucía.

Ley 2/2012, de 30 de enero, de modificación de la Ley 7/2002, de 17 de diciembre, de Ordenación Urbanística de Andalucía.

Ley 7/2007, de 9 de julio, de Gestión Integrada de la Calidad Ambiental.

Ley 14/2007, de 26 de noviembre, del patrimonio histórico de Andalucía.

Ley 5/2007, de 26 de junio, por la que se crea como entidad de derecho público el Instituto Andaluz del Patrimonio Histórico.

Ley 2/1992, de 15 de junio, forestal de Andalucía.

Decreto 73/2012, de 22 de marzo, por el que se aprueba el Reglamento de Residuos de Andalucía.

Decreto. 357/2010, de 3 de agosto, por el que se aprueba el Reglamento para la Protección de la Calidad del Cielo Nocturno frente a la contaminación lumínica y el establecimiento de medidas de ahorro y eficiencia energética.

Decreto 397/2010, de 2 de noviembre, por el que se aprueba el Plan Director Territorial de Residuos No Peligrosos de Andalucía 2010-2019.

Decreto 151/2006, de 25 de julio, por el que se establecen los valores límite y la metodología a aplicar en el control de las emisiones no canalizadas de partículas por las actividades potencialmente contaminadoras de la atmósfera.

Decreto 236/2005, de 25 de octubre, por el que se declara Bien de Interés Cultural, con la categoría de Sitio Histórico, la Zona Minera de Riotinto-Nerva, ubicada en los términos municipales de Minas de Riotinto, Nerva y El Campillo (Huelva).

Decreto 558/2004, de 14 de diciembre, por el que se declara el Paisaje Protegido de Río Tinto.

Ordenanzas municipales según escenario.

CAPITULO 2:
DESCRIPCIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

2.1 LOCALIZACIÓN GEOGRÁFICA

2.1.1 MARCO GEOGRÁFICO Y SOCIOECONÓMICO

La Faja Pirítica Ibérica constituye uno de los mayores depósitos mundiales de sulfuros (Leistel *et al.*, 1998). Esta formación geológica, con una anchura media de 50 km y una longitud de 230 km se extiende desde el noroeste de la provincia de Sevilla, cruza la provincia de Huelva y penetra en Portugal por el Alentejo, hasta el sur de Lisboa.

El área de estudio se localiza en el sector español de la Faja Pirítica Ibérica (FPI), ubicado en las provincias de Huelva y Sevilla (SW de España). En la Figura 2.1 se presentan los municipios ubicados en la FPI.

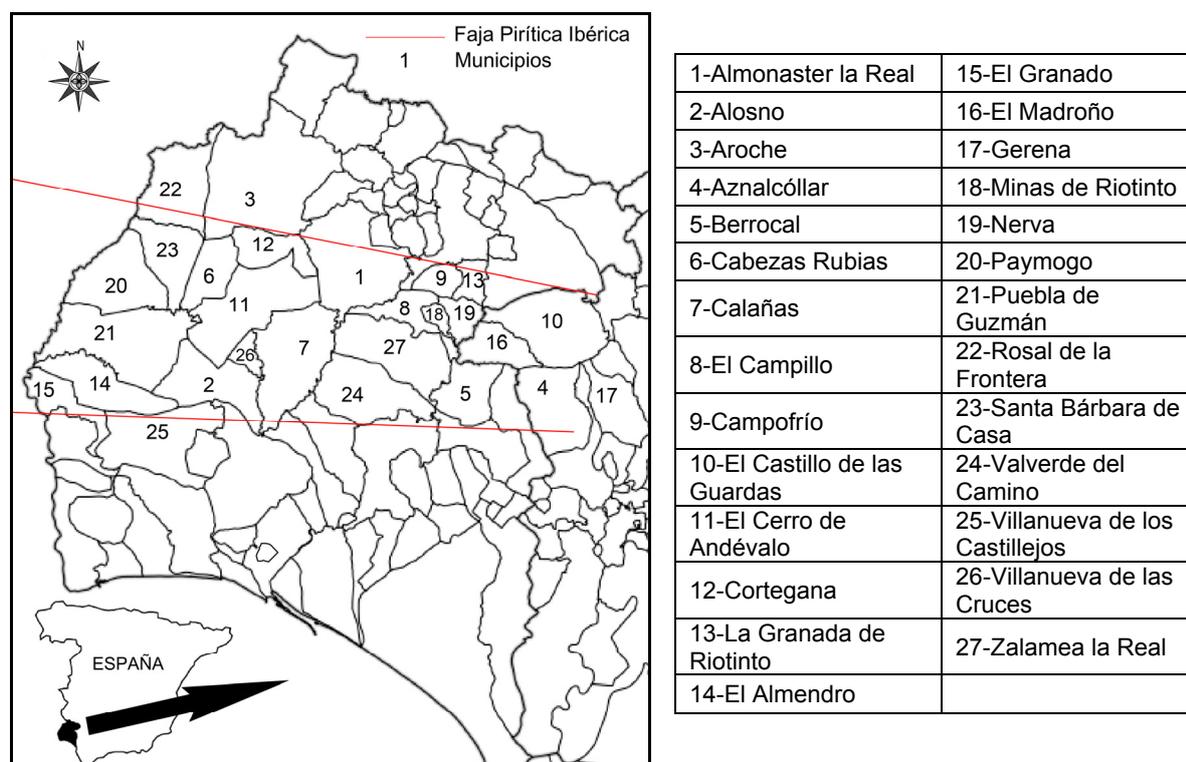


Figura 2.1. Municipios de la FPI en las provincias de Huelva y el Oeste de Sevilla

La intensa actividad minera superficial y subterránea en esta provincia metalogenética, ha dejado en las cuencas de la zona de estudio 88 explotaciones de sulfuros abandonadas (Pérez-Ostalé *et al.*, 2013). Según Sáinz *et al.* (2004), existen aproximadamente 200 millones de m³ de residuos dispersos en 70 escombreras y 14 balsas mineras, constituyendo todos ellos, focos contaminantes que afectan a las aguas y sedimentos de estos ríos y de la zona litoral de influencia. No obstante, algunas de estas cifras son superiores según el presente trabajo.

La zona estudiada abarca las explotaciones de sulfuros y se encuentra delimitada por las cuencas hidrográficas de los ríos Chanza, Odiel, Tinto y Guadiamar, cuyos cauces atraviesan la Faja Pirítica Ibérica (Figura 2.2).

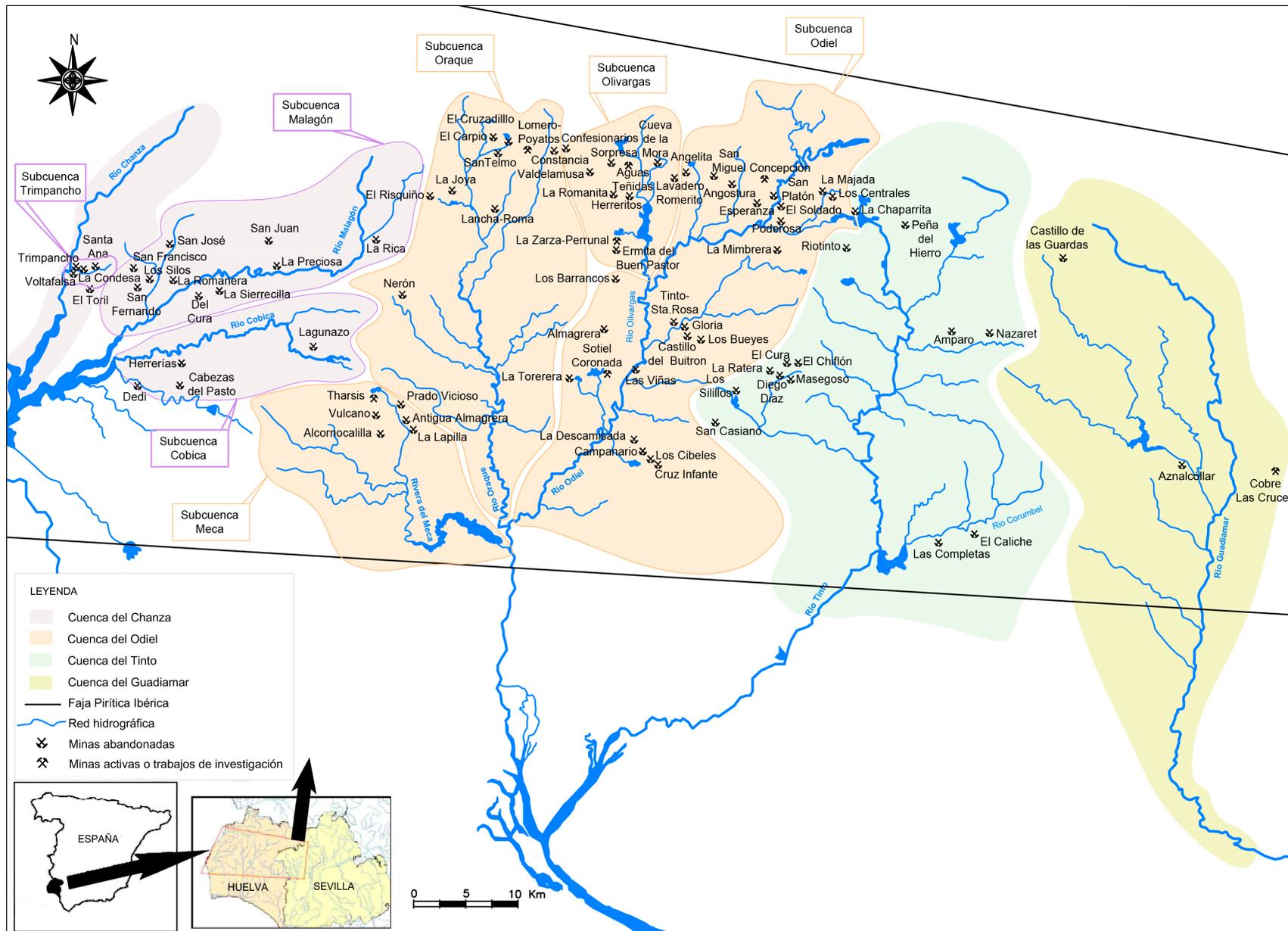


Figura 2.2. Mapa de localización

Las cuencas de los ríos Tinto y Odiel atraviesan de Norte a Sur la Faja Pirítica Ibérica y desembocan en el Océano Atlántico, formando un estuario conocido como La Ría de Huelva. Ambos son los principales cauces afectados por AMD. El río Chanza nace en la Sierra de Aracena y desemboca como afluente del río Guadiana. El río Guadiamar nace en Sierra Morena, en la provincia de Sevilla, y desemboca en el río Guadalquivir

Respecto al marco socioeconómico, se presenta en la Figura 2.3 el aporte de cada sector al conjunto del valor añadido bruto (VAB) para Huelva y Sevilla. La economía de ambas provincias está dominada por el sector terciario, que incluye a la actividad turística. Para la provincia de Huelva, el sector secundario tiene un peso relativo mayor que en el resto de Andalucía debido al Polo Químico.

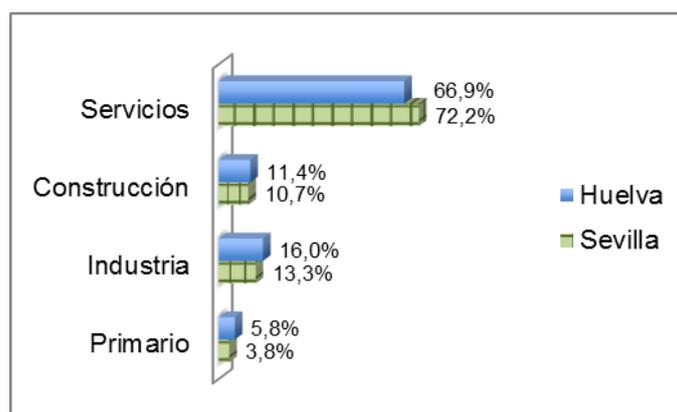


Figura 2.3. Aportación por sectores al VAB de las provincias de Huelva y Sevilla en el año 2010 (Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía)

Según datos de las estadísticas mineras del Ministerio de Industria, Energía y Turismo, en 2011, la contribución de la actividad minera por parte de estas provincias a Andalucía es mayoritaria, representando el 31% para Huelva y el 41% para Sevilla. Respecto al global del sector minero en España, Andalucía supone el 22,4%, como puede apreciarse en la Figura 2.4, junto con las principales sustancias explotadas.



Figura 2.4. Contribución (%) y tipo de recurso de las comunidades autónomas para el valor de la producción minera en 2011 (Ministerio de Industria, Energía y Turismo).

Con respecto a la minería metálica, según datos del Ministerio de Industria, Energía y Turismo, Andalucía supuso en 2011 el 92% del total nacional del valor de la producción de la minería metálica, con sólo dos grandes explotaciones de este tipo. Huelva y Sevilla generaron 1.880 empleos, correspondientes al 75% respecto al total generado en España.

2.1.2 REPASO HISTÓRICO DE LA MINERÍA EN EL SW PENINSULAR

La Faja Pirítica Ibérica viene siendo explotada por el hombre desde hace más de 4500 años (Leblanc *et al.*, 2000). Tartessos, fenicios, cartagineses, romanos,... fueron pueblos que llevaron a cabo labores mineras, aunque el mayor auge de la actividad extractiva tuvo lugar en los siglos XIX y XX con la llegada de capital inglés y francés, principalmente (Flores Caballero, 1983; Carrasco, 2000).

Las primeras actividades minero-metálicas se remontan al periodo Calcolítico (3000 a.C.) (Nocete y Linares, 1999), donde ya existía una actividad especializada en la producción de cobre a partir de los minerales carbonatados (azurita y malaquita), óxidos (cuprita y tenorita) e incluso sulfuros (calcosina y covellina) (Sáez *et al.*, 2003; Nocete *et al.*, 2005).

En la Edad del Bronce (2000 a.C.) se generaliza el empleo del cobre en la manufacturación de utensilios. Entre el Bronce Inicial y el Bronce Medio (1800-1200 a.C.) se comenzó a

fundir la plata por primera vez en la Península Ibérica y la minería adquiere un fuerte impulso (Pérez Macías, 1996).

Las actividades mineras y metalúrgicas vivieron en el Bronce Final (1200-900 a.C.) un gran florecimiento con la implantación de un fuerte comercio que fue controlado paulatinamente por los mercaderes fenicios (Blanco y Rothemberg, 1981). Este auge tecnológico y cultural se concretó con la civilización tartésica, que basó su economía en la producción de metales, alcanzando grandes cotas de desarrollo (Carrasco, 2000).

Dos de las explotaciones históricas de la FPI son Riotinto y Tharsis. Hacia la primera mitad del siglo VI a.C., se observan signos de decadencia en Riotinto, que coincide temporalmente con un auge en las producciones de Tharsis, que se prolongan hasta principios del siglo V a.C. (Carrasco, 2000).

La civilización Cartaginesa se convirtió en la primera potencia del Mediterráneo Occidental (Pinedo Vara, 1963) estableciéndose en el Suroeste peninsular y desarrollando una gran industria minerometalúrgica. A partir de este momento, la importancia de los Tartessos disminuyó, ya que los colonizadores impusieron un bloqueo económico que perjudicó seriamente los intereses comerciales de los nativos, logrando, finalmente, la propiedad de las minas.

La llegada de los romanos, atraídos por las minas de la península, provocó largos años de luchas que dificultaron la minería en toda la región, la cual no se recuperó hasta el siglo III a.C. Con la llegada de la paz, el Suroeste Ibérico vivió una era de esplendor. La dominación romana comporta un gran desarrollo de la minería y la metalurgia en la FPI, siendo la plata el principal metal a explotar durante los primeros años y la minería del cobre más tardía, datada en el s. I d.C. Este impulso tecnológico hizo posible la explotación de los yacimientos a una escala desconocida hasta entonces (Carrasco, 2000). Casi todas las minas explotadas en la FPI durante los dos últimos siglos mostraban indicios de haber sido trabajadas en tiempos romanos (Pinedo Vara, 1963).

Hasta entonces, el resultado de la intensa explotación tartésica y romana fue más de 20 millones de toneladas de escorias de las que casi un 80% se encontraban en Riotinto, el 20% en Tharsis y el resto repartidas entre otras minas. Se ha estimado que estas escorias proceden de la fundición de unos 30 millones de toneladas de mineral, el 90% de las cuales se extrajeron en la época romana (Flores Caballero, 1988).

A partir del siglo II d.C. la actividad minera cae progresivamente y se mantiene en mínima proporción respecto a la agricultura. Es a partir del siglo XVIII cuando las minas son rehabilitadas y recuperan importancia en el sector socioeconómico (Gómez, 2011).

A comienzos del siglo XIX, España sufrió una fuerte crisis económica a causa de la invasión francesa y la Guerra de la Independencia, además de la pérdida de las colonias americanas independizadas. Sin embargo, en Europa tenía lugar un gran florecimiento del comercio y de la industria cuyo máximo exponente fue la Revolución Industrial inglesa. El cobre, que hasta entonces se había empleado para fines exclusivamente bélicos, pasa a utilizarse para la

nueva industria eléctrica por sus excelentes propiedades conductoras. A partir de 1821, la producción mundial de cobre se incrementó en un 30% por década (Flores Caballero, 1983, en Carrasco, 2000).

A mediados del siglo XIX, tuvo lugar el impulso final de la minería de sulfuros gracias a la fuerte demanda de azufre para la industria química. El azufre se empleaba para la fabricación de ácido sulfúrico, como base en la fabricación de fertilizantes, álcalis, explosivos, etc. La obtención de ácido sulfúrico a partir de la pirita llevó a las minas del sur de España y Portugal, con leyes en azufre superiores al 45%, a situarse como objetivos de las empresas químicas europeas.

A partir de 1855 comenzaron las exportaciones de pirita y manganeso, situando a Huelva en diez años en el cuarto lugar entre los puertos españoles por tráfico marítimo y alcanzando el segundo puesto posteriormente. En Europa la región comenzó a conocerse como “la California del cobre” (Carrasco, 2000).

Sobre 1858 se comenzó a utilizar el proceso de aprovechamiento de los metales contenidos en las cenizas de la tostación de las piritas, elevando el valor de la pirita y aumentando, por tanto, el interés sobre este mineral. La llegada de nuevas compañías, principalmente de origen inglés y francés, supuso la introducción de nuevos métodos de minería subterránea y de la gran minería a cielo abierto.

En 1870, el mercado de las piritas se vio resentido por el desarrollo de un nuevo proceso para la obtención del carbonato sódico que no necesitaba de ácido sulfúrico como materia prima. La apertura de grandes minas (Chile, EEUU, Suráfrica) provocaron una reducción en los precios del cobre de un tercio de su valor en el periodo 1872-1886 (Carrasco, 2000).

En la década de 1890 se incrementa nuevamente la demanda de pirita (López Pamo *et al.*, 2009). Con el objetivo de mejorar su posición y evitar oscilaciones en el mercado, cuarenta y cinco fabricantes ingleses de álcalis se unieron y formaron la mayor agrupación química del mundo: *The United Alkali Company*. Su estrategia era hacerse autosuficientes, controlando las materias primas y entre ellas la pirita.

La guerra ruso-japonesa (1906-1907) trajo consigo un repunte en el precio del cobre, que se extendió durante las dos primeras décadas del siglo. Con ello, la producción anual de piritas españolas suponía entre el 50 y 60% del total mundial. El 90% de esa producción se vendía como mena de azufre, con lo que las piritas españolas aportaban al mercado casi el 50% del azufre consumido en el mundo (Mandariaga, 1920). El cobre metal producido a partir de las piritas españolas suponía el 8% del total mundial (Sarmiento, 2007).

La llegada en 1873 de *The Riotinto Company Ltd.*, compañía inglesa que se establece como la de mayor importancia en el sector minero-metalúrgico en su época, supuso que el complejo minero Riotinto se transformase en pocos años en uno de los grandes centros industriales del mundo por su producción, envergadura y proyección nacional e internacional (Avilés-Palacios, 2008), estimándose que en los 82 años en los que la empresa inglesa es la propietaria del yacimiento se extrajeron 110 Mt de mineral pirítico (Harvey, 1981 en Avilés-

Palacios, 2008). A su vez, la apertura del mercado americano hizo posible que en 1909, el 84% del ácido americano se produjera en Riotinto (Carrasco, 2000).

Las cenizas producto de la tostación de las piritas se vendían para obtener cobre, plomo, zinc y otros metales. El residuo final obtenido, denominado *mineral púrpura*, una vez acondicionado se vendía como mena de hierro. En las dos primeras décadas del siglo XX el hierro contenido en el mineral púrpura era aproximadamente el 3% de la producción mundial y el 22,5% de la española (Carrasco, 2000).

El precio del cobre descendió en 1908 por la apertura de nuevos yacimientos en Chile y EEUU y se incrementó de nuevo en 1916 a causa de la I Guerra Mundial (López Pamo *et al.*, 2009). Sin embargo, en la década de 1920 bajaron los precios del azufre, debido a la recesión, provocando el cierre de algunas minas.

A lo largo de las tres primeras décadas del siglo fueron introduciéndose los procesos de flotación. Esta técnica mineralúrgica permitió que se explotaran minerales de leyes inferiores a las que habían sido beneficiadas hasta entonces. A principios de los años 30 comenzó la explotación de una nueva mena de cobre donde se instaló el primer concentrador para minerales de este tipo en Riotinto. Asimismo, ciertos minerales piríticos empezaron a considerarse como una posible fuente de otros metales además del cobre (Sarmiento, 2007).

La Guerra Civil Española (1936-1939), seguida de la II Guerra Mundial (1939-1945), redujo la actividad minera. Tras finalizar la guerra, con la reconstrucción europea se aumentó la demanda de materias primas, reactivándose la minería.

En la década de los 50 se produjo la revitalización del mercado internacional de la piritita como consecuencia de la escasez de azufre, hecho que elevó el precio del cobre.

En la década de los 60 se vivió el desarrollo económico español, favorecido por una política aperturista de la dictadura. En Huelva se llevó a cabo, a partir de 1964, la construcción en terrenos aledaños al puerto, del Polo Industrial de Promoción y Desarrollo (Polo Químico), donde se trasladaron la fundición de cobre y la fábrica de ácido sulfúrico de Riotinto en 1970. Esta decisión política significó para la Cuenca Minera el desmantelamiento de su gran complejo industrial y el inicio de su declive.

A partir de finales de los 60, se produce el declive de la minería en la FPI, cerrando numerosas explotaciones como consecuencia de la crisis energética mundial, la entrada en el mercado de nuevos materiales como el aluminio o la cerámica, y el reciclaje, que causaron un receso en la demanda del cobre y la consiguiente depreciación a partir de 1982, que culminaría con la gran crisis de 1986 (Carrasco, 2000), así como por el endurecimiento de la legislación ambiental, obligando, entre otros, a la eliminación del azufre de los productos a las empresas de hidrocarburos.

2.1.3 EL PRECIO ACTUAL DEL COBRE Y RESURGIR DE LA MINERÍA EN LA FPI

El cobre fue uno de los primeros metales explotados por el hombre, constituyendo desde entonces un recurso de gran importancia para el desarrollo de la sociedad. Actualmente, es de los metales más demandados por su variedad de usos y su gran versatilidad. Su consumo ha aumentado considerablemente con el progreso tecnológico y científico, estableciéndose como base para el progreso de la industria y para el desarrollo económico de los diferentes países. En el último siglo, el cobre se ha convertido en el material básico allí donde la energía eléctrica resulta necesaria, es decir, prácticamente la totalidad de las actividades industriales y domésticas, en la mayoría de los países del mundo, utilizan este metal (Correa, 2008). En la Figura 2.5 se observa el aumento en el consumo experimentado por el cobre desde el año 1900 hasta 2010.

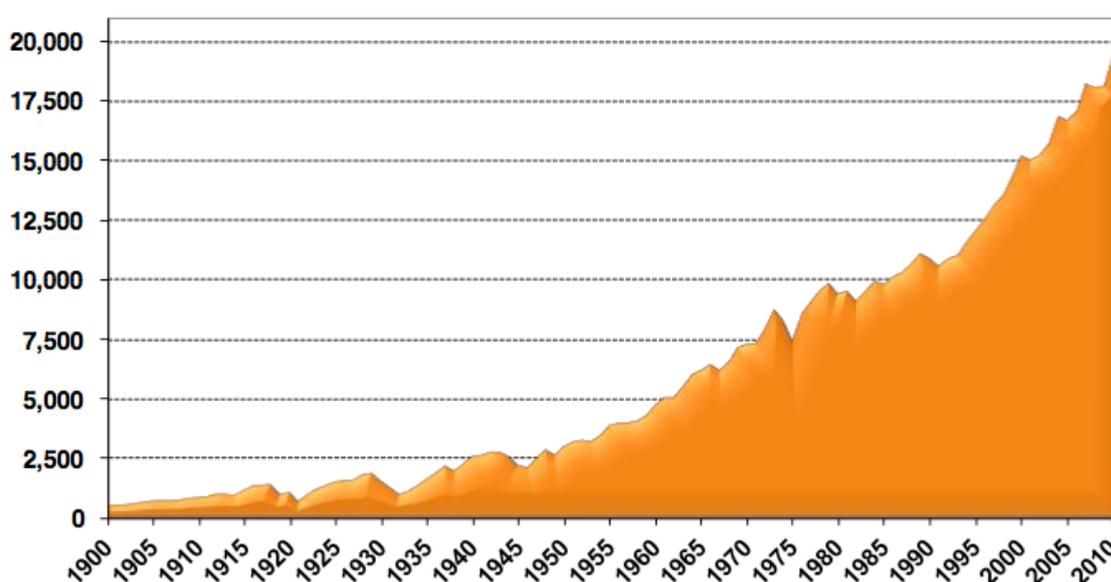


Figura 2.5. Consumo de cobre refinado en el mundo entre 1900 y 2010 (miles de TM) (ICSG, 2013)

Los análisis históricos a partir de la segunda mitad del siglo XX revelan que los países han demandado cobre en función de su dinamismo industrial y de la innovación tecnológica que determina la intensidad de uso (Ciudad *et al.*, 2005 en Correa, 2008).

El mercado del cobre tiene un comportamiento cíclico, por lo que suele clasificarse en economía como una variable “pro-cíclica”, porque tiende a subir en las expansiones económicas y a caer durante las contracciones. Sin embargo, se considera que este movimiento es de “baja” concordancia con el ciclo ya que el precio del cobre es también afectado por el nivel de inventarios y por diversos factores propios de los mercados financieros, variables que no necesariamente se mueven con relación al ciclo (Ciudad *et al.*, 2005).

Por otro lado, el cobre, además de ser demandado como insumo productivo, también se negocia con fines especulativos en las principales bolsas de metales del mundo, y se le considera un resguardo financiero en períodos de crisis, constituyéndose así en una materia

prima determinante para acompañar la rapidez de los cambios que caracteriza la globalización económica contemporánea (Ciudad *et al.*, 2005 en Correa, 2008).

Los recursos mundiales de cobre se estima que ascienden a 1600 millones de toneladas en la corteza terrestre y a 700 millones en el lecho marino (Ciudad *et al.*, 2005). Las reservas demostradas de cobre son de 680 millones de toneladas, de las cuales aproximadamente el 80% están repartidas entre América y Asia y casi el 28% pertenecen a Chile (USGS, 2013).

Las figuras 2.6 y 2.7 muestran la producción mundial de cobre en 2011, y su distribución por sectores industriales, respectivamente, según datos de London Metal Exchange (LME).

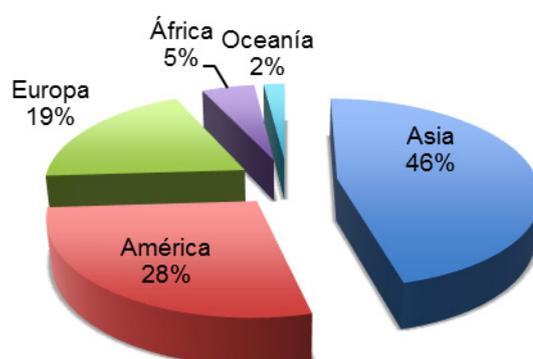


Figura 2.6. Producción mundial de cobre en 2011 (LME, 2011)

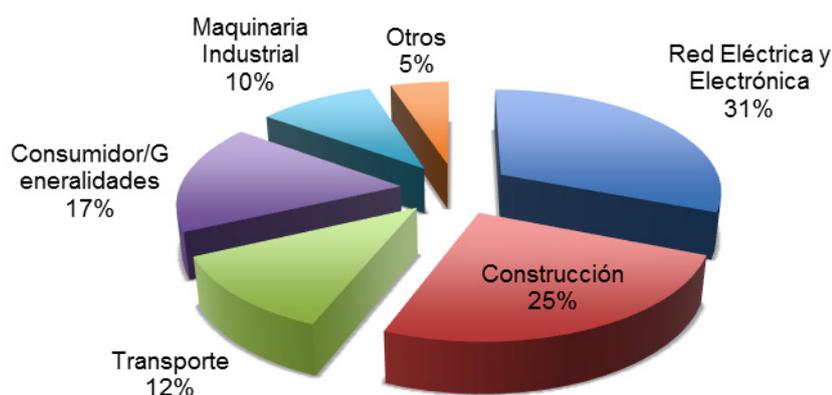


Figura 2.7. Distribución del consumo de cobre por sectores industriales en 2011 (LME, 2011)

Tal como se ha dicho con anterioridad, el cobre es primordial para el abastecimiento mundial de energía, ya que tiene extraordinarias propiedades de conducción eléctrica que aumentan los niveles de eficiencia energética de los productos eléctricos.

La Figura 2.8 muestra la tendencia en el precio del cobre del periodo 2000-2013.

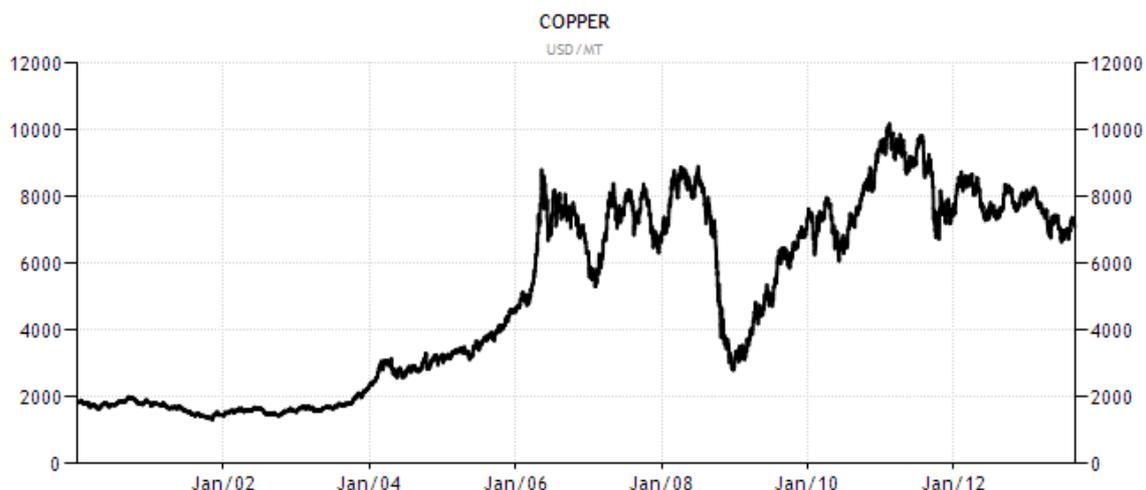


Figura 2.8. Evolución del precio del cobre en US\$ por tonelada (LME).

Hasta mediados de 2003 el precio del cobre fue bajo debido a la desaceleración de la economía mundial en 2001, que afectó a los principales consumidores de cobre como Estados Unidos, Europa y los países asiáticos, a excepción de China y Corea del Sur (Ciudad *et al.*, 2005). A partir de esa fecha comienza a subir principalmente como consecuencia del sólido comportamiento de la demanda de China y el mayor dinamismo de Estados Unidos y Japón (Correa, 2008), excepto una brusca caída en el precio en el año 2008, última crisis de la economía mundial. Sin embargo, el precio del cobre se recuperó hasta alcanzar su máximo histórico en febrero de 2011. Durante los siguientes años, ha experimentado diferentes oscilaciones producto de la incertidumbre económica mundial.

Según se contempla en el “*Informe del Mercado del Cobre: Balance 2012 y Perspectivas 203-2014*” elaborado por la Comisión Chilena del Cobre (Cochilco), la industria del cobre presenta perspectivas positivas de largo plazo, como consecuencia de los procesos de urbanización para dos de los principales países demandantes del metal, China e India. Esto ha implicado que el mercado en general proyecte un precio de largo plazo, para los próximos 10 años, superior a 6172 US\$ la tonelada. La previsión de Cochilco considera que la demanda mundial de cobre refinado inicia en el 2013-2014 un ciclo de recuperación con una proyección de crecimiento del 1,5% y 3,4%, respectivamente.

Este escenario económico ha supuesto el resurgir de la minería de sulfuros en la FPI. Diversas empresas mineras están reanudando su actividad en los campos de la exploración e investigación de yacimientos en la Faja Pirítica Ibérica, y en casos concretos, procediendo a la adquisición de derechos mineros de antiguas explotaciones clausuradas. Actualmente, se ha procedido a la reapertura de antiguas explotaciones mineras como Aguas Teñidas o Lomero-Poyatos, y de nuevas como Cobre Las Cruces. La reapertura del complejo minero de Riotinto está en fase de aprobación de los derechos mineros, y las minas de La Zarza, San Telmo o Tharsis, entre otras, están estudiando su viabilidad.

Minas Aguas Teñidas, S.A.U. (Matsa), conforma el Grupo Minero Aguas Teñidas-Herrerito, que cuenta con una mina en explotación subterránea (Fotografía 2.1) y su posterior

tratamiento de mineral en la provincia de Huelva, así como con varios permisos de investigación en actividad. La entidad es una filial de Iberian Minerals Corporation, perteneciente a la multinacional Trafigura. Su producción anual de mineral es de 2,2 millones de toneladas y tiene como productos finales concentrados de cobre, zinc y plomo con cantidades significativas de plata. En estos momentos está inmersa en un proyecto de ampliación para alcanzar 4,4 millones de toneladas al año, además de la puesta en marcha del Proyecto Sotiel en Calañas, que comprende tres yacimientos de sulfuros polimetálicos de 4,7 millones de toneladas, que fueron explotados anteriormente de forma parcial, y cuya producción comenzará en 2015. Recientemente, se ha descubierto un nuevo yacimiento llamado Magdalena, ubicado al este de sus instalaciones y en el poblado Cueva de la Mora, que ya ha obtenido la Autorización Ambiental Unificada para el Permiso de Investigación e iniciado labores de perforación.



Fotografía 2.1. Vista aérea de la mina de Aguas Teñidas situada en Almonaster la Real (Huelva)

Corporación de Recursos Iberia, S.L. es titular de varias concesiones mineras, conformando el Grupo Minero 'Lomero y Otras', que se encuentra actualmente en preparación para el reinicio de la actividad en la mina subterránea Lomero-Poyatos, también en Huelva. En 2011, la empresa fue incorporada a la compañía panameña-canadiense Petaquilla Minerals, Ltd.

Cobre Las Cruces, S.A. es titular de un complejo minero de extracción de cobre a cielo abierto (Fotografía 2.2) y tratamiento por hidrometalurgia situado entre los términos municipales de Gerena, Guillena y Salteras (Sevilla), con una extensión de 946 hectáreas.

La explotación prevé una producción media anual de 72.000 toneladas de cobre. Su accionista total es First Quantum, empresa canadiense de minería metálica.



Fotografía 2.2. Mina Cobre las Cruces situada en Gerena (Huelva)

Emed Tartessus se encuentra actualmente pendiente de la tramitación de los derechos mineros de Minas de Riotinto, S.A., y es propietaria del complejo industrial de Minas de Riotinto. La compañía pertenece a la matriz Emed Mining Public Limited, entidad que surge de la adquisición de la compañía chipriota Eastern Mediterranean Minerals Limited y sus accionistas principales son de origen australiano e inglés.

La investigación minera ha experimentado un gran impulso gracias al concurso público de registros mineros que publicó la Consejería de Economía, Innovación, Ciencia y Empleo de la Junta de Andalucía, en enero de 2013. Esta convocatoria recogía la declaración de terrenos francos en las provincias de Huelva y Sevilla y la apertura del concurso para adjudicar los derechos preferentes a la obtención de permisos de investigación.

Tras la resolución de dicho concurso, se prevé invertir más de 7,5 millones de euros para investigar sobre una superficie de 235 cuadrículas mineras en la provincia de Huelva por las compañías Emed Tartessus, S.L.U., Corporación de Recursos Iberia, S.L., Cambridge Minería Española, S.L., Minera de la Faja Pirítica, S.L. y Matsa. En la provincia de Sevilla, se han adjudicado permisos de investigación para 218 cuadrículas mineras con una inversión de más de 5 millones de euros a las empresas Cobre Las Cruces, S.A. y Río Narcea Nickel, S.A.

2.2 MARCO GEOLÓGICO

Los materiales objeto de estudio se encuentran enclavados en el Macizo Varisco de la meseta Ibérica. Según las unidades geoestructurales propuestas por Julivert *et al.* (1974), estos se encuentran ubicados fundamentalmente en la Zona Surportuguesa (ZSP), la unidad más meridional (Figura 2.10). Limita al Norte con la Zona de Ossa-Morena (ZOM) mediante un contacto tectónico complejo en el que se encuentran elementos de procedencia oceánica, lo cual lleva a interpretar este contacto como una sutura del orógeno (Simancas, 2004).

En la Zona Surportuguesa afloran rocas de edad comprendida entre el Devónico Medio-Superior y el Autunienense. Entre el Devónico Terminal y el Viseense Medio se registra el desarrollo de un período extensional, que dio lugar por un lado a la fragmentación de una plataforma detrítica devónica, a un abundante magmatismo, y a un elevado gradiente térmico en la corteza superior. Este es el contexto en que se desarrolló la cuenca de la Zona Surportuguesa en el Carbonífero basal, y en el que se formaron los grandes depósitos de sulfuros masivos que caracterizan la Faja Pirítica Ibérica. A partir del Viseense superior, una ola de deformación contractiva se propagó hacia el SO desde el límite con la zona de Ossa-Morena, precedida por depósitos de flysh.

La Figura 2.9 muestra un mapa esquemático de la Zona Surportuguesa.

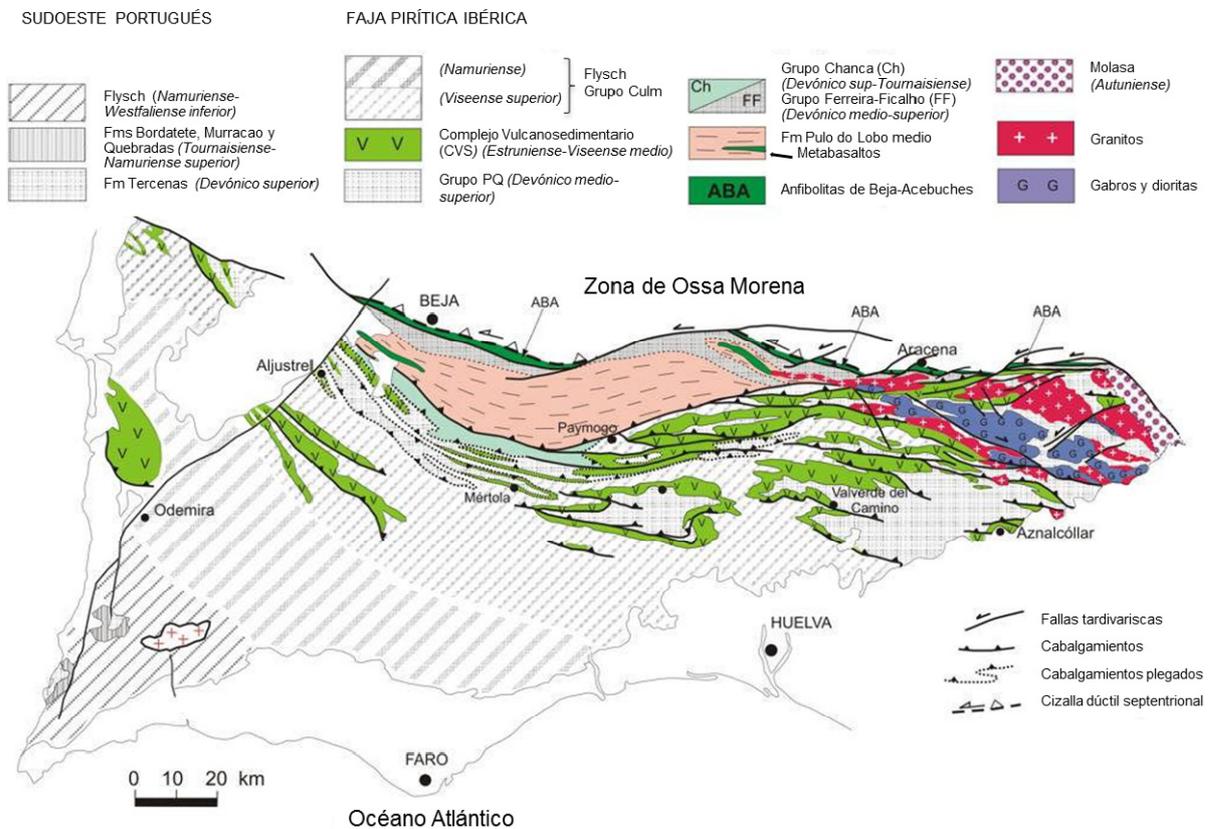


Figura 2.9. Mapa general de la Zona Surportuguesa (modificado de Vera, 2004)

2.2.1 ESTRATIGRAFÍA

El registro estratigráfico de la zona Surportuguesa está constituido por roca del Paleozoico Superior (Devónico Medio-Carbonífero Superior), que fueron depositadas en una cuenca marina cuyas condiciones ambientales y paleogeográficas cambiaron en función de la evolución tectónica varisca. De esta manera, la cuenca del SO ibérico constituye un modelo e interrelación entre tectónica, magmatismo y sedimentación (Moreno y González, 2004).

2.2.1.1 Dominios de la Zona Surportuguesa

En la Zona Surportuguesa se distinguen usualmente tres dominios con características litológicas, estructurales y paleogeográficas diferentes que, de Norte a Sur, son:

- Dominio Septentrional o Pulo do Lobo
- Dominio central o Faja Pirítica Ibérica
- Dominio meridional o SO Portugués

El dominio Pulo do Lobo parece representar una cuña de acreción originada durante la subducción de la placa Surportuguesa (Silva *et al.*, 1990), siendo el área fuente de la Faja Pirítica Ibérica en diversos momentos de la evolución de ésta (Moreno y Sáez, 1989).

La Faja Pirítica Ibérica y el SO Portugués representan posiciones paleogeográficas diferentes de la cuenca Surportuguesa. Las características morfológicas y sedimentarias de ambos dominios fueron semejantes durante el Devónico y se diferenciaron drásticamente durante el Carbonífero. La Faja Pirítica es una cuenca carbonífera que resulta de una complicada evolución cinemática y térmica, y se extiende a lo largo de 230 km, con una anchura de 25 a 70 km, desde el noroeste de Sevilla hasta el sur de Lisboa.

El SO portugués, localizado al Sur de la Faja Pirítica, Ibérica apenas sufrió las consecuencias de dicha evolución. Las rocas de este último dominio afloran con reducida extensión y sólo en Portugal.

2.2.1.2 Estratigrafía de la Faja Pirítica Ibérica

En la Faja Pirítica Ibérica afloran rocas del Paleozoico Superior (Devónico Medio – Carbonífero Superior) que reflejan los cambios acontecidos en la cuenca Surportuguesa desde una situación preorogénica hasta la etapa sinorogénica de la evolución Varisca. La primera fase (preorogénica) se caracteriza por una sedimentación marina somera dominada por procesos autocíclicos. A continuación, durante una fase sinorogénica temprana, la sedimentación estuvo controlada por eventos catastróficos, fundamentalmente volcánicos, originados en una cuenca fragmentada y con un paisaje recién formado. La fase sinorogénica posterior se caracterizó por el depósito de una potente secuencia turbidítica típicamente flyshoide.

El relleno de la cuenca devono-carbonífera de la Faja Pirítica Ibérica está formado por un almacén de pizarras con cantidades variables de materia orgánica, entre las que se

intercalan rocas de diferente naturaleza que permiten diferenciar tres grandes unidades estratigráficas (Schermerhörn, 1971). De muro a techo son (Figura 2.10):

- Grupo de Pizarras y Cuarcitas (PQ)
- Complejo Vulcano Sedimentario (CVS)
- Grupo Culm

La relación entre estas tres unidades es de carácter deposicional, aunque es frecuente que sus contactos aparezcan enmascarados por estructuras de deformación.

El Grupo de Pizarras y Cuarcitas constituye la base de la serie estratigráfica regional e incluye todos los depósitos infrayacentes al Complejo Vulcano Sedimentario. Se agrupan así numerosas unidades estratigráficas informales que han sido establecidas al estudiar localmente la serie estratigráfica del Grupo de Pizarras y Cuarcitas, especialmente los tramos inferiores. Su potencia es desconocida, ya que el muro no aflora en ningún punto, se estima un espesor mínimo en 2000 m (Strauss, 1970).

La mayor parte de la columna estratigráfica del Grupo de Pizarras y Cuarcitas está formada por pizarras negras con intercalaciones de niveles centimétricos de areniscas cuarzosas. Estos niveles se agrupan a veces en tramos lutítico-areniscosos de potencia métrica, con una relación arena/lutita igual a uno, que aparecen intercalados entre las pizarras rompiendo la monotonía de la serie pizarrosa. Representan la sedimentación en una plataforma marina somera de baja energía, esporádicamente afectada por la acción de tormentas y oleaje (Sáez y Moreno, 1997).

Concordante sobre el Grupo de Pizarras y Cuarcitas, se dispone el Complejo Vulcano Sedimentario que, al contrario que el grupo anterior, es esencialmente heterogéneo y presenta grandes variaciones litológicas y de potencia. Estas variaciones pueden entenderse como normales en una región con intensa actividad magmática y en una cuenca compartimentada, con diferentes tasas de subsidencia y con aportes detríticos condicionados por la estabilidad de sus taludes y por el carácter más o menos restringido de las diferentes subcuencas (Moreno *et al.*, 1996). Este paisaje condicionó la distribución de las facies del Complejo Vulcano Sedimentario e incluso, la distribución de los sedimentos postvolcánicos de facies flysh, que se realizó de forma controlada por la morfología de la cuenca (Moreno, 1988).

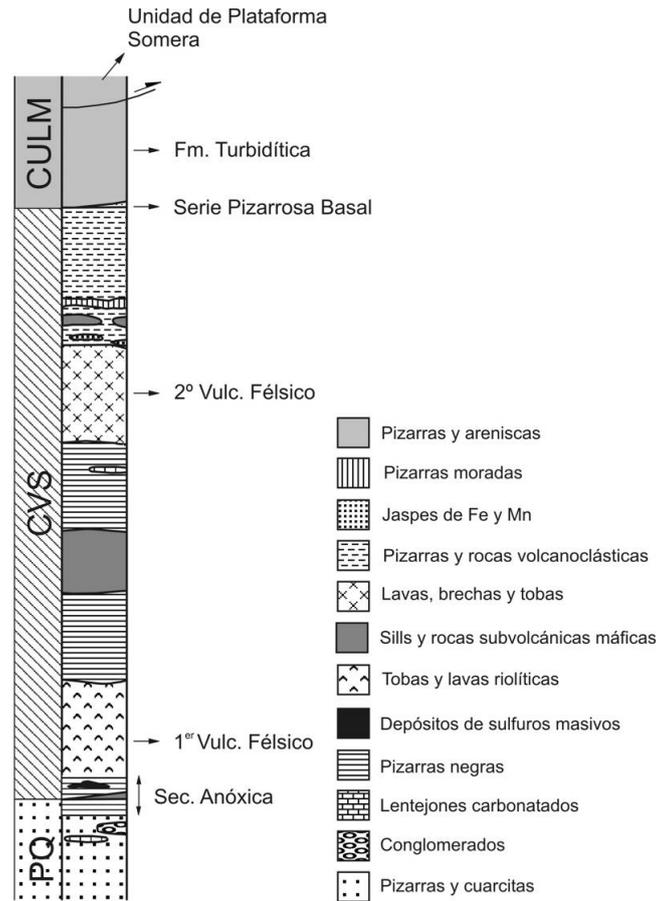


Figura 2.10. Columna Estratigráfica General de la Faja Pirítica Ibérica (Schermerhörn, 1971)

La arquitectura estratigráfica del Complejo Vulcano Sedimentario varía entre las dos situaciones extremas representadas por un armazón de rocas sedimentarias (fundamentalmente pizarras), sin apenas presencia de rocas volcánicas, y un armazón de rocas magmáticas (volcánicas y subvolcánicas) con intercalaciones de rocas sedimentarias (Routhier *et al.*, 1978). Lo normal son casos intermedios representados por una columna estratigráfica de pizarras y vulcanoclastitas félsicas, intruidas por rocas subvolcánicas. Niveles discontinuos de sílex, lentejones carbonatados y masas de sulfuros masivos completan dicha columna. A pesar de esta variedad, parece existir acuerdo en la división del registro estratigráfico del Complejo Vulcano Sedimentario en tres episodios volcánicos ácidos y dos básicos (Schermerhorn, 1971), aunque éstos se distinguen solamente en la parte central de la Faja Pirítica Ibérica.

El primer episodio de vulcanismo ácido (VA1) es esencialmente piroclástico y tiene una distribución muy irregular a escala regional. Raramente se encuentran afloramientos extensos de estas litofacies por las dificultades de preservación que implica su carácter esencialmente subaéreo y la poca cohesión de sus depósitos. Por ello, frecuentemente se encuentran como epiclastitas félsicas ricas en pómez. Interestratificadas con ellas o por encima de las rocas del vulcanismo VA1, se encuentran niveles de pizarras negras, a veces ricas en radiolarios, que constituyen uno de los principales niveles portadores de sulfuros de la región.

El segundo episodio ácido (VA2) es predominantemente subvolcánico y está representado por sills de escasa potencia intercalados en niveles pizarrosos. Localmente son muy abundantes y llegan a constituir sill-sediments complexes (Boulter, 1993a,b).

El tercer episodio ácido (VA3), está compuesto fundamentalmente por niveles pizarrosos y rocas vulcanodetríticas procedentes de la erosión de volcanitas previamente depositadas. En algunos casos muestran estructuras sedimentarias correspondientes a medios litorales (Moreno, 1987). Intercalaciones locales de rocas piroclásticas félsicas representan las últimas manifestaciones volcánicas en la Faja Pirítica Ibérica, y marcan el declive de la actividad magmática.

Los niveles de pizarras negras del VA1 frecuentemente sirvieron de camino a rocas magmáticas básicas que formaron grandes estructuras tipo sill, con extensiones de varias decenas de kilómetros y potencias de cientos de metros. Éste es el primer episodio básico (VB1).

El segundo episodio básico (VB2) tiene carácter local, y su representación en la columna estratigráfica es muy reducida. El techo de este ciclo está marcado por niveles discontinuos de jaspes, que a veces incluyen mineralizaciones de manganeso, y por un nivel muy continuo de cineritas moradas cuyo significado no se conoce con seguridad. En esta región es conocido como “pizarras moradas” y tiene valor como nivel guía en cartografía, ya que cubre prácticamente toda la Faja Pirítica Ibérica.

Los depósitos del techo del Complejo Vulcano Sedimentario pasan de manera gradual a formar parte de la secuencia pizarrosa de la base del Grupo Culm. Éste comprende todas las rocas sedimentarias postvolcánicas de la Faja Pirítica Ibérica. Incluye tres unidades estratigráficas volumétricamente muy diferentes: la Serie Pizarrosa Basal, la Formación Turbidítica de Facies Culm s.s. y la denominada Unidad Arenosa de Plataforma Somera (Moreno, 1987).

La Serie Pizarrosa Basal es una secuencia mixta vulcanodetrítica y pizarrosa que incluye las epiclastitas del techo del VA3 y las pizarras con *Posidonia becherii* del muro de la formación turbidítica. Eventualmente, contiene escasos ejemplares de goniatites, que han proporcionado una edad Viseense superior (Oliveira y Wagner-Gentis, 1983). Su potencia media es de unos 50 metros, aunque este valor puede aumentar o disminuir localmente, pudiendo incluso estar ausente.

La formación turbidítica de facies Culm s.s. es una secuencia turbidítica de pizarras, litarenitas y escasos conglomerados, de varios miles de metros de potencia, que representa el flysh de la Orogenia Varisca en la región. El paisaje de la cuenca de la Faja Pirítica Ibérica durante el Viseense estaba formado por una sucesión de ridges y surcos que, sometidos a fuertes procesos de erosión y depósito respectivamente, dieron lugar a la modulación de los relieves positivos y a la acumulación de potentes series de turbiditas en el seno de los surcos subsidentes.

La unidad arenosa de plataforma somera está formada por una alternancia de pizarras y areniscas cuarzosas que se disponen en una secuencia grano y estrato creciente hacia el techo. Representa la redistribución y el depósito de los detritus procedentes de la erosión de los relieves volcánicos emergidos del Complejo Vulcano Sedimentario en medios marinos de plataforma somera y litorales (Moreno, 1987). Su posición estratigráfica es desconocida ya que se encuentra en contacto tectónico sobre la formación turbidítica de facies Culm, pero su existencia permite determinar la ubicación de la línea de costa de la parte más septentrional de la Faja Pirítica Ibérica.

2.2.2 LA FAJA PIRÍTICA IBÉRICA COMO MEDIO GENERADOR DE AMD

La FPI incluye un elevado número de yacimientos gigantes y supergigantes y se considera la primera provincia pirítica a nivel mundial en reservas totales de sulfuros masivos (aproximadamente 750 millones de toneladas de sulfuros según el IGME (1982), y más de 1.700 millones de toneladas según Barriga y Carvalho (1997)), tanto por el tamaño y abundancia de depósitos, como por el tonelaje y la concentración de los mismos en relación a la superficie total de la provincia minera (Leistel *et al.*, 1998). Incluye más de 80 depósitos de sulfuros, junto con mineralizaciones de menor importancia estratiformes de Mn y mineralizaciones hidrotermales de tipo filoniano.

Como consecuencia de esta riqueza metalogénica, la FPI se ha convertido en un gran medio generador de AMD. La Faja constituye así un marco excepcional de afección y referente mundial de AMD que provoca unas tasas de degradación hídrica de magnitud e intensidad descomunales asociadas a la presencia de casi un centenar de minas de sulfuros a lo largo de dos milenios de actividad extractiva.

La distribución de los yacimientos de sulfuros masivos en la FPI es muy irregular. En función de la distribución geográfica y de los episodios volcánicos pueden considerarse tres subzonas (Sáez *et al.*, 1999).

- El sector sur, que comprende varios yacimientos supergigantes (Aznalcóllar-Los Frailes, Masa Valverde, Sotiel-Migollas, Tharsis y Neves-Corvo) junto con mineralizaciones más pequeñas. Están asociadas espacialmente al primer episodio ácido.
- El sector intermedio, supone un estrecho cinturón con poca extensión lateral que incluye los grandes depósitos de Riotinto y La Zarza, relacionado con el segundo episodio volcánico, y en general con un enriquecimiento en zinc y plomo.
- El sector norte, se caracteriza por un gran número de depósitos pequeños y medios (Lomero-Poyatos, La Joya, San Telmo, San Miguel...). Este sector se relaciona también con el segundo episodio félsico aunque también hay algunos asociados al primer episodio como Cueva de la Mora.

Las diferentes proporciones entre los minerales mayoritarios dan lugar a tres tipos de mineralización: pirítica, cobriza y polimetálica. El cobre se concentra sobre todo en los stockworks y en la parte inferior y central de los sulfuros masivos, mientras que zinc y plomo

tienden a hacerlo en las zonas periféricas (Almodóvar *et al.*, 1998). Otros minerales como arsenopirita, estannita y sulfosales de Bi, Sb, Pb y As (Pinedo Vara, 1963) se asocian en proporciones muy inferiores a los sulfuros. Pirrotina, magnetita y hematites se presentan también en pequeñas proporciones y presentan una distribución más local (Almodóvar *et al.*, 1998).

Las menas masivas se presentan principalmente bajo los siguientes tipos texturales (Sáez *et al.*, 1999):

- textura masiva sin organización interna, característica de los yacimientos piríticos y cobrizos en stockwork;
- depósitos formados por fragmentos en una matriz carbonatada, silícica o sulfurosa;
- texturas de tipo detrítico con estructuras sedimentarias, características de los yacimientos piríticos dentro de las pizarras;
- textura bandeada con laminación horizontal y/o composicional, característica de las menas polimetálicas.

2.3 MARCO HIDROLÓGICO

2.3.1 LA RED FLUVIAL

El sector español de la Faja Pirítica Ibérica se encuentra limitado por dos grandes cursos fluviales, el Guadiana al Oeste y el Guadalquivir al Este. Entre ambos, además de un pequeño río, el Piedras, se encuentran las cuencas del Tinto y del Odiel. En este marco, casi un centenar de explotaciones mineras están repartidas por toda la zona de estudio, afectando de forma diferente a los cauces de los ríos Odiel y Tinto, como principales receptores de AMD, y en menor orden de afección, Chanza, afluente del Guadiana y Gudiamar, afluente del Guadalquivir (Figura 2.2).

2.3.1.1 Río Odiel

El río Odiel presenta la mayor longitud entre los que recorren la FPI. Nace en la Sierra de Aracena, y recorre 140 km antes de perder su carácter fluvial en Gibraleón, a partir de donde se crea un complejo estuario donde se ubica el Paraje Natural Marismas del Odiel. Finalmente, se une al río Tinto junto a la ciudad de Huelva, formando un alargado estuario que constituye un subsistema de la Ría de Huelva.

La cuenca del Odiel tiene una superficie de 2333 km², y está compuesta a su vez por varias subcuencas pertenecientes a los ríos Meca, Oraque, Olivargas y al propio Odiel (Figura 2.11). En conjunto, desarrollan una red hidrográfica total de aproximadamente 1000 Km de longitud (Saínz *et al.*, 2000a).

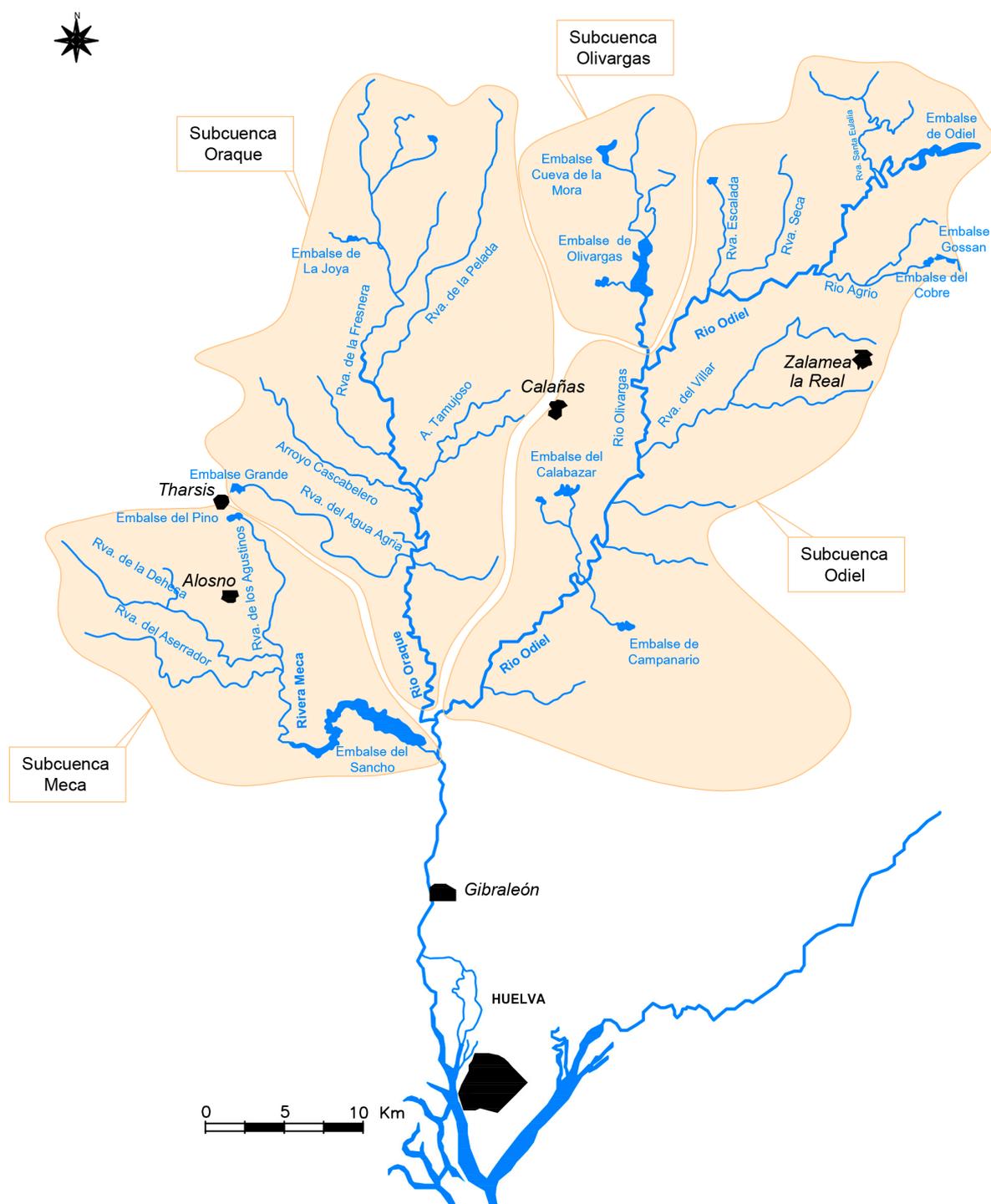


Figura 2.11. Red hidrográfica de la cuenca y subcuencas del río Odiel

La superficie de la subcuenca de la riera del Meca es de 317 km² y su red hidrográfica es de 178 km. Destacan como afluentes más importantes la riera de los Agustinos, Aserrador y Dehesa-Boyal.

La subcuenca del río Oraque posee una superficie de 612 km², siendo sus mayores tributarios las rieras de la Fresnera, Aguas Agrias y de la Pelada, y el arroyo Tamujoso.

La subcuenca de Olivargas, con una superficie de 240 km², se localiza en el sector noroccidental de la cuenca del Odiel de la que es tributaria.

La subcuenca del río Odiel tiene una extensión de 1404 km². Sus principales afluentes son las riveras de Santa Eulalia, Seca y Escalada por su margen derecha, y la rivera del Villar y el arroyo Agrio por su margen izquierda.

La subcuenca que presenta una mayor regulación es la del Odiel, siendo los embalses más importantes los del Cobre (30 hm³) y Gossan (22 hm³). Por su parte, el río Meca está regulado justo antes de su confluencia con el río Odiel mediante el embalse del Sancho (58 hm³), el mayor de la cuenca del río Odiel (Sarmiento, 2007), destinado a uso industrial. El río Oraque es el que actualmente presenta una menor regulación, sin embargo se ha iniciado en la confluencia de este río con el Odiel, la construcción de la Presa de Alcolea (274 hm³), que se convertirá en el mayor embalse de toda la cuenca (Olías *et al.*, 2010). El embalse de mayor magnitud que regula el río Olivargas es el embalse de Olivargas (29 hm³).

Desde el punto de vista hidrogeológico, los materiales que afloran de forma mayoritaria en la cuenca del río Odiel son principalmente rocas ígneas y metamórficas, especialmente pizarras y cuarcitas.

Presentan una baja permeabilidad, por lo que no constituyen acuíferos de interés. Únicamente la zona de alteración superficial, de varios metros de espesor, puede contener agua, con escasos recursos y reservas muy pequeñas, pero no poseen entidad suficiente para ser considerados como acuíferos. La única excepción se produce por la presencia de algunos afloramientos carbonatados de Sierra Morena, aguas arriba de la FPI, que poseen permeabilidad por karstificación. Los materiales que dan origen a este acuífero, denominado Acuífero Carbonatado de la Sierra corresponden a las formaciones calcáreas del Precámbrico y Cámbrico, y constituyen las principales alineaciones montañosas de la provincia. Estas formaciones calizas tienen una permeabilidad variable en función de su karstificación (Olías *et al.*, 2010).

El resto de la cuenca no presenta materiales susceptibles de albergar masas de aguas subterráneas de cierta entidad, excepto en la zona inferior, en la que existen grandes acuíferos detríticos como Almonte-Marismas, Ayamonte-Huelva y Niebla-Posadas. Se trata de formaciones detríticas de diferente potencia y extensión.

2.3.1.2 Río Tinto

El río Tinto posee una cuenca de 1039 km² de superficie. Los principales afluentes son la Rivera del Jarrama y el río Corumbel en su margen izquierda, y la Rivera de Nicoba y el arroyo Candón en su margen derecha. Además, existe un gran número de arroyos estacionales que sólo transportan agua en el periodo húmedo, entre los que destacan por su margen izquierda el arroyo del Barranco seco, el arroyo Tamujoso, arroyo del Gallego, rivera de Hornueca y Barranco de la Higuera. Por su margen derecha se distinguen, rivera de Cachán, rivera del Manzano, rivera de Casa de Valverde y arroyo de Barrancazo.

El río Tinto pierde su carácter fluvial cerca de la localidad de San Juan del Puerto y alcanza las marismas del río Tinto. Finalmente, en las inmediaciones de la ciudad de Huelva, se une con el Odiel y forma la Ría de Huelva (Figura 2.12).

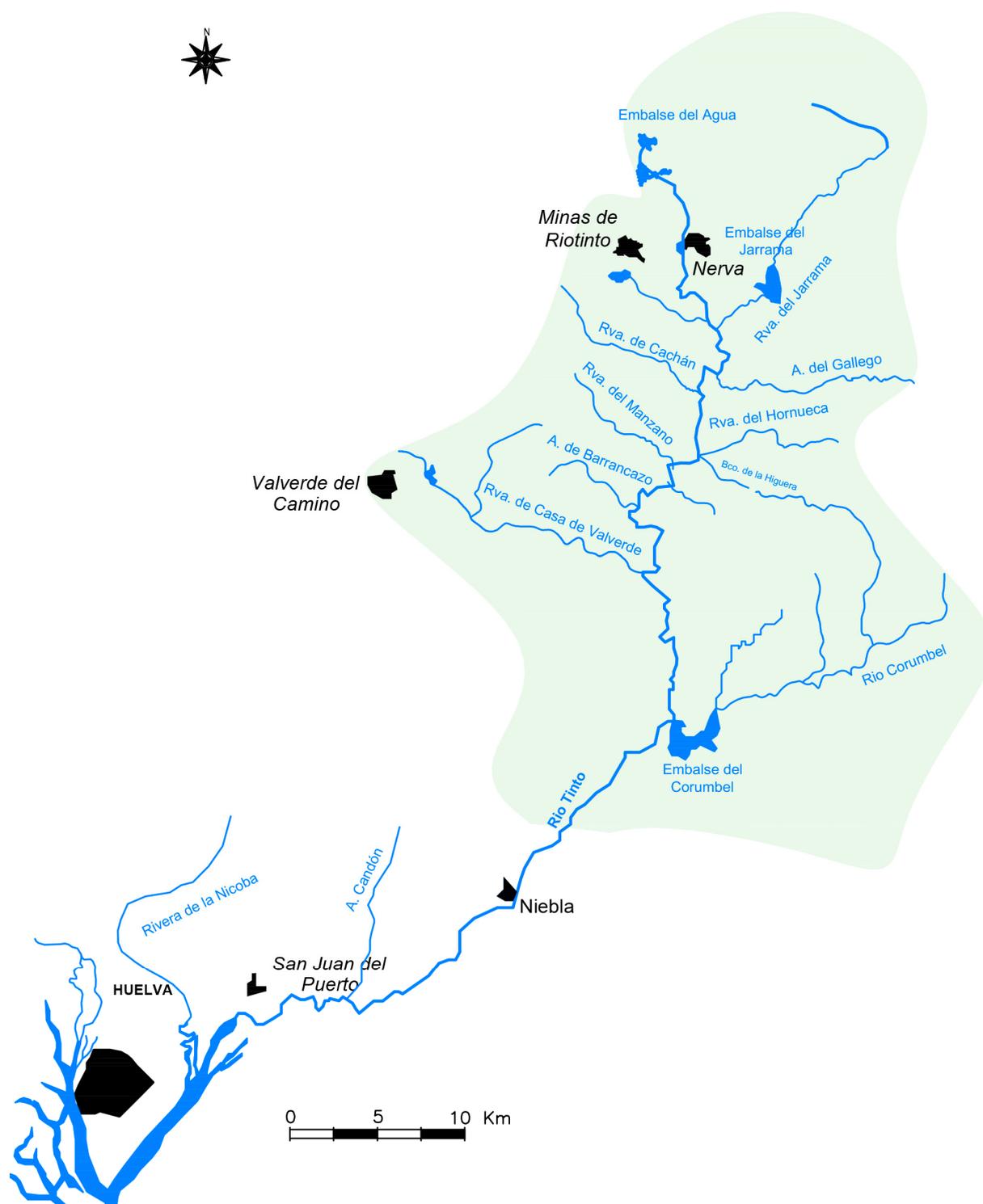


Figura 2.12. Red hidrográfica de la cuenca del río Tinto

Los embalses del Jarrama y del Corumbel son los más importantes en esta cuenca. El embalse del Jarrama, de 39 hm³ de capacidad, regula la riera del Jarrama desde el año 2000, y se utiliza para satisfacer el suministro a 8 municipios de la cuenca minera. El embalse del Corumbel, situado a 1 km de la confluencia del río Corumbel con el río Tinto posee una capacidad aproximada de 18 hm³, y suministra agua al Condado de Huelva.

Además, existe una gran cantidad de pequeños embalses distribuidos por toda la cuenca, como los embalses de Tumbanales I y II que regulan el río Tinto en las inmediaciones de su nacimiento, el embalse de Beas (3,2 hm³ de capacidad) que regula el arroyo Candón, el embalse del Candoncillo (1,3 hm³) que hace lo propio con el arroyo del mismo nombre y los embalses de Zumajo y Marismillas, propiedad de Riotinto Minera, y Silillos (2,0 hm³), del Ayuntamiento de Valverde del Camino.

La mayor parte de los materiales que afloran en la cuenca del río Tinto son fundamentalmente rocas ígneas y metamórficas, especialmente pizarras y cuarcitas.

Estos materiales son poco permeables y no constituyen acuíferos de interés. En estos casos únicamente la zona de alteración superficial, de varios metros de espesor, puede contener agua, con escasos recursos y reservas muy pequeñas. Por este motivo, el río Tinto, al igual que el Odiel, tiene una baja regulación natural y depende estrechamente del régimen de las precipitaciones.

2.3.1.3 Río Chanza

El río Chanza nace en las estribaciones occidentales de Sierra Morena, cerca de Cortegana (Huelva), y discurre en un tramo de cabecera encajado entre la Sierra de las Contiendas al Norte y la de Aracena al Sur, recogiendo arroyos de poca importancia. Pasado Rosal de la Frontera dibuja el límite con Portugal hasta su confluencia con el Guadiana. En este tramo, con muy escasa pendiente, recibe como tributarios principales al Río Malagón, Cobica, Viguera y Rivera del Calabozza por la margen izquierda (Figura 2.13).

La cuenca del río Chanza tiene una superficie de 985 km². Su caudal medio, de 83 hm³, presenta fuertes oscilaciones interanuales, con mínimos estivales y máximos invernales.

Las infraestructuras hidráulicas de protección existentes en la zona se limitan a la presa de Chanza, sobre el río del mismo nombre, que tiene una capacidad de embalse de 384 hm³ y está provista de un aliviadero de compuertas capaz de evacuar 2.000 m³/s.

En el nacimiento del Chanza, en Sierra Morena, se localiza el acuífero carbonatado de Aroche-Galaroza-Zufre. Los materiales que dan lugar a este acuífero son calizas y dolomías del Cámbrico, que poseen una alta permeabilidad por karstificación y fisuración. En el resto de la cuenca no se distinguen acuíferos considerados con entidad propia.

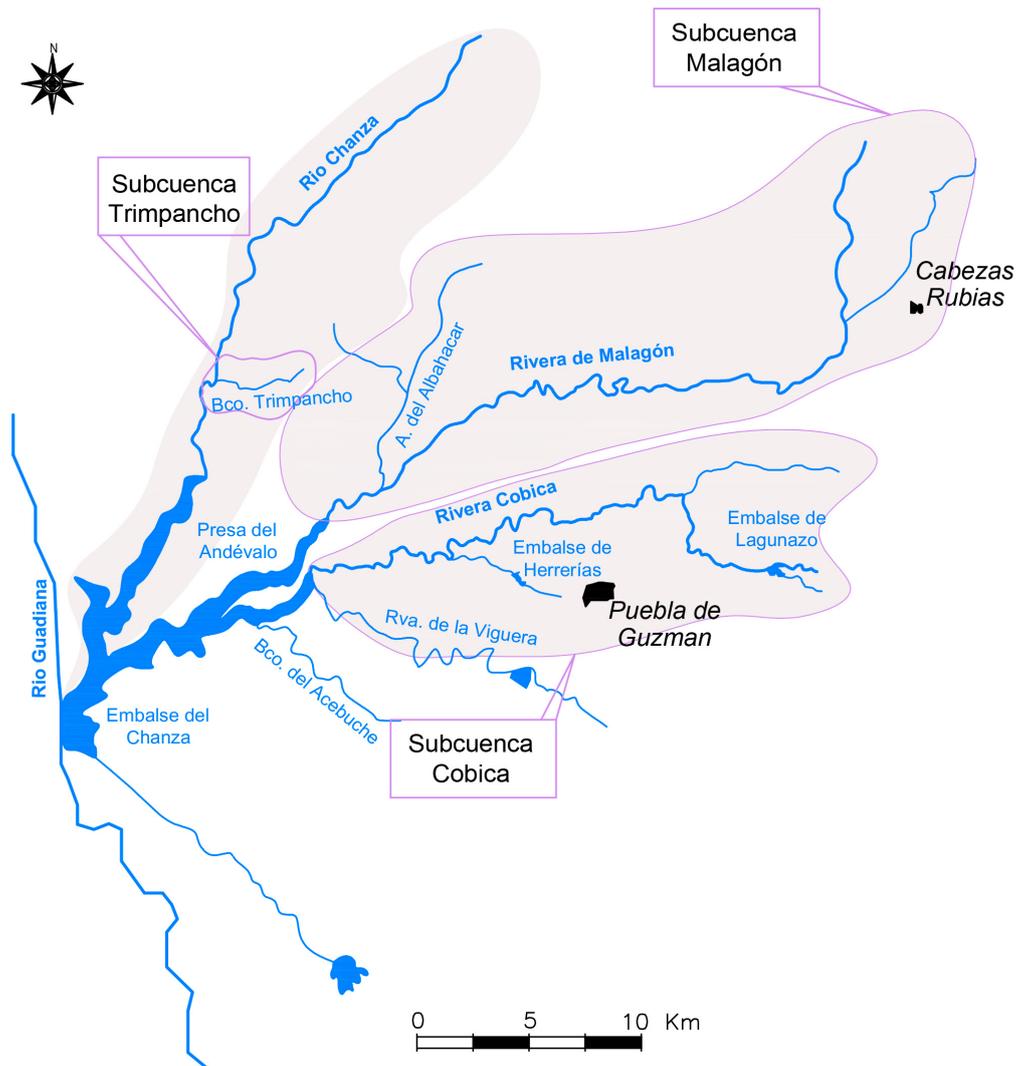


Figura 2.13. Red hidrográfica de la cuenca y subcuencas del río Chanza

2.3.1.4 Río Guadimar

La cuenca del río Guadimar se localiza entre las provincias de Huelva y Sevilla. Tiene su origen en Sierra Morena, cerca de la localidad del Castillo de las Guardas (Sevilla), y algunos de los tributarios por la margen derecha nacen en la provincia de Huelva. El sistema fluvial recorre de Norte a Sur un tramo de Sierra Morena correspondiente al borde más oriental del Andévalo, para después atravesar el Valle del Guadalquivir (comarca del Aljarafe) y los depósitos arenosos y guijarrosos del Condado. Desemboca en el río Guadalquivir, en las proximidades del Parque Nacional de Doñana (Figura 2.14).

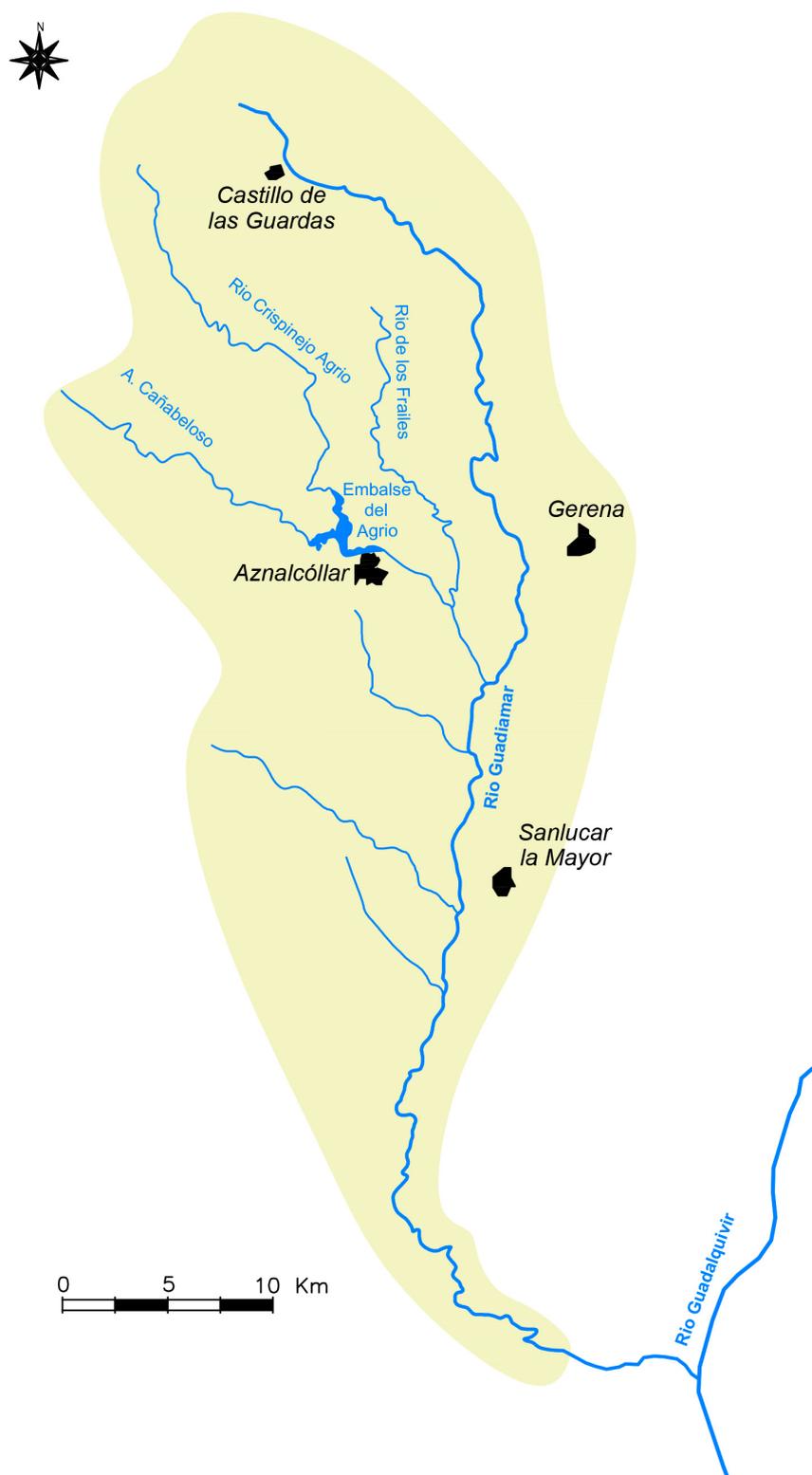


Figura 2.14. Red hidrográfica de la cuenca del río Guadiamar

El río Guadiamar tiene una cuenca con una superficie próxima a 1300 km². La aportación media anual es de 223 hm³, siendo muy variable en función del régimen de las precipitaciones. Cuenta con el embalse del Agrio situado en el río del mismo nombre, tributario del Guadiamar por la margen derecha.

Los materiales acuíferos en esta zona son los conglomerados y las calcarenitas del Mioceno Superior que forman el acuífero Niebla-Posadas y están confinados hacia el sur por los depósitos de margas azules, las arenas del Pliocuaternario que constituyen el acuífero Almonte-Marismas al oeste del río Guadiamar y el acuífero Aljarafe al este y el acuífero aluvial del río Guadiamar (Manzano *et al.*, 1999).

2.3.2 EL ESTUARIO DE LOS RÍOS TINTO Y ODIEL COMO MEDIO RECEPTOR DE AMD

Como se ha comentado anteriormente, los ríos Tinto y Odiel forman, al final de sus cursos fluviales, un estuario que constituye un subsistema de la Ría de Huelva. Estos rebajes en la orilla se llenaron con agua de mar hace unos 6000 años (Borrego *et al.*, 1995) durante el último pulso de la transgresión flandriense como consecuencia del último período interglacial.

Un estuario es un cuerpo de agua semicerrado que tiene una conexión libre con el mar, dentro de él, el agua marina cambia apreciablemente de composición, al mezclarse con el agua que proviene de los ríos, según unos gradientes longitudinales, verticales e incluso transversales. Los estuarios pueden ser de tipos muy diferentes, pero todos comparten un fenómeno común: dentro del sistema estuarino se produce un cambio abrupto en las propiedades del agua (acidez, salinidad, oxígeno disuelto, temperatura, velocidad...). Esto produce toda una serie de reacciones y procesos físicos, desde la simple sedimentación hasta los fenómenos de adsorción-desorción, precipitación-solubilización, floculación, coagulación, complejación, etc. (Förstner *et al.*, 1983). Siempre existe una circulación neta hacia la desembocadura que mueve en dicha dirección al material disuelto y particulado, de forma que todos los procesos anteriores pueden ocurrir a bastante distancia del comienzo del estuario.

Cuando en un estuario se produce la descarga de un río fuertemente contaminado como el Tinto y el Odiel, el impacto producido en el medio receptor a través de todos los mecanismos anteriores es muy alto, pese a la capacidad dilutoria del agua del mar. El resultado final es una grave alteración de la calidad de las aguas y sedimentos del estuario, y por consecuencia de la población animal y vegetal existente en ese medio (Sáinz *et al.*, 2000).

La explotación minera de los yacimientos de sulfuros de la FPI ha causado la contaminación por AMD en los ríos Tinto y Odiel. Debido a esta actividad minera se desarrolló un importante complejo industrial a lo largo de las orillas de la ría. Desde 1966, se establecieron fábricas de fertilizantes, fundiciones de cobre, fábricas de papel, así como depósitos fosfoyesos y plantas de limpieza en el curso inferior del río Tinto. Esta actividad industrial produce un gran volumen de efluentes que encuentran su camino en las aguas de la ría y que aportan grandes cantidades de metales pesados y nutrientes, haciendo de este uno de los sistemas estuarinos más contaminados en Europa occidental (Braungardt *et al.*, 1998; Cruzado *et al.*, 1998; Ruiz *et al.*, 1998; Grande *et al.*, 2000).

Desde entonces, el estuario fue sufriendo un proceso progresivo de deterioro ambiental según el cual sus aguas se fueron acidificando hasta alcanzar valores de pH inferior a cuatro (Cortés *et al.*, 1992), experimentando una grave contaminación por cobre, cinc, manganeso, cadmio y arsénico en las aguas y sedimentos del estuario y litoral de influencia junto a importantes acumulaciones de metales como el cobre y el cadmio en moluscos (Stenner *et al.*, 1975; Tomás *et al.*, 1983; AMA, 1987; AMA, 1989). En el estuario ingresan por término medio 84 kg de arsénico, 82 kg de plomo y 43 kg de cadmio al día pudiéndose alcanzar máximos de 1481 kg de As, 470 kg de Pb y 170 kg de Cd (Sáinz *et al.*, 2004).

Los ríos Tinto y Odiel son los principales aportes de agua dulce al estuario. Pese a la proximidad geográfica y similitud climatológica de sus cuencas, sus aportes son de características distintas: El Odiel tiene mayor caudal que el Tinto, pero menor concentración de metales pesados en sus aguas. El Tinto es un río en casi permanente estado de estiaje, y la acidez de sus aguas y la concentración de metales pesados disueltos en ellas, es extraordinariamente alta, especialmente en hierro. Tradicionalmente, las mayores concentraciones de metales pesados encontradas en las aguas del río Tinto motivaron que se considerase este río, de forma errónea, el principal contaminante del estuario en estos elementos. No obstante, el río Odiel es el más contaminante del estuario, introduciendo en la Ría de Huelva el 82% de los metales pesados más tóxicos (As+Cd+Pb) y el 68,2% del total de elementos de origen fluvial, frente a tan solo un 31,8% del río Tinto (Sáinz *et al.*, 2004).

La cantidad de metales y metaloides aportados a la ría de Huelva esta directamente relacionado con el caudal de agua fresca. Dado que este caudal aumenta con la lluvia, en los años lluviosos aumenta la contaminación aportada por los ríos al estuario pudiendo ser casi ocho veces superior a la aportada durante los años secos (Sáinz *et al.*, 2004).

La combinación de las aguas ácidas de mina, los efluentes industriales y el agua del mar tiene un papel determinante en el proceso evolutivo de la composición química del agua en el estuario de los ríos Tinto y Odiel. Como consecuencia, el sistema de estuarios de los ríos Tinto y Odiel contiene tres áreas diferentes (Grande *et al.*, 2003a) (Figura 2.15):

Zona 1: El estuario del río Tinto, que se caracteriza por un valor medio de pH de 3, altas concentraciones de sílice (como resultado de la presencia de materiales del Terciario y Cuaternario ricos en sílice, e instalaciones de limpieza y clasificación), fosfatos (de las contribuciones de los depósitos de fosfoyesos a lo largo del curso del río) y metales como cobre y zinc.

Zona 2: El estuario del río Odiel, con un pH promedio de 5.9 y altas concentraciones de metales y sílice, aunque no tan altos como los de la zona 1.

Zona 3: Área de confluencia o ría, con un pH típico de las zonas de estuarios (pH medio de 7,75) y concentraciones más bajas de sílice, fosfatos y metales, en comparación con las otras áreas como resultado de su precipitación con disminución de la acidez.

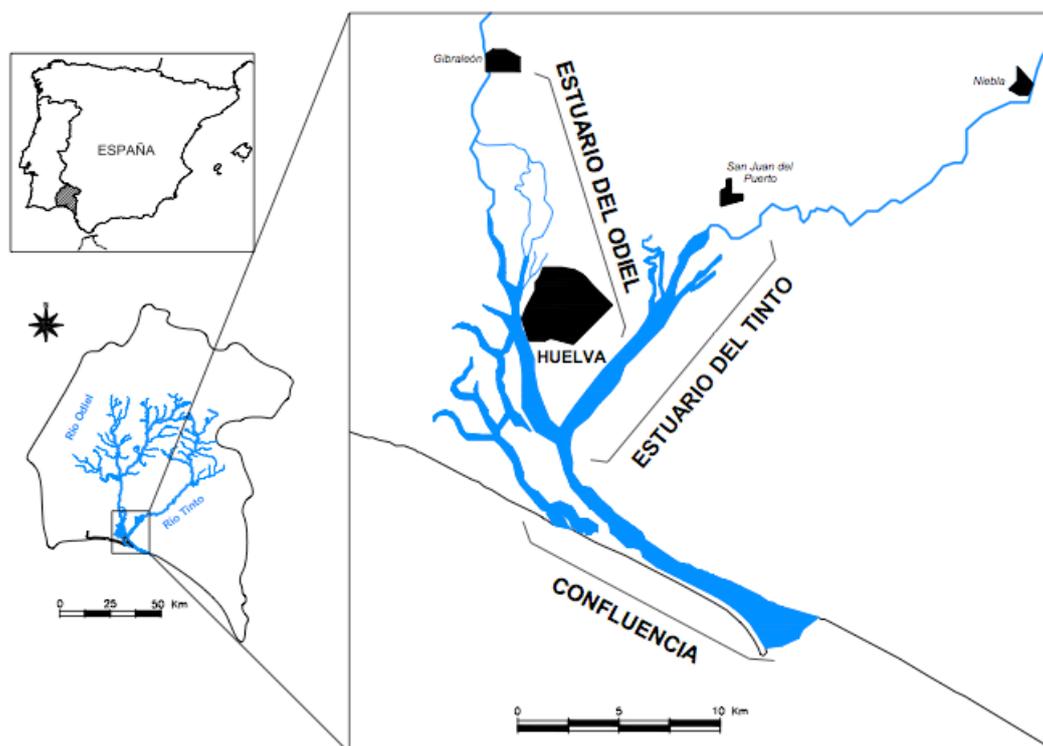


Figura 2.15. Zonas del sistema de estuarios de los ríos Tinto y Odiel (modificado de Grande *et al.*, 2003a)

Los sedimentos de la Ría de Huelva presentan igualmente altas concentraciones de metales pesados, siendo, por tanto, sedimentos muy contaminados. La contaminación se debe a las aportaciones al estuario de aguas ácidas y sedimentos con altas concentraciones de Fe, Cu, Zn, Pb y Ba de los ríos, y a las grandes cantidades de P_2O_5 , As, Hg y U de los efluentes industriales. Estos elementos se redistribuyen por todo el sistema por las corrientes de marea y se depositan en los momentos de baja energía, junto con sedimentos finos (Borrego *et al.*, 2002).

2.3.3 LA PRESA DE LA ALCOLEA

La escasez de recursos hídricos en regiones afectadas por climas áridos o semiáridos obliga a la construcción de infraestructuras hidráulicas para su regulación y aprovechamiento. Actualmente, se está ejecutando el proyecto de construcción de la presa de Alcolea, cuyo objetivo es la regulación del caudal del río Odiel. Con ello se cubrirán las necesidades de agua de la provincia, en la que existe una desigualdad entre las regiones oriental y occidental, que obliga a establecer un flujo de recursos en sentido oeste-este.

La presa de Alcolea queda proyectada en la confluencia de los ríos Oraque y Odiel, ambos fuertemente contaminados por AMD. Tendrá una capacidad de 250 hectómetros cúbicos, perteneciendo los terrenos que conforman el vaso a los términos municipales de Gibraleón, Alosno, Villanueva de las Cruces, Calañas, Valverde del Camino, Beas y Trigueros, todos ellos en la provincia de Huelva.

En este escenario, serán transportadas hasta el punto de embalse las aguas afectadas por lixiviados ácidos de más de 45 explotaciones de sulfuros abandonadas, las cuales serán recepcionadas en él.

La llegada de los aportes de aguas de mina al embalse sufrirá un ascenso brusco de pH en las aguas ácidas, ante el gran volumen de la cuenca receptora. Este ascenso de pH se traducirá en una violenta reducción de la capacidad de disolución en las aguas de mezcla que provocará la precipitación en el propio embalse de la carga metálica transportada por el cauce minero. En cualquier caso, la carga metálica y de sulfatos se acumulará en la presa quedando siempre sujeta a las variaciones de pH del medio, condicionando de esta forma el quimismo de aguas y sedimentos (Grande *et al.*, 2005b).

Con el aumento de pH, precipita en primer lugar el hierro, que es eliminado casi completamente cuando el pH del agua aumenta por encima de 3,5. El aluminio es el siguiente elemento en precipitar entre pH 4 y 5. Posteriormente a valores de pH próximos a neutro también precipitan en forma de hidróxidos otros metales como Cu, Co, etc. Los metales tóxicos más móviles son Mn, Cd y Zn, que necesitan valores de pH superiores a 8 para precipitar (Nordstrom y Alpers, 1999).

Si la dilución producida por las aguas de escorrentía de las avenidas es suficiente, se compensará la acidez que recibe. Sin embargo, puede suceder que el embalse no posea suficiente capacidad de dilución con aguas limpias. En estas condiciones sólo precipita el Fe y la mayor parte de los elementos tóxicos permanecen en disolución. Las estimaciones realizadas sobre la calidad del agua del embalse de Alcolea prevén para el futuro embalse aguas con bajo pH y elevadas concentraciones de metales tóxicos. Esta agua no podría ser utilizada directamente en la agricultura ni para ningún otro fin (Olías *et al.*, 2011).

La Declaración de Impacto Ambiental de la presa de Alcolea (BOE nº 33 de 8 de febrero de 2000) presupone que la carga contaminante se reducirá, inicialmente por dilución y posteriormente por decantación, y se compara con los embalses de Chanza y Olivargas, donde los metales pesados que lleva el agua se depositan en los sedimentos del fondo, obteniéndose agua de salida para suministro con valores admisibles de contaminantes. Realmente, el embalse de Alcolea recibiría aportes ácidos muy superiores a estos, y no se debería suponer que la dilución será capaz de compensar la acidez del río. Asimismo, los embalses de Chanza y Olivargas presentan elevados niveles de algunos contaminantes para aguas de abastecimiento público (Grande *et al.*, 2013b).

Con objeto de reducir los índices de contaminación de las aguas, el proyecto contempla la construcción de tres diques de retención de sedimentos aguas arriba de la cerrada de la presa. No obstante, para obtener agua apta para el consumo doméstico y regadíos será necesario desarrollar tratamientos activos y pasivos que aumenten los niveles de pH y disminuyan la concentración de metales pesados de las aguas.

2.3.4 PLAN HIDROLÓGICO DE CUENCAS

Los planes hidrológicos de cuenca y el Plan Hidrológico Nacional son los instrumentos para llevar a cabo la planificación hidrológica. Estos planes hidrológicos de cuenca se redactan al amparo del Real Decreto Legislativo 1/2001, de 20 de julio, por el que se aprueba el Texto Refundido de la Ley de Aguas (TRLA), y de su modificación a través del artículo 129 de la Ley 62/2003, de 30 de diciembre, de medidas fiscales, administrativas y del orden social, por el que se incorpora al derecho español la Directiva 2000/60/CE, también conocida como Directiva Marco del Agua (DMA), por la que se establece un marco comunitario en el ámbito de la política de aguas.

El Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Tinto, Odiel y Piedras tiene entre sus objetivos medioambientales:

- Prevenir el deterioro del estado de las masas de agua superficiales.
- Proteger, mejorar y regenerar todas las masas de agua superficial con el objeto de alcanzar un buen estado de las mismas a más tardar el 31 de diciembre de 2015. El buen estado de las aguas superficiales se alcanza cuando tanto el estado ecológico como el químico son buenos. El estado ecológico es una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos superficiales. Se clasifica empleando indicadores biológicos, hidromorfológicos y fisicoquímicos. Su evaluación se realiza comparando las condiciones actuales con las que habría en condiciones naturales (condiciones de referencia). El estado químico depende de las concentraciones de las sustancias contaminantes definidas como prioritarias.
- Reducir progresivamente la contaminación procedente de sustancias prioritarias y eliminar o suprimir gradualmente los vertidos, las emisiones y las pérdidas de sustancias peligrosas prioritarias.

El logro de dichos objetivos conlleva que varios de los ríos del escenario de estudio, caracterizados por afección por AMD, logren el buen estado de sus aguas para el año 2015. No obstante, la normativa permite establecer plazos y objetivos diferentes a los objetivos generales si se cumplen unas determinadas condiciones.

La Tabla 2.1 muestra la valoración de los estados biológico, químico y global de los ríos en estudio, y los motivos por los que no se podrá alcanzar la calidad establecida por la Directiva Marco del Agua, obteniéndose las prórrogas indicadas.

	Estado ecológico	Estado químico	Estado	Causa	Objetivo Medioambiental
Rivera de Olivargas ^I	Moderado	Peor que el bueno	No alcanza el bueno	Zinc y Cadmio	Buen estado en 2027
Río Odiel ^{II}	Moderado	Peor que el bueno	No alcanza el bueno	pH, Cobre, Zinc, Cadmio, Octilfenol y Nonilfenoles	Buen estado en 2027
Río Odiel ^{III}	Moderado	Peor que el bueno	No alcanza el bueno	pH, Cobre, Zinc, Cadmio, Níquel, Plomo y Octilfenol	Buen estado en 2027
Rivera de Meca	Malo	Peor que el bueno	No alcanza el bueno	IBMWP, IPS, pH, Conductividad, Nitratos, Amonio, Cobre, Zinc, Cadmio, Níquel y Plomo	Buen estado en 2027
Río Oraque	Moderado	Peor que el bueno	No alcanza el bueno	pH, Cobre, Zinc, Cadmio, Níquel y Plomo	Buen estado en 2027
Río Tinto	Moderado	Peor que el bueno	No alcanza el bueno	pH, Nitratos, Amonio, Arsénico, Cobre, Zinc, Cadmio, Níquel, Plomo, Octilfenol y Nonilfenol	Buen estado en 2027

^I: Tramo del río Olivargas comprendido entre el embalse de Sotiel-Olivargas y su confluencia con el río Odiel.

^{II}: Tramo del río Odiel que comienza a 1,5 kilómetros aguas abajo del embalse de Odiel-Perejil y finaliza en la confluencia con el Arroyo Agrio.

^{III}: Tramo desde el final de Odiel III, hasta la desembocadura en las marismas del Odiel.

IBMWP: Indicador de la calidad de las aguas (macroinvertebrados).

IPS: Indicador de la calidad de las aguas (diatomeas).

Tabla 2.1. Estado y prórrogas de algunas masas de agua superficial continentales de la Demarcación Hidrográfica del Tinto, Odiel y Piedras

El Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Tinto, Odiel y Piedras justifica la ampliación del plazo hasta 2027 a causa de los elevados niveles de contaminantes, la gran extensión de los focos productores de AMD y la gran complejidad del problema, que dificultan la aplicación de los métodos de tratamiento de lixiviados. Aunque algunos métodos puedan haber sido efectivos localmente, a escala de cuenca las medidas de remediación empleadas hasta ahora no han dado los resultados esperados. Es necesario profundizar en el conocimiento de las zonas afectadas para plantear las medidas de recuperación más adecuadas, técnica y económicamente, a cada caso (Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Tinto, Odiel y Piedras, 2009-2015).

Con base a ello, resulta indispensable una precisa definición del grado de afección de la red fluvial a escala de cada explotación minera, como punto de partida para cualquier intervención orientada a la corrección de impactos ancestrales sobre el medio hídrico, provocados por el desarrollo de actividades extractivas antes de la entrada en vigor de normativas ambientales y, que años después de su cierre, siguen vertiendo elevadas cantidades de metales pesados, sulfatos y acidez a las cursos fluviales.

2.4 MARCO CLIMÁTICO

2.4.1 EL CLIMA COMO CONDICIONANTE DE LOS PROCESOS AMD

La incidencia del clima sobre el proceso contaminante del Drenaje Ácido de Mina, a través de la influencia sobre materiales piríticos expuestos en superficie, está de sobra constatado y es inherente a su propia definición, ya que las condiciones climáticas, y sobre todo las precipitaciones, van a ser los detonantes y factores controladores externos más importantes para el grado y tipo de contaminación minera en cualquier zona.

Durante los meses de verano se observa un aumento de producción de acidez (McGinness y Johnson, 1993; Backes *et al.*, 1993), atribuyéndose a un aumento de la velocidad de oxidación de la pirita en esta época del año, debido al aumento de actividad que experimentan las bacterias oxidantes del Fe. Backes *et al.* (1993) estimaron que la velocidad de oxidación durante los meses de verano era entre 5 y 10 veces más elevada que en los meses de invierno. Estos autores mostraron, además, un aumento de concentración del Fe y el sulfato, junto con el aumento de producción de acidez.

2.4.2 ESTUDIO CLIMÁTICO

La zona de estudio muestra unas características propias del clima mediterráneo semiseco, con precipitaciones anuales entorno a los 645,7 mm, temperaturas suaves con valores medios anuales de 17,2°C y una amplitud térmica de 50°C. Las precipitaciones se localizan principalmente en las estaciones de otoño e invierno, produciendo situaciones de sequía en verano y parte de la primavera.

El tratamiento de datos se ha efectuado con el programa PROCLI versión 2.0 (Lago y Rapp, 1997). Las series de datos climáticos deben tener una extensión histórica mayor de 30 años cuando el objeto del estudio es la predicción de acontecimientos futuros en base a lo ocurrido anteriormente. En este caso se dispone de una serie de 32 años, suficiente para el estudio a realizar.

Los datos climáticos que se han tratado en este estudio han sido cedidos por el Instituto Nacional de Meteorología, y aparecen referidos a la estación denominada Alosno (Tharsis-Mina) (4589).

- Longitud: 7° 7' 7"
- Latitud: 37° 35' 22"
- Altitud: 286,0 m

La elección de la misma ha sido debido a que se trata de una de las más cercanas, con los datos necesarios, a las zonas de estudio. Concretamente, se sitúa en las inmediaciones de Tharsis y sus datos, tanto en cantidad como en calidad, permiten realizar un estudio estadísticamente consistente. La serie climática abarca desde 1980 hasta el año 2011.

Asimismo, Tharsis es una zona paradigmática por la magnitud de los procesos de degradación por AMD.

Los datos registrados con periodicidad mensual y recogidos en la Tabla 2.2, hacen referencia a los siguientes parámetros:

- Precipitación (mm)
- Temperatura media mensual (°C)
- Media de las temperaturas máximas mensuales (°C)
- Media de las temperaturas mínimas mensuales (°C)
- Temperaturas máximas absolutas mensuales (°C)
- Temperaturas mínimas absolutas mensuales (°C)
- Ausencia de datos: -

A continuación, en la Tabla 2.2, se muestran estos parámetros referidos a la totalidad de datos disponibles en los años estudiados, y en la Tabla 2.3 el resumen de los parámetros meteorológicos referidos a 32 años.

Año 1980

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
1980	1	416	230	30	-	-	105
1980	2	1132	220	30	160	80	111
1980	3	749	270	40	195	85	128
1980	4	408	300	60	210	115	156
1980	5	777	300	80	220	100	163
1980	6	73	360	100	270	150	215
1980	7	0	370	140	285	220	251
1980	8	40	400	130	305	230	263
1980	9	165	400	110	280	180	244
1980	10	665	340	50	270	130	180
1980	11	1666	210	20	170	70	125
1980	12	8	190	-20	130	35	89

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)

Año 1981

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
1981	1	43	230	-20	155	35	101
1981	2	128	210	20	135	70	103
1981	3	507	260	50	190	90	141
1981	4	423	230	40	172	90	132
1981	5	155	290	70	205	105	161
1981	6	20	420	120	310	180	235
1981	7	66	350	120	275	170	223
1981	8	0	350	140	280	190	241
1981	9	194	350	110	270	160	215

1981	10	175	320	80	245	150	192
1981	11	246	240	70	180	125	163
1981	12	2271	210	30	165	75	117

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos. (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 1982

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
1982	1	1217	205	40	152	78	108
1982	2	272	190	30	140	70	106
1982	3	481	260	50	190	100	143
1982	4	167	220	60	165	110	136
1982	5	0	330	60	245	135	177
1982	6	18	350	110	270	175	217
1982	7	269	-	-	-	-	-
1982	8	234	360	115	262	180	234
1982	9	549	375	100	282	152	220
1982	10	90	290	50	210	140	169
1982	11	952	250	45	180	95	132
1982	12	345	175	15	130	65	93

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 1983

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
1983	1	0	230	40	155	85	117
1983	2	979	200	-10	145	35	98
1983	3	40	270	40	190	105	151
1983	4	1066	280	50	185	100	139
1983	5	90	310	60	235	125	166
1983	6	13	400	100	305	180	237
1983	7	0	-	-	-	-	-
1983	8	35	370	140	280	210	245
1983	9	0	400	120	300	210	264
1983	10	935	330	110	250	155	211
1983	11	3364	220	100	175	125	152
1983	12	848	270	20	215	60	125

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 1984

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
1984	1	178	170	20	130	70	74

1984	2	204	220	30	160	70	106
1984	3	920	220	30	155	85	114
1984	4	401	260	50	185	120	156
1984	5	607	280	60	185	105	141
1984	6	47	210	90	150	140	146
1984	7	0	400	120	300	240	277
1984	8	0	410	120	315	215	260
1984	9	30	370	100	265	195	235
1984	10	314	310	80	225	145	190
1984	11	1667	220	50	170	105	138
1984	12	841	200	50	140	105	122

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 1985

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
1985	1	0	210	-50	145	25	86
1985	2	943	220	60	160	95	124
1985	3	54	240	40	165	100	128
1985	4	1159	290	50	205	85	149
1985	5	241	280	50	215	105	158
1985	6	271	350	110	270	165	222
1985	7	82	390	150	295	215	262
1985	8	0	420	130	310	240	271
1985	9	0	400	150	300	215	259
1985	10	0	320	120	255	180	214
1985	11	1110	260	30	200	85	132
1985	12	1226	210	30	150	80	112

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 1986

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
1986	1	398	190	10	115	55	98
1986	2	775	180	10	130	70	99
1986	3	410	260	40	170	90	122
1986	4	335	240	20	150	80	115
1986	5	150	390	80	255	185	216
1986	6	33	370	90	285	180	220
1986	7	0	-	-	-	-	-
1986	8	0	370	110	265	215	244
1986	9	213	360	110	260	185	223
1986	10	799	310	90	230	160	191
1986	11	363	260	40	170	105	140

1986	12	196	190	20	140	60	100
------	----	-----	-----	----	-----	----	-----

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 1987

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
1987	1	717	180	-20	125	30	92
1987	2	497	190	-20	130	45	98
1987	3	23	290	20	200	115	145
1987	4	409	290	40	185	110	154
1987	5	108	360	80	240	150	188
1987	6	81	380	80	285	165	223
1987	7	0	-	-	-	-	-
1987	8	165	410	120	305	200	251
1987	9	230	400	140	300	200	255
1987	10	1099	280	30	220	95	155
1987	11	854	230	10	165	75	128
1987	12	1520	200	50	155	85	119

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos. (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 1988

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
1988	1	725	-	-	-	-	-
1988	2	202	-	-	-	-	-
1988	3	0	-	-	-	-	-
1988	4	115	-	-	-	-	-
1988	5	603	-	-	-	-	-
1988	6	480	-	-	-	-	-
1988	7	225	-	-	-	-	-
1988	8	0	420	110	290	200	266
1988	9	0	420	100	330	185	247
1988	10	716	-	-	-	-	-
1988	11	-	-	-	-	-	-
1988	12	0	-	-	-	-	-

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 1989

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
1989	1	626	180	30	130	80	102
1989	2	243	-	-	-	-	-

1989	3	328	-	-	-	-	-
1989	4	574	-	-	-	-	-
1989	5	414	300	70	210	140	174
1989	6	0	380	80	285	170	216
1989	7	0	400	130	305	205	257
1989	8	32	-	-	-	-	-
1989	9	489	350	170	260	180	218
1989	10	2172	350	100	240	150	195
1989	11	1330	260	70	190	110	137
1989	12	2797	180	50	145	85	115

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 1990

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
1990	1	449	160	20	110	70	88
1990	2	0	220	30	30	80	120
1990	3	653	250	50	180	105	142
1990	4	1433	250	40	165	100	129
1990	5	33	340	90	245	150	188
1990	6	0	340	100	245	190	218
1990	7	0	360	110	270	230	248
1990	8	0	410	140	305	215	261
1990	9	5	300	160	250	210	231
1990	10	376	250	100	200	160	177
1990	11		220	30	180	85	139
1990	12	349	170	10	115	60	90

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 1991

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
1991	1	149	170	-10	125	40	92
1991	2	858	180	-10	120	55	86
1991	3	759	260	50	180	105	139
1991	4	1179	280	40	205	100	155
1991	5	0	330	60	240	145	190
1991	6	275	410	100	305	175	233
1991	7	0	430	100	325	185	260
1991	8	0	410	130	305	210	265
1991	9	127	390	80	300	165	243
1991	10	785	300	70	220	135	165
1991	11	216	220	10	155	75	124

1991	12	539	220	30	145	90	110
------	----	-----	-----	----	-----	----	-----

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 1992

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
1992	1	50	180	-10	125	30	88
1992	2	228	220	10	145	80	108
1992	3	240	300	20	195	100	143
1992	4	468	300	50	200	100	157
1992	5	182	330	80	260	160	195
1992	6	441	320	80	235	150	187
1992	7	0	390	140	310	220	264
1992	8	42	410	120	325	185	252
1992	9	175	380	100	275	160	221
1992	10	605	320	50	230	90	155
1992	11	10	240	40	185	105	146
1992	12	1215	180	40	135	70	108

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 1993

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
1993	1	376	200	10	130	65	98
1993	2	196	230	20	150	65	115
1993	3	515	250	-20	180	35	130
1993	4	630	270	40	180	95	137
1993	5	1037	280	70	200	120	156
1993	6	51	360	100	265	170	213
1993	7	0	390	110	300	205	259
1993	8	0	360	120	290	180	241
1993	9	317	360	70	285	140	196
1993	10	3332	260	70	190	130	153
1993	11	557	230	50	180	95	129
1993	12	21	200	10	140	70	107

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 1994

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
1994	1	444	220	10	145	55	98
1994	2	1044	200	0	135	45	106

1994	3	101	280	50	215	115	159
1994	4	573	300	40	220	105	145
1994	5	750	325	80	238	120	177
1994	6	0	390	110	290	182	238
1994	7	0	410	130	310	210	262
1994	8	0	395	140	302	230	258
1994	9	261	360	90	265	155	214
1994	10	521	280	90	225	152	191
1994	11	721	245	70	180	122	155
1994	12	784	200	-10	160	45	116

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 1995

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
1995	1	349	190	15	145	78	105
1995	2	548	200	20	155	75	121
1995	3	270	280	30	198	90	145
1995	4	104	310	30	230	90	171
1995	5	234	350	80	255	162	213
1995	6	230	365	110	282	195	227
1995	7	0	440	140	340	215	268
1995	8	40	400	150	312	230	267
1995	9	53	335	110	255	172	215
1995	10	101	320	110	245	175	206
1995	11	1899	255	60	208	105	162
1995	12	2918	185	45	160	88	125

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 1996

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
1996	1	4393	130	35	150	78	110
1996	2	501	185	-10	120	45	94
1996	3	652	250	20	172	90	133
1996	4	342	290	80	210	130	166
1996	5	1311	370	70	280	128	182
1996	6	0	400	120	305	190	250
1996	7	45	420	140	320	215	268
1996	8	0	385	130	280	215	246
1996	9	489	360	100	272	175	217
1996	10	410	300	90	230	155	190

1996	11	306	290	30	215	85	144
1996	12	3893	210	10	150	55	113

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 1997

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
1997	1	1659	210	30	155	60	104
1997	2	0	250	40	190	105	137
1997	3	0	290	90	205	155	181
1997	4	825	330	80	250	135	18
1997	5	366	300	60	235	135	181
1997	6	478	340	10	250	170	209
1997	7	44	395	105	302	182	252
1997	8	5	390	140	305	212	256
1997	9	1323	380	140	285	190	244
1997	10	1111	320	100	250	160	202
1997	11	3531	200	60	180	105	142
1997	12	1586	175	20	155	75	117

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 1998

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
1998	1	1252	190	30	145	70	108
1998	2	1076	210	50	155	100	134
1998	3	187	280	50	20	110	161
1998	4	313	310	40	225	80	143
1998	5	677	310	60	230	122	180
1998	6	0	380	120	290	185	241
1998	7	0	420	140	320	228	274
1998	8	0	420	140	335	235	281
1998	9	605	370	140	280	188	234
1998	10	112	320	90	235	150	191
1998	11	66	250	50	200	100	156
1998	12	380	240	10	175	80	113

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 1999

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
-----	-----	---------	-------	-------	--------	--------	--------

1999	1	568	220	10	150	55	106
1999	2	232	240	10	150	70	108
1999	3	940	270	30	190	90	138
1999	4	316	320	50	235	100	172
1999	5	239	360	80	265	120	194
1999	6	0	410	110	300	180	242
1999	7	40	420	150	320	215	267
1999	8	45	400	150	310	225	264
1999	9	1167	360	120	285	180	222
1999	10	1381	290	100	210	130	184
1999	11	0	240	10	180	70	126
1999	12	539	210	10	155	70	115

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 2000

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
2000	1	151	200	0	135	60	99
2000	2	0	240	40	170	100	140
2000	3	395	280	40	215	120	156
2000	4	2026	230	40	165	100	133
2000	5	1180	350	90	260	130	188
2000	6	0	380	90	290	175	242
2000	7	0	430	120	330	210	260
2000	8	0	410	130	320	215	264
2000	9	65	400	120	305	175	241
2000	10	365	325	80	232	130	181
2000	11	975	210	40	175	90	128
2000	12	3843	190	20	165	80	113

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 2001

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
2001	1	1488	160	20	140	65	103
2001	2	653	210	40	160	85	120
2001	3	1444	250	50	180	115	141
2001	4	50	280	50	205	110	162
2001	5	667	360	40	275	90	186
2001	6	30	395	130	290	200	243
2001	7	0	400	130	305	195	244
2001	8	0	400	130	305	200	252
2001	9	1055	360	120	270	175	220

2001	10	1177	270	100	215	140	184
2001	11	871	260	0	210	60	119
2001	12	770	190	10	135	60	103

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 2002

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
2002	1	631	200	40	140	75	109
2002	2	140	210	40	150	90	121
2002	3	1004	300	20	230	80	137
2002	4	1287	300	50	215	80	147
2002	5	90	320	50	240	105	175
2002	6	5	380	100	280	160	223
2002	7	0	390	120	295	195	251
2002	8	0	380	120	290	200	240
2002	9	1118	320	110	245	175	206
2002	10	415	270	80	220	130	179
2002	11	1045	230	40	180	85	130
2002	12	1815	180	30	150	80	115

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 2003

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
2003	1	500	200	-20	145	35	89
2003	2	1097	180	-10	130	45	92
2003	3	435	240	50	180	105	135
2003	4	1005	260	50	175	100	136
2003	5	65	350	60	265	115	200
2003	6	0	380	110	305	195	238
2003	7	0	430	130	340	205	251
2003	8	0	450	130	370	205	274
2003	9	-	-	-	-	-	-
2003	10	1700	290	40	22	105	169
2003	11	2295	210	3	165	80	124
2003	12	1030	190	10	140	45	95

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 2004

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
2004	1	255	180	-10	130	40	92
2004	2	1050	200	-10	150	50	104
2004	3	370	240	10	165	60	118
2004	4	80	280	40	205	105	143
2004	5	415	330	40	240	80	157
2004	6	10	420	130	325	195	252
2004	7	0	420	110	355	185	263
2004	8	90	400	140	305	185	248
2004	9	0	370	110	280	185	229
2004	10	1370	340	60	255	110	173
2004	11	205	240	40	180	100	127
2004	12	80	180	-10	120	50	89

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos. (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 2005

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
2005	1	0	210	-30	145	15	83
2005	2	180	190	-10	120	25	81
2005	3	345	270	0	205	25	123
2005	4	80	300	40	215	105	156
2005	5	290	330	90	245	155	200
2005	6	40	390	130	305	205	252
2005	7	20	400	140	305	205	255
2005	8	0	410	140	325	230	266
2005	9	0	360	110	275	190	226
2005	10	1010	330	80	250	140	182
2005	11	986	210	20	160	65	117
2005	12	570	190	10	135	65	101

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 2006

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
2006	1	790	170	-10	110	30	78

2006	2	475	200	-10	140	50	92
2006	3	930	240	10	175	70	124
2006	4	460	280	60	205	95	156
2006	5	0	340	80	265	150	197
2006	6	400	370	130	275	185	224
2006	7	20	420	130	335	215	268
2006	8	420	410	120	310	180	261
2006	9	320	410	100	310	180	233
2006	10	2820	290	100	220	135	183
2006	11	1665	240	5	190	100	137
2006	12	380	180	0	140	45	92

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 2007

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
2007	1	360	200	-20	135	5	84
2007	2	760	190	20	135	65	102
2007	3	275	220	20	155	70	115
2007	4	1305	280	30	200	80	136
2007	5	350	340	60	260	115	174
2007	6	60	360	100	260	175	211
2007	7	0	410	120	320	205	254
2007	8	513	370	130	290	190	238
2007	9	610	340	120	265	175	217
2007	10	675	290	80	230	135	181
2007	11	670	260	30	190	80	135
2007	12	50	180	20	125	70	94

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 2008

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
2008	1	460	210	10	150	60	101
2008	2	746	200	30	145	70	114
2008	3	400	230	0	165	65	110
2008	4	1528	280	40	220	95	147
2008	5	512	300	80	220	140	165
2008	6	0	410	110	170	310	248
2008	7	12	390	130	300	200	245

2008	8	0	380	120	295	215	243
2008	9	660	320	120	240	160	209
2008	10	1155	260	30	205	85	164
2008	11	90	200	10	150	60	107
2008	12	528	190	10	135	35	91

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 2009

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
2009	1	1021	150	-20	140	25	85
2009	2	376	190	30	140	75	111
2009	3	284	260	40	195	85	148
2009	4	311	270	50	210	100	138
2009	5	106	340	70	260	155	193
2009	6	60	390	120	300	165	243
2009	7	0	390	130	295	220	253
2009	8	4	380	140	300	215	265
2009	9	335	360	120	285	180	226
2009	10	212	320	110	260	150	209
2009	11	130	240	50	195	90	147
2009	12	3007	180	-10	160	50	115

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 2010

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
2010	1	1322	170	0	145	40	104
2010	2	2348	200	20	155	60	115
2010	3	934	210	30	170	85	125
2010	4	1636	280	50	225	110	165
2010	5	161	360	70	275	130	181
2010	6	180	370	110	280	155	222
2010	7	0	400	130	310	230	275
2010	8	248	410	160	330	220	278
2010	9	42	370	120	282	180	232
2010	10	804	270	100	200	135	178
2010	11	768	250	30	200	70	126

2010	12	2960	220	20	185	60	110
------	----	------	-----	----	-----	----	-----

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Año 2011

AÑO	MES	PRECIP.	T_MAX	T_MIN	TM_MAX	TM_MIN	TM_MES
2011	1	461	170	20	150	55	105
2011	2	538	230	0	175	60	116
2011	3	1332	260	30	195	85	129
2011	4	1324	300	70	225	130	180
2011	5	900	315	110	250	165	207
2011	6	69	380	100	290	170	236
2011	7	0	380	130	295	200	249
2011	8	100	390	130	305	210	253
2011	9	168	370	120	285	185	236
2011	10	583	340	100	265	155	217
2011	11	1310	-	-	-	-	-
2011	12	52	-	-	-	-	-

Tabla 2.2. Datos Meteorológicos (Instituto Nacional de Meteorología; PROCLI)
(Continuación)

Estación: Alosno (Tharsis-Mina)												
Nº de años de la serie de datos: 32												
Precipitación media anual: 645,7 mm												
Temperatura media anual: 17,2 °C												
T media anual de las máximas diarias: 21,9 °C												
T media anual de las mínimas diarias: 12,6 °C												
T máxima absoluta: 45,0 °C												
T mínima absoluta: -5,0 °C												
	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
P (mm)	70,9	57,6	49,9	69,8	39,7	10,5	2,6	6,3	34,7	87,5	99,6	116,8
Tm (°C)	9,7	10,9	13,7	14,4	18,1	22,7	25,8	25,6	22,9	18,4	13,6	10,7
Tm max	13,8	14,3	18,1	20,1	24,2	27,6	31,0	30,4	27,9	22,4	18,2	14,8
Tm min	5,2	6,8	9,1	10,2	13,0	18,0	20,8	20,9	17,9	13,8	9,1	6,6
T max	23,0	25,0	30,0	33,0	39,0	42,0	44,0	45,0	42,0	35,0	29,0	27,0
T min	-5,0	-2,0	-2,0	2,0	4,0	1,0	10,0	11,0	7,0	3,0	0,0	-2,0
Siendo P la precipitación y T la temperatura												

Tabla 2.3. Resumen de parámetros meteorológicos referidos a 32 años (1980-2011)

2.4.2.1 Clasificación climática

El clima de una región viene determinado por una combinación de distintas variables meteorológicas, siendo la temperatura y la precipitación los parámetros principales (Elías y Castellvi, 1996).

Existe gran diversidad en clasificaciones climáticas. En general, todas se basan en los fundamentos similitud genésica o analogía entre algún elemento del clima. Lo ideal es una clasificación que mantenga las ventajas de uno y de otro grupo es decir, que se base en los conocimientos de la meteorología y que sirva de apoyo a la fitogeografía (Gandullo, 1997), así como al estudio de los procesos de contaminación.

2.4.2.1.1 Índices climáticos

Los índices climáticos son relaciones entre los distintos elementos del clima que pretenden cuantificar la influencia de éste sobre las comunidades vegetales (Gandullo, 1997). Generalmente se trata de una serie de índices de aridez, como parámetro que determina el crecimiento y desarrollo de la vegetación y los cultivos (Elías y Castellvi, 1996). Estos índices también son una importante información para el conocimiento de las posibles afecciones del clima sobre los procesos contaminantes mineros.

Índices de aridez

- Índice de Lang

Se expresa como:

$$IL = P/T$$

Siendo:

P: Precipitación media anual expresada en mm.

T: Temperatura media anual en °C.

En función del valor de este índice termopluviométrico pueden determinarse seis zonas climáticas distintas que se muestran en la Tabla 2.4:

Índice termopluviométrico	Zonas Climáticas
$0 < I_L < 20$	Desierto
$20 < I_L < 40$	Zona árida
$40 < I_L < 60$	Zona húmeda de estepa y sabana
$60 < I_L < 100$	Zona húmeda de bosques ralos
$100 < I_L < 160$	Zona húmeda de bosques densos
$I_L < 160$	Zona hiperhúmeda de prados y tundras

Tabla 2.4. Zonas climáticas correspondientes al Índice de Lang

En el caso estudiado, I_L es igual a 37,50 que se corresponde con una zona climática de Lang árida.

- Índice termopluviométrico de Dantin-Revenga

Se calcula del siguiente modo:

$$IDR = 100 T/P$$

Siendo:

P: Precipitación media anual expresada en mm.

T: Temperatura media anual en °C.

Este índice toma un valor de 2,7 a partir de los datos de nuestra estación, lo que se corresponde con una zona semiárida.

En la Tabla 2.5 se resumen las zonas climáticas correspondientes con este índice.

Índice Termopluviométrico	Zonas Climáticas
0 – 2	Zona húmeda
2 – 3	Zona semiárida
3 – 6	Zona árida
< 6	Zona subdesértica

Tabla 2.5. Zonas climáticas correspondientes al índice termopluviométrico de Dantin-Revenga

- Índice de Vernet

$$I = \pm 100 (H-h)/PA \times Mv/Pv$$

Siendo:

H: Precipitación de la estación más lluviosa (mm).

h: Precipitación de la estación más seca (mm).

PA: Precipitación anual (mm).

Pv: Precipitación estival (jun+jul+ago) (mm).

Mv: Media de las máximas estivales (°C).

Este índice será negativo cuando el verano sea el primero o segundo de los mínimos pluviométricos.

En la Tabla 2.6 se resumen los tipos de clima en función del Índice de Vernet.

En este caso, el Índice de Vernet alcanza un valor de -53,50 por lo que el clima se enmarca dentro del tipo mediterráneo.

Valores de I	Tipo de Clima
I > +2	Continental

$0 < I < +2$	Oceánico-continental
$-1 < I < 0$	Oceánico
$-2 < I < -1$	Pseudoceánico
$-3 < I < -2$	Oceánico-mediterráneo
$-4 < I < -3$	Submediterráneo
$I < -4$	Mediterráneo

Tabla 2.6. Tipos de clima en función del Índice de Vernet

2.4.2.1.2 Climodiagrama de Walter y Lieth

H. Gaussen estableció en 1952 el siguiente criterio: un mes puede considerarse seco cuando la precipitación, expresada en mm, es inferior al doble de la temperatura expresada en °C. Basado en esto, propugnó, para la definición del clima de una estación, la elaboración de lo que él denominó diagrama ombrotérmico, llevando en el eje de abscisas los tiempos medidos en meses, y en ordenadas, tanto las precipitaciones mensuales como las temperaturas medias, empleando éstas una escala doble que las primeras.

Más tarde, H. Walter y H. Lieth se acogieron a éste mismo criterio para estudiar el clima de una zona y propugnaron la construcción de un diagrama en el que, además se adjuntan una serie de datos complementarios (Gandullo, 1997): altitud, número de años observados, temperatura media anual, precipitación anual, media de las mínimas al mes más frío, mínima absoluta, media de las máximas del mes más cálido, máxima absoluta, temperaturas medias mensuales, precipitaciones mensuales, áreas secas y áreas húmedas.

En la Figura 2.16 se puede observar el climograma de Walter-Lieth obtenido para los datos de la estación meteorológica Alosno (Tharsis-Mina). En este gráfico se representan las temperaturas medias y las precipitaciones mensuales, indicándose mediante trama rallada las áreas húmedas y con trama cuadriculada las áreas secas. Además, se indica:

- Altitud: 286 metros.
- Número de años observados: 32.
- Temperatura media anual: 17,2 °C.
- Precipitación anual: 645,7 mm.
- Media de las mínimas del mes más frío: 5,2 °C.
- Mínima absoluta: -5 °C.
- Media de las máximas del mes más cálido: 31,0 °C.
- Máxima absoluta: 45°C.

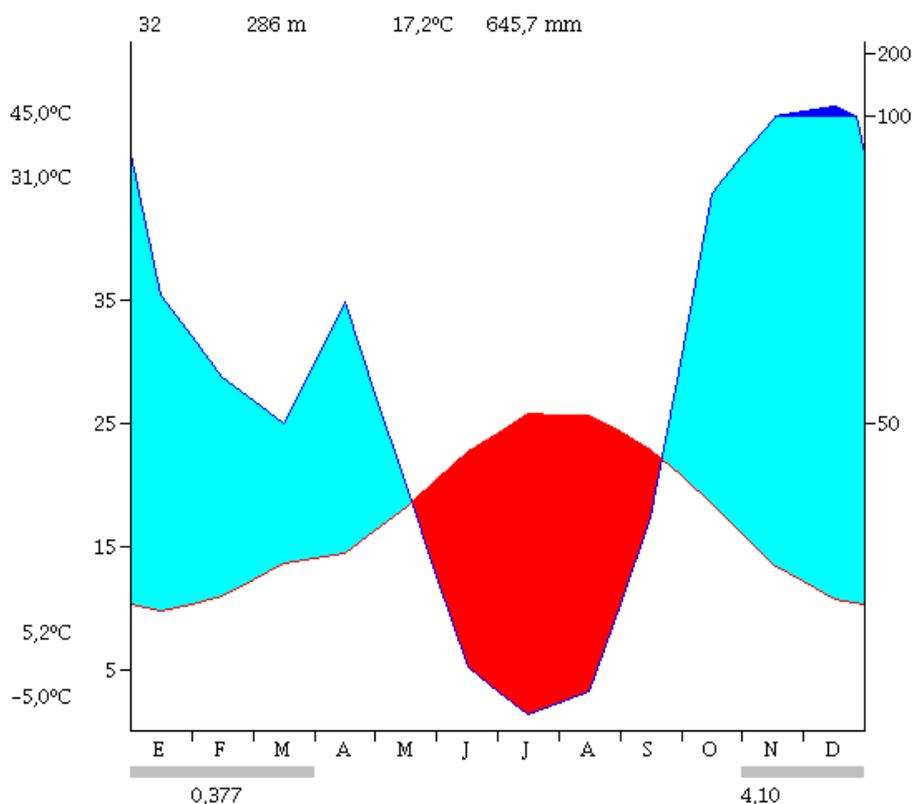


Figura 2.16. Climodiagrama de Walter y Lieth

De este gráfico se puede deducir que en la zona de estudio existe un intervalo de sequía de 4,10 meses. Abarca desde los meses de mayo a septiembre, con una intensidad de la sequedad de 0,377, siendo ésta el cociente de dividir el área seca entre el área húmeda. No existe así mismo intervalo de helada segura, esto es, número de meses en los que la media de las mínimas es menor a cero. Existiendo un intervalo de helada probable desde diciembre hasta marzo (ambos inclusive), referido este intervalo a los meses en que la media de las mínimas es superior a 0 °C pero la mínima absoluta se mantiene inferior a 0 °C.

2.4.2.1.3 Clasificación climática de Thornthwaite

Balance hídrico

En 1948, Thornthwaite introduce el concepto de evapotranspiración potencial (ETP) o pérdidas por evapotranspiración, en el doble supuesto de un desarrollo vegetal óptimo y una capacidad de campo permanentemente completa (Custodio, 1976).

Para el cálculo de la ETP mensual este autor propuso la siguiente fórmula:

$$ETP_j = 16 f_j (10T_j/l)a$$

Donde:

Fj: Duración media de la luz solar por comparación a un mes de 30 días y 12 horas de luz.

$I: \text{Índice de calor anual} = \sum(T_m/e)1,514$

$a = 0,000000675 I^3 - 0,0000771 I + 0,49239$

T_m : temperatura media mensual (°C)

En la Tabla 2.7 se muestra la ETP calculada mediante el método de Thornthwaite.

MESES	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
ETP	18,5	22,6	41,5	48,8	82,1	123,1	158,0	147,0	106,1	66,9	33,7	21,6

Tabla 2.7. Valores de ETP calculada por Thornthwaite

Con estos valores y con los de la temperatura media mensual (T_m), precipitación mensual (P), coeficiente de escorrentía directa % (C_e), reserva de agua del suelo (Res) y evapotranspiración real (ETR), se puede establecer un balance hídrico mediante el que se obtiene el déficit de humedad D , el excedente de humedad S , siendo:

$$D = ETR - ETP$$

$$S = P - ETP$$

Se ha calculado el balance hídrico, para la serie de 32 años estudiada, y para una capacidad de campo de 100 mm (Tabla 2.8) y para una capacidad de campo de 150 mm (Tabla 2.9), representándose los valores obtenidos en un diagrama (figuras 2.17 y 2.18), en los que se muestran los valores mensuales de P , ETP y ETR .

De estos diagramas cabe destacar:

Capacidad de campo de 100 mm (Figura 2.17):

- Existe un exceso de humedad desde finales de noviembre hasta la tercera semana de abril.
- Se produce déficit de humedad desde tercera semana de abril hasta mediados de septiembre, lo que produce un agotamiento de la reserva del suelo.
- La recarga de reserva del suelo se produce desde mediados de septiembre hasta la tercera semana de noviembre.

Capacidad de campo de 150 mm (Figura 2.18):

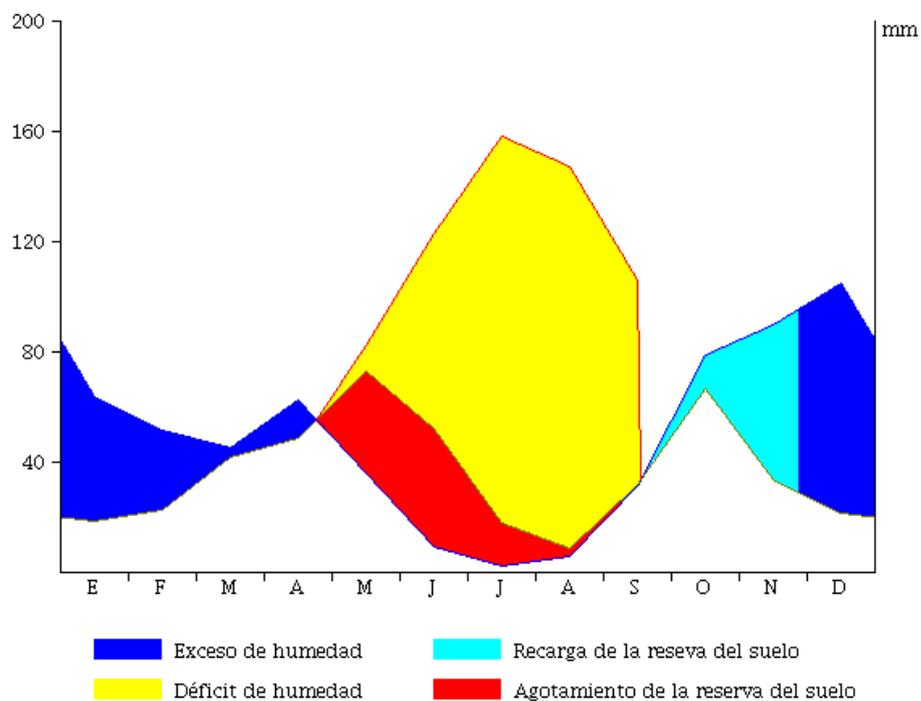
- Ocurre exceso de humedad igualmente desde mediados de diciembre hasta finales de abril.
- El periodo de déficit de humedad es de abril a mediados de septiembre y conlleva el agotamiento de las reservas del suelo.
- Desde mediados de septiembre comienza la recarga del suelo, que se mantiene hasta mediados de diciembre.

Balance Hídrico (ETP calculada por Thornthwaite)												
Estación: ALOSNO (Tharsis-Mina)												
Capacidad de campo: 100,0 mm												
	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Tm	9,7	10,9	13,7	14,4	18,1	22,7	25,8	25,6	22,9	18,4	13,6	10,7
ETP	18,5	22,6	41,5	48,8	82,1	123,1	158,0	147,0	106,1	66,9	33,7	21,6
Pe	63,8	51,8	44,9	62,8	35,7	9,5	2,3	5,7	31,3	78,7	89,6	105,1
Res	100,0	100,0	100,0	100,0	62,9	20,2	4,3	1,0	0,5	12,3	68,2	100,0
ETR	18,5	22,6	41,5	48,8	72,8	52,2	18,3	8,0	31,8	66,9	33,7	21,6
S	45,3	29,2	3,4	14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	51,7
D	0,0	0,0	0,0	0,0	9,3	70,9	139,7	138,1	74,3	0,0	0,0	0,0
Σ ETP = 869,8 mm			Σ ETR = 437 mm									
Σ S = 143,6 mm			Σ D = 432,3 mm									
Tm: Temperatura media mensual (°C)						Res: Reserva de agua del suelo (mm)						
ETP: Evapotranspiración Potencial (mm)						ETR: Evapotranspiración real (mm)						
Pe: Precipitación efectiva (mm)						D: Déficit de agua (mm)						
S: Exceso de agua (mm)												

Tabla 2.8. Balance hídrico para una capacidad de campo de 100 mm

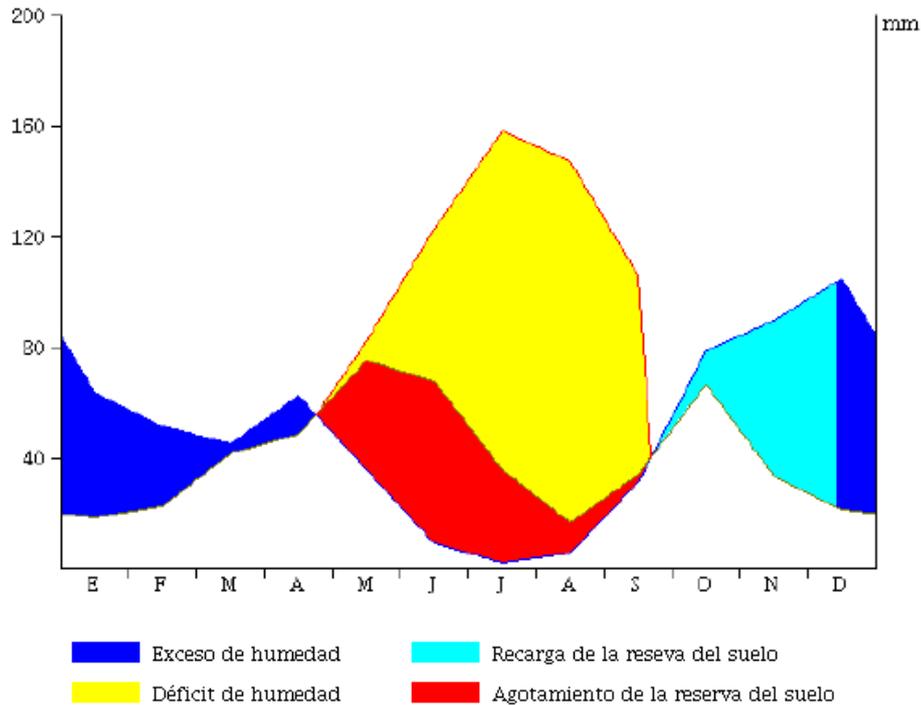
Balance Hídrico (ETP calculada por Thornthwaite)												
Estación: ALOSNO (Tharsis-Mina)												
Capacidad de campo: 150,0 mm												
	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Tm	9,7	10,9	13,7	14,4	18,1	22,7	25,8	25,6	22,9	18,4	13,6	10,7
ETP	18,5	22,6	41,5	48,8	82,1	123,1	158,0	147,0	106,1	66,9	33,7	21,6
Pe	63,8	51,8	44,9	62,8	35,7	9,5	2,3	5,7	31,3	78,7	89,6	105,1
Res	150,0	150,0	150,0	150,0	110,1	51,6	18,3	7,1	4,3	16,1	72,1	150,0
ETR	18,5	22,6	41,5	48,8	72,8	52,2	18,3	8,0	31,8	66,9	33,7	21,6
S	45,3	29,2	3,4	14	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5,5
D	0,0	0,0	0,0	0,0	6,5	55,1	122,3	130,2	72,0	0,0	0,0	0,0
Σ ETP = 869,8 mm			Σ ETR = 483,8 mm									
Σ S = 97,4 mm			Σ D = 202,2 mm									
Tm: Temperatura media mensual (°C)						Res: Reserva de agua del suelo (mm)						
ETP: Evapotranspiración Potencial (mm)						ETR: Evapotranspiración real (mm)						
Pe: Precipitación efectiva (mm)						D: Déficit de agua (mm)						
S: Exceso de agua (mm)												

Tabla 2.9. Balance hídrico para una capacidad de campo de 150 mm



Índice de humedad: -33,2 (clima seco subhúmedo C1)
 Índice de eficacia térmica: 869,8 (clima mesotérmico B'3)
 Índice de exceso de agua: 16,5 (Exceso moderado de agua en verano w)
 Concentración en verano de la eficacia térmica: 49,2% (moderada concentración b'4)

Figura 2.17. Diagrama de balance hídrico para una capacidad de campo de 100 mm



Índice de humedad: -33,2 (clima seco subhúmedo C1)
 Índice de eficacia térmica: 869,8 (clima mesotérmico B'3)
 Índice de exceso de agua: 16,5 (Exceso moderado de agua en verano w)
 Concentración en verano de la eficacia térmica: 49,2% (moderada concentración b'4)

Figura 2.18. Diagrama de balance hídrico para una capacidad de campo de 150 mm

Índice de humedad

La humedad o aridez de un clima se expresa en base al índice de exceso de agua (Ih) y al índice de aridez (Ia):

$$I_h = (S/ETP) \times 100$$

$$I_a = (D/ETP) \times 100$$

Siendo:

D: Déficit de humedad (mm)

S: Exceso de humedad (mm)

Puesto que el exceso de humedad y la falta de agua se presentan generalmente en estaciones distintas, ambos deberán entrar en un índice de humedad afectado positivamente el primero y negativamente el segundo. El índice de humedad considerado por Thornthwhite es:

$$I_m = I_h - I_a = [(100 \times S) - (100 \times D)] / ETP$$

En la Tabla 2.10 se muestran los resúmenes de los tipos climáticos y sus límites en función del índice de humedad:

Índice de humedad	Tipo de clima
> 100	Perhúmedo A
80 – 100	Húmedo B ₄
60 – 80	Húmedo B ₃
40 – 60	Húmedo B ₂
20 – 40	Húmedo B ₁
0 – 20	Subhúmedo C ₂
(-33.3) – 0	Seco subhúmedo C ₁
(-66.0) - (-33.3)	Semiárido D
(-100) – (-66.0)	Árido E

Tabla 2.10. Tipos climáticos e índices de humedad

En nuestro caso, para una capacidad de campo de 100 mm, los valores calculados son:

D= 432,3 mm la = 49,69 mm

S= 143,6 mm lh = 16,5 mm

ETP= 869.8 mm lm= -33.2 mm

Y para la capacidad de campo de 150 mm, los valores calculados son:

D= 386,1 mm la= 23,24 mm

S= 97,4 lh= 11,19 mm

ETP= 869,8 lm= -12,05 mm

Con estos datos, el clima de la zona de estudio es seco subhúmedo C1

Variación estacional de la humedad efectiva

Los índices de exceso de agua y aridez permiten caracterizar la variación estacional de la humedad de un clima y así establecer nuevas subdivisiones.

Para climas húmedos (A, B y C2):

$0 < la \leq 16,7$ Poca o ninguna falta de agua r

$16,7 < la \leq 33,3$ Falta moderada de agua en verano s

$16,7 < la \leq 33,3$ Falta moderada de agua en invierno w

$la > 33,3$ Falta intensa de agua en verano s₂

Por lo tanto, nos encontramos ante un clima con falta intensa de agua en verano S2

Para climas secos (C1, D y E):

$0 < I_h \leq 10$	Pequeño o ningún exceso de agua d
$10 < I_h \leq 20$	Exceso moderado de agua en invierno s
$10 < I_h \leq 20$	Exceso moderado de agua en verano w
$I_h > 20$	Gran exceso de agua en invierno s2
$I_h > 20$	Gran exceso de agua en verano w2

Por tanto, se trata de un clima con exceso moderado de agua en invierno s

Índice de eficacia térmica

En función del valor de ETP, Thornthwaite establece una clasificación relacionada con la eficacia térmica. Los tipos climáticos en base a este índice se pueden observar en la Tabla 2.11.

Índice de eficacia térmica		
ETP anual (mm)	Sigla	Tipo climático
< 142	E'	Glacial
142 - 285	D'	Tundra
285 - 427	C'1	Primer microtérmico
427 - 570	C'2	Segundo microtérmico
570 - 712	B'1	Primer mesotérmico
712 - 855	B'2	Segundo mesotérmico
855 - 997	B'3	Tercer mesotérmico
997 - 1140	B'4	Cuarto mesotérmico
> 1140	A'	Megatérmico

Tabla 2.11. Tipos climáticos en base a la eficacia térmica

En el caso de la estación de estudio Alosno (Tharsis-Mina), con un valor de ETP de 869,8 mm, nos encontramos en el tercer mesotérmico (B'3).

CAPITULO 3: OBJETIVOS

3.1 OBJETIVO CENTRAL DE LA TESIS DOCTORAL

El objetivo central de esta tesis doctoral se concreta en la caracterización ambiental de las estructuras mineras existentes en la Faja Pirítica Ibérica, mediante la elaboración de cartografía de detalle, así como en el establecimiento de un mapa de riesgos de la red fluvial por contaminación por drenaje ácido de mina, dando así respuesta a la necesidad de un soporte de conocimientos y metodológico que habrá de resultar indispensable para la gestión del territorio.

3.2 OBJETIVOS PARCIALES

Para desarrollar el objetivo central se concretan los siguientes objetivos específicos:

- Elaboración de un inventario de explotaciones y labores asociadas a la minería de sulfuros.
- Realización de una cartografía de estructuras mineras: cortas, balsas, escombreras, instalaciones y cuantificación de las áreas ocupadas por cada una.
- Caracterización de la diversidad de ambientes de AMD en la Faja Pirítica Ibérica, con base en los indicadores físico-químicos.
- Establecimiento de relaciones causa-efecto entre focos productores de contaminación y cauces receptores de la red fluvial.
- Modelización del impacto ambiental sobre el medio hídrico mediante un tratamiento gráfico-estadístico.
- Evaluación del grado de afección de los efluentes mineros.
- Definición de un índice indicador de la capacidad de contaminación por AMD de cada explotación sobre la red fluvial, con base en la superficie de la cuenca vertiente responsable de la llegada de aguas al punto de muestreo, superficie de escombreras, aportes contaminantes de cada explotación a nivel de cuenca, quimismo de las aguas y longitudes de los cauces afectados en la cuenca vertiente muestreada.
- Elaboración de un mapa de riesgos por contaminación por AMD en la Faja Pirítica Ibérica de la red fluvial, tomando como base el índice definido.

CAPITULO 4: MATERIALES Y MÉTODOS

4.1 CARTOGRAFÍAS DE ESTRUCTURAS MINERAS

4.1.1 REVISIÓN DE ANTECEDENTES CARTOGRÁFICOS Y DE INVENTARIO

El método de trabajo desarrollado se inicia con la revisión de antecedentes cartográficos, fotogeológicos y mineros, para sobre la base de diferentes inventarios parciales, configurar un inventario global actualizado. A partir de él, se procede a la planimetría y cálculo de las superficies ocupadas por los diferentes tipos de labores empleadas en las explotaciones mineras de sulfuros de la FPI.

Como primer paso, se han localizado las explotaciones mineras de sulfuros ubicadas en la FPI, tomándose como base el Inventario de Explotaciones Mineras en la Faja Pirítica Ibérica, elaborado para el documento “Drenaje Ácido de Mina en la Faja Pirítica Ibérica: Técnicas Estudio e Inventario de Explotaciones” (en prensa), que ha desarrollado el proyecto INVEMÍN.

Los recursos bibliográficos de apoyo empleados adicionalmente para poder concluir el inventario han sido los siguientes:

- Pinedo Vara, I. (1963): Piritas de Huelva. Su historia, minería y aprovechamiento. Se hace un recorrido detallado por las explotaciones mineras onubenses, tanto en explotación como abandonadas en aquella época, con abundante información (fotografías, estudios, planos, etc.).
- Inventario de antiguas labores mineras abandonadas y sus residuos en la zona central de la Faja Pirítica de la Provincia de Huelva, respecto de la Seguridad Minera. Junta de Andalucía (2006).
- Catálogo de la Documentación de la Jefatura Provincial de Minas en el Archivo Histórico Provincial de Huelva. Junta de Andalucía.
- Biblioteca de la Escuela Técnica Superior de Ingeniería de la UHU.

A continuación, se procede a realizar un análisis inventarial de las fuentes potenciales de contaminación por AMD existentes en la zona, decidiéndose finalmente que los tipos de estructuras que se cartografiarían en las explotaciones mineras serían cortas, escombreras, balsas e instalaciones.

El registro de explotaciones se ha dividido en función de su ubicación con respecto a la red de drenaje afectada por ellas. Se definieron 9 unidades hidrológicas de primer y segundo orden, correspondientes a las cuencas de los ríos Chanza, Odiel, Tinto y Guadiamar. Según esta clasificación, la cuenca del Chanza se divide en las subcuencas de Trimpancho, Malagón y Cobica y la del Odiel en Meca, Oraque, Olivargas y Odiel. Finalmente, Tinto y Guadiamar configuran por el Este el resto de la red fluvial. Cabe señalar que en trabajos anteriores (Grande *et al.* 2013b; Sarmiento, 2007), el río Olivargas no ha sido considerado como subcuenca independiente, sino asociado como parte del área de recogida de la cuenca del Odiel. En el presente caso, se ha considerado independizarla por sus características hidrodinámicas e hidroquímicas particulares y asociadas a los aportes ácidos procedentes

de las explotaciones tan emblemáticas como Cueva de la Mora, Aguas Teñidas o el Grupo La Zarza-Perrunal.

4.1.2 ELABORACIÓN DE CARTOGRAFÍAS DE BASE A PARTIR DE TELEDETECCIÓN

Una vez completado el listado de explotaciones de sulfuros en la FPI se programa el desarrollo de las planimetrías.

Inicialmente, se estudia cada explotación minera mediante los soportes topográficos y fotogeográficos disponibles en cada caso.

Se han empleado los visores SigpaC (Sistema de Información Geográfica de Identificación de Parcelas Agrícolas) e IBERPIX del Instituto Geográfico Nacional, que proporcionan ortofotos y cartografía raster. Conjuntamente, se ha recurrido a la información geográfica del software Google Earth Pro.

En el caso de las minas más importantes de la FPI se han utilizado también fotografías aéreas de gran resolución, realizadas para el documento “Drenaje Ácido de Mina en la Faja Pirítica Ibérica: Técnicas Estudio e Inventario de Explotaciones” (en prensa).

Adicionalmente, se ha acudido a los planos geológicos del proyecto “Investigación geológica y cartográfica básica en la Faja Pirítica y áreas aledañas” del Instituto Tecnológico Geominero de España. Junta de Andalucía (1999).

Tras analizar toda la información recabada, se procede a la realización de las planimetrías mediante el software AutoCAD. Para ello se han utilizado varios mapas topográficos como base para poder delimitar las superficies afectadas en cada explotación.

Se ha insertado en una primera capa la topografía de base de MapSource TOPO España, que proporciona mapas topográficos precisos a escala de 1:25.000-1:50.000 del Centro Nacional de Información Geográfica, referenciando cada explotación mediante sistema geodésico ED50 y proyección UTM en el huso 29.

Sobre esta, se ha superpuesto otra capa con la ortofoto de la explotación, sobre la que se delimitan las distintas superficies ocupadas por cortas, escombreras, balsas e instalaciones mineras, y se ha calculado el área de cada una de ellas. A título de ejemplo, se representa en la Figura 4.1 el procedimiento desarrollado para el caso de la mina Sotiel Coronada.

Finalmente, para su representación definitiva y con el objetivo de obtener un mapa digitalizado descargado de elementos que compliquen la visualización de las zonas de interés, se ha superpuesto otra capa con archivos raster del Mapa Topográfico Nacional 1:25.000 del Instituto Geográfico Nacional, sobre la que se cartografian los elementos topográficos más relevantes de cada zona junto con las coordenadas UTM de un punto (Figura 4.2).

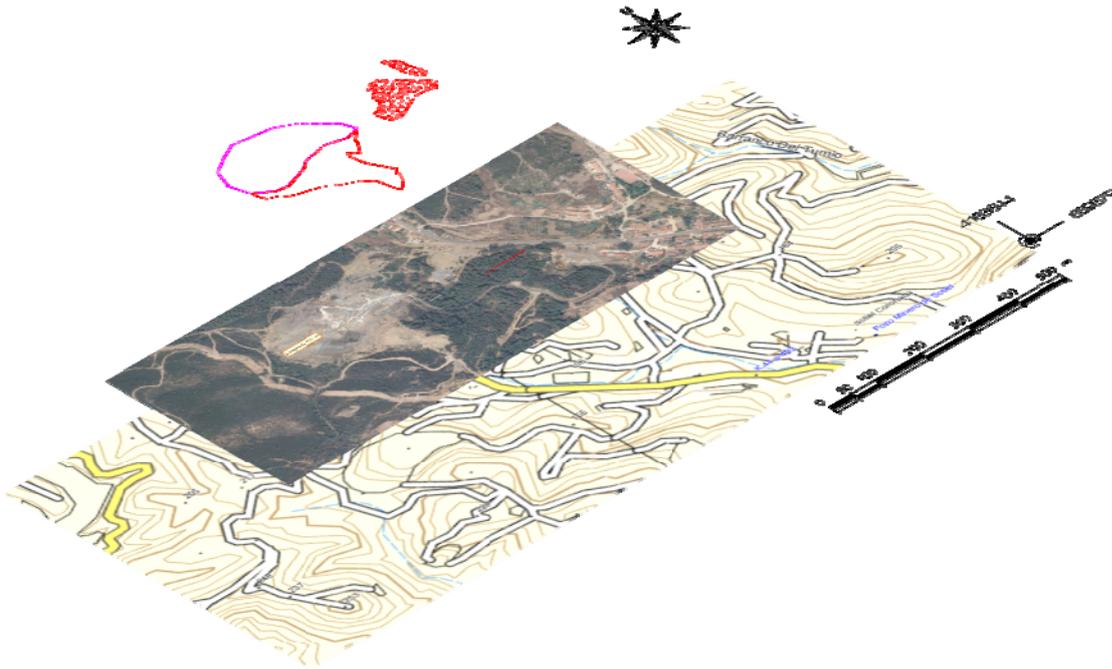


Figura 4.1. Capas de mapa topográfico, ortofoto y superficies de Mina Sotiel Coronada



Figura 4.2. Capas de mapa topográfico y elementos cartográficos en Mina Sotiel Coronada

4.1.3 CONTRASTE Y REAJUSTE DE CARTOGRAFÍAS EN CAMPO

El plan de trabajo ha sido diseñado para compaginar los trabajos de campo y gabinete, con el fin de optimizar los recursos y ejecutar el proyecto en el tiempo estimado.

Una vez completada la base de datos de las explotaciones de sulfuros y delimitadas digitalmente las superficies de estudio de minas cercanas geográficamente, se procede a contrastarlas sobre el terreno.

Se planifican salidas de campo agrupadas por zonas próximas, cubriendo las explotaciones de sulfuros de la Faja Pirítica Ibérica dentro de las provincias de Huelva y Sevilla.

Se emplean los siguientes equipos:

- Vehículo 4x4 LAND-ROVER Defender.
- GARMIN GPSMAP 76CX.
- Cámara de fotos Nikon D90.

En cada explotación, sobre la ortofoto, se contrastan los límites de las áreas determinadas digitalmente y con ayuda del GPS se toman las coordenadas de varios puntos y rutas sobre las estructuras mineras. Además, se realiza un reportaje fotográfico.

Posteriormente, el software MapSource, vinculado al GPS, permite la descarga de dichos puntos sobre la base topográfica, comprobando de este modo si las planimetrías realizadas digitalmente son correctas o necesitan alguna modificación.

La determinación de los límites superficiales de los diferentes tipos de estructuras mineras permite la obtención de las áreas de cada una de ellas mediante el software AutoCAD, empleado para la realización de las cartografías.

En cada explotación se han calculado todas las superficies existentes, agrupándolas según la tipología: cortas, escombreras, balsas y estructuras mineras.

4.2 CARACTERIZACIÓN HIDROQUÍMICA DE EFLUENTES MINEROS

4.2.1 DISEÑO DE LA RED Y PLAN DE MUESTREO

Tras la realización de las cartografías de focos productores de contaminación por AMD, y con el objetivo de analizar los diferentes grados de afección mostrados por la red fluvial, se diseña la red de muestreo.

Se han establecido dos agrupaciones de puntos de muestreo:

- Para la primera de ellas, con objeto de caracterizar los lixiviados mineros, se define un punto para cada una de las explotaciones en estudio (Figura 4.3). Se han considerado las escombreras como principales focos emisores de contaminación (Sáinz *et al.*, 2002), por lo que se muestreó a pie de estas. Se supone que la mayoría de las cortas funcionan

como cuencas endorreicas y no contribuyen a incrementar los aportes contaminantes, encontrándose la zona de estudio en una región climática donde el balance hídrico anual es negativo y ninguna de las cortas está totalmente llena de agua. En cuanto a las balsas de recogida de residuos de las plantas de tratamiento ocurre lo mismo, por lo que tampoco son consideradas como fuentes de contaminación de la red fluvial.

No se incluyen en el muestreo las dos minas activas actualmente en explotación, Mina Aguas Teñidas y Cobre las Cruces. Dentro del marco legal ambiental vigente, deben alcanzar vertido cero de efluentes mediante la reutilización de las aguas usadas en el proceso minero, y/o obtener una autorización para el vertido a la red fluvial. Para lograr estos objetivos, han de implementar sistemas de tratamiento de aguas, por lo que no generan lixiviados afectados por AMD.

- El segundo grupo corresponde a puntos ubicados en cauces naturales de las cuencas receptoras de aportes ácidos (Figura 4.3). Para ello, se han delimitado 9 unidades hidrológicas de primer y segundo orden, en función de la presencia de explotaciones en su cuenca vertiente. En cada de estas unidades se ha elegido un punto de muestreo para cada una, que con la mayor uniformidad cumpla los siguientes requisitos:
 - En cada subcuenca, el punto recoge la totalidad de las minas presentes en su unidad hidrológica, quedando incluidos de esta forma los resultados de la oxidación de sulfuros y de la totalidad de las reacciones de interacción mineral-agua, correspondientes a las distintas paragénesis presentes.
 - El punto es indicativo del quimismo más aproximado al del foco emisor, para ello se ha elegido el lugar más cercano aguas abajo del último aporte procedente de los focos emisores, con ello, se minimizan las alteraciones debidas a procesos de precipitación y disolución, consecuencia de la evolución natural del quimismo, así como la llegada de aguas no contaminadas al punto de muestreo que modificarían sus características físico-químicas.
 - La elección del punto concreto en cada zona respeta en todo momento la representatividad local, es decir, se descartan zonas con turbidez o color anormales en el entorno muestreado que pudieran ser consecuencia de irregularidades en el fondo del cauce o depósitos ajenos al proceso en estudio.
 - Se ha descartado para cada punto a elegir aquellos que presentaran una abundancia anormalmente alta de materia orgánica, fundamentalmente algas muy visibles, o que pudieran estar alterando, localmente o durante el transporte hasta el laboratorio, los resultados analíticos.

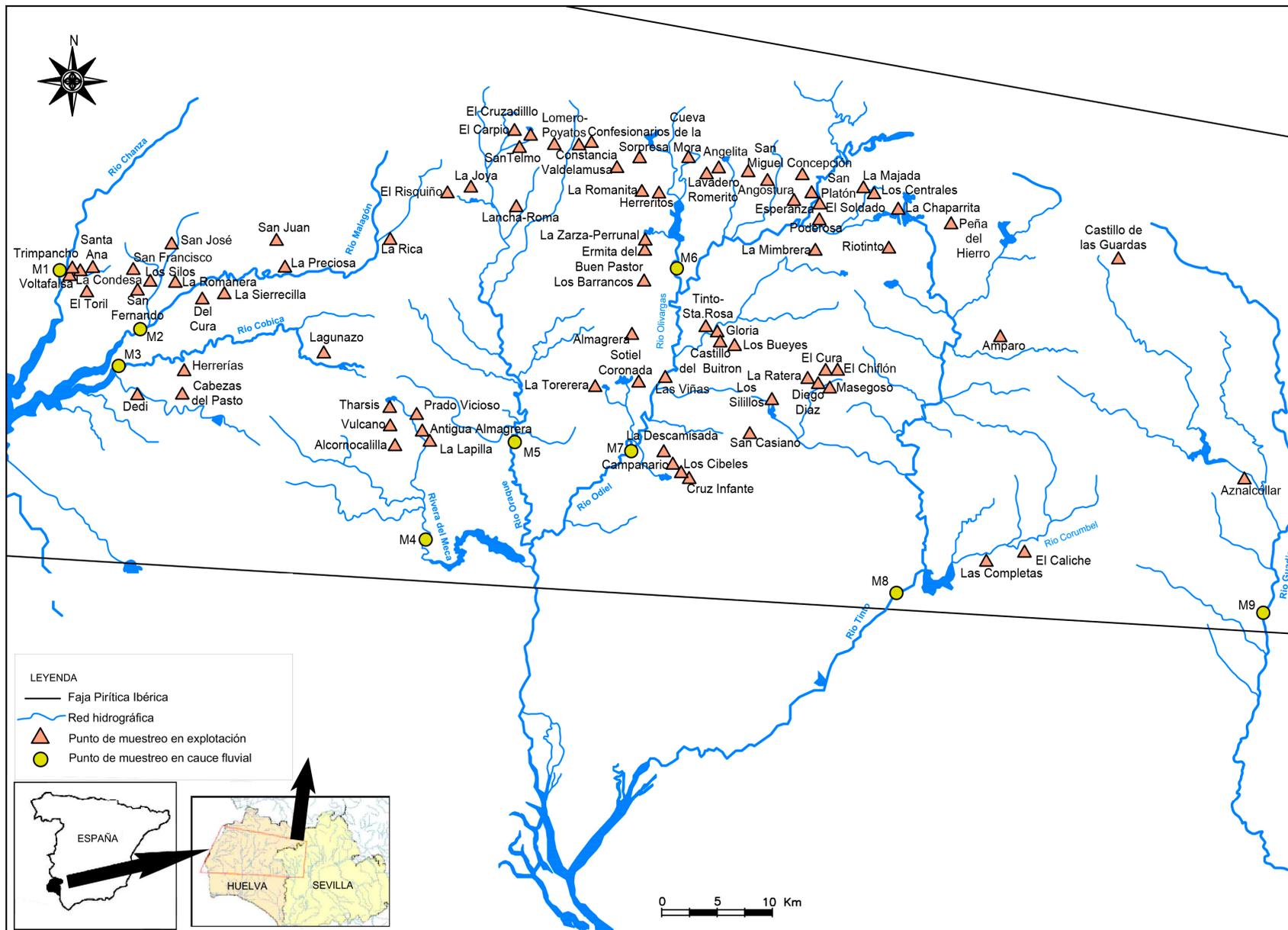


Figura 4.3. Red de muestreo

La toma de muestras se ha desarrollado durante el año hidrológico 2012/2013, en particular, en el mes de marzo de 2013, coincidiendo con el período de lluvias en estas latitudes y, en consecuencia, con la época del año en que fluye el agua y que permite muestrear lixiviados de escombreras de todas las explotaciones, ya que las de menor tamaño emiten lixiviados durante pocos días después de la finalizar las lluvias. Por el contrario, las grandes escombreras, con mayor capacidad de almacenamiento, continúan emitiendo durante semanas (Sáinz *et al.*, 2002).

Durante la campaña desarrollada se realiza un único muestreo para cada punto seleccionado, que permitiese una aproximación al conocimiento de las características hidroquímicas de los diferentes efluentes, al no ser este el objetivo central de la tesis doctoral.

4.2.2 SELECCIÓN DE PARÁMETROS

En las muestras recogidas se han analizado y se han estudiado las relaciones existentes entre los siguientes parámetros:

- pH, conductividad, TSD y temperatura, como indicadores de las características físicas y químicas de las aguas. Son de gran valor para dar una idea general de la afección que el drenaje ácido de mina produce en cada punto.
- Metales y arsénico, por tratarse de elementos de gran toxicidad a partir de ciertas concentraciones que se encuentran asociados a la contaminación por AMD, ya que son los elementos que conforman la mayor parte de las formas minerales presentes en los sulfuros masivos de la Faja Pirítica Ibérica. Los elementos analizados han sido el Fe, Cu, Co, Ni, Cd, Pb, Zn, Mn, As, Sb, Al, Ca y Mg.
- Sulfatos, como uno de los principales productos generados, en los procesos geoquímicos de tipo AMD. Se trata en estos casos del anión predominante, y su concentración puede ejercer gran influencia sobre las reacciones químicas que se generan.

4.2.2.1 Medidas *in situ*

En campo se ha llevado a cabo la medida de pH, temperatura, conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales mediante el uso de un equipo multiparamétrico portátil (CrisonMM40)(Fotografía 4.1).

Antes de su utilización, los electrodos se calibran y testan de acuerdo con las instrucciones del fabricante.



Fotografía 4.1. Equipo multiparamétrico Crison MM40

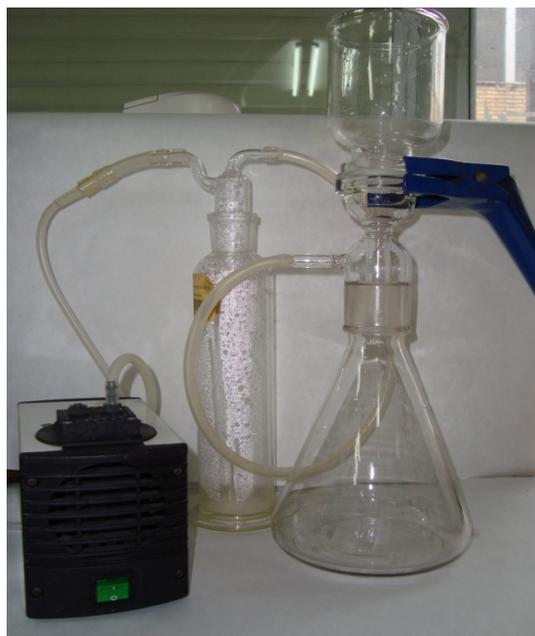
4.2.2.2 Muestreo de agua

En cada punto se ha tomado una muestra de agua en dos recipientes de polietileno esterilizados de 100 y 200 mL. A la muestra de 200 mL se añade ácido nítrico al 1% de concentración, para mantener el pH por debajo de 2, un factor muy importante en la determinación de los metales, ya que impide su precipitación. La otra muestra se mantiene sin acidular para el posterior análisis de sulfatos. Las muestras se colocan en un refrigerador portátil a 4°C, para su transporte al laboratorio.

4.2.2.3 Tratamiento de las muestras de agua

En el laboratorio las muestras de agua han sido filtradas con filtros de Nitrato de Celulosa de 0,45 micras (Sartorius 11406-47-ACN) con la ayuda de un quitasato de vidrio conectado a una bomba de vacío para acelerar el flujo (Fotografía 4.2).

Las muestras de agua ya filtradas se almacenan en recipientes de polietileno herméticamente cerrados refrigerados a una temperatura de entre 1 y 4°C.



Fotografía 4.2. Sistema de filtración con quitasatos de vidrio

4.2.2.4 Métodos analíticos

Todos los reactivos empleados han sido de grado analítico o de calidad Suprapure (Merck, Darmstadt, Germany). Las soluciones estándar han sido Merck Certificado AA (Merck). En todos los experimentos se ha utilizado agua Milli-Q (Distiller AC-L4. Optic Ivymen System).

Para la determinación de la concentración de sulfatos se ha empleado un fotómetro de la casa comercial Macherey-Nagel (Fotómetro FP-11) (Fotografía 4.3). La determinación se basa en el método turbidimétrico, según el cual el sulfato contenido en una muestra reacciona con cloruro bórico en medio ácido. La precipitación en forma de cristales de sulfato de bario es susceptible de ser medida por la absorbancia lumínica que produce.



Fotografía 4.3. Fotómetro para análisis de sulfatos

El equipo empleado para la realización de los análisis de los metales ha sido un Espectrofotómetro de Absorción Atómica Perkin-Elmer AAS (AAAnalyst modelo 800) equipado con un atomizador de llama de aire-acetileno y con un horno de grafito (Fotografía 4.4). La introducción de las muestras se ha llevado a cabo utilizando el inyector automático Perkin-Elmer (modelo AS800). Las lámparas de cátodo hueco (HCL) y de descarga de electrones (EDL) se utilizan como fuentes de radiación (Perkin-Elmer Lumina™).



Fotografía 4.4. Absorción Atómica Perkin-Elmer AAS (AAAnalyst 800)

La espectroscopia de absorción atómica usa la absorción de la luz para medir la concentración de la fase gaseosa de los átomos. Ya que la mayoría de las muestras son sólidas o líquidas, los átomos o iones de los analitos deben ser vaporizados a la llama o en un horno de grafito. El aporte energético más utilizado es la llama, pero en las ocasiones en las que se necesita mayor sensibilidad sustituimos la llama por la cámara de grafito.

Cuando una muestra se atomiza, una importante fracción de los constituyentes metálicos se transforman en átomos gaseosos. Según la temperatura del atomizador, una cierta fracción de esos átomos se ionizan, originando así una mezcla gaseosa de átomos e iones elementales. Los átomos absorben luz visible o ultravioleta y hacen transiciones a niveles de energía más altos. La concentración del analito es determinada por la cantidad de adsorción. Las mediciones de concentración son generalmente determinadas mediante una curva de calibración, después de haber calibrado el aparato con los estándares de concentración conocida.

4.3 TRATAMIENTO GRÁFICO-ESTADÍSTICO DE DATOS

Para una primera aproximación al conocimiento de las variables en estudio, se ha procedido a una modelización gráfica de los datos referentes a la hidroquímica de los lixiviados mineros muestreados a través del software XLSTAT 2014, obteniendo relaciones entre niveles de pH y distintos parámetros. Igualmente, se ha llevado a cabo el mismo tratamiento para los nueve cauces receptores.

Asimismo, se ha introducido la variable superficie de escombreras para la observación de la correlación entre estas y la masa de datos correspondiente a la físico-química relativa a cada una de las muestras de agua representativas de las minas de estudio, mediante diagramas de dispersión con el software InfoStat.

Posteriormente, tanto los datos relativos a la hidroquímica de cada una de las explotaciones, como a la superficie de escombreras de cada una de ellas, se han ordenado en matrices para su tratamiento estadístico mediante la aplicación del software STATGRAPHICS Centurion XVI.

De la misma forma, los resultados físico-químicos del muestreo realizado en los cauces representativos de cada cuenca vertiente, y las áreas totales de las escombreras de las explotaciones ubicadas en cada una, se han integrado en otra matriz de datos para el desarrollo de un procedimiento estadístico equivalente.

En la estimación gráfico-estadística de las razones de proximidad entre las variables se ha utilizado el análisis cluster como método ampliamente implementado en la caracterización del medio hídrico afectado por AMD (Grande *et al.*, 2003a, 2003b, 2010a), el cual se ha revelado como una herramienta altamente eficaz para el diagnóstico de medios y el establecimiento de relaciones causa-efecto.

De las distintas opciones de análisis para el desarrollo y formulación de dendrogramas, se ha elegido el método Ward por ser ampliamente utilizado y por la mayor coherencia de resultados y antecedentes revisados en la literatura científica. El método de Ward es un método con estructura jerárquica cuyo procedimiento consiste en calcular el promedio de todas las variables para cada cluster. A continuación, calcula la distancia euclídea al cuadrado entre cada factor y la media de su grupo y se agrega la distancia para cada caso. En cada etapa, los clusters formados son los que producen el menor incremento en la suma total de las distancias dentro de la agrupación (Bisquerra, 1989). De esta manera, mediante esta técnica, las variables estudiadas se pueden clasificar en diferentes categorías. La medida vecina utilizada es la distancia euclídea, que es la raíz cuadrada de la suma de las diferencias entre las variables al cuadrado.

4.4 ELABORACIÓN DE UN MAPA DE AFECCIÓN DE EFLUENTES

Con el fin de caracterizar el grado de contaminación de los diferentes efluentes afectados por AMD, se ha tomado como referencia el modelo propuesto por Grande (2011), un método de clasificación en función del grado de afección aplicado a un cauce afectado por AMD en la Faja Pirítica Ibérica y que puede servir de referente para otros cauces que recojan aguas de mina.

Mediante la aplicación de una fórmula sencilla de ponderación, este modelo de clasificación (Tabla 4.1) permite diagnosticar el nivel de importancia de la afección que sufre un cauce por cada contaminante con base en la medida in situ de pH, y tras la lectura de los valores medios de cada contaminante para ese pH concreto en la tabla de Gray (1996), se procede a la definición de un valor ponderado de la concentración que se corresponde con el número de veces que dicho parámetro supera al límite establecido por la Directiva 98/83/CE, relativa a la calidad del agua para consumo humano (Tabla 4.2).

CONTAMINACIÓN	VALOR PARAMÉTRICO	VALOR PONDERADO
Nula	No detectada	0
Leve	Inferior al límite legal	1
Moderada	Entre 1 y 2 veces el límite	2
Media	Entre 2 y 10 veces el límite	3
Grave	Entre 10 y 50 veces el límite	4
Extrema	Más de 50 veces el límite	5

Tabla 4.1. Valores paramétricos y ponderados de la contaminación (Grande, 2011)

DIRECTIVA 98/83/CE	
Parámetro	Valor límite
Antimonio (Sb)	0,005 mg/L
Arsénico (As)	0,01 mg/L
Aluminio (Al)	0,2 mg/L
Cadmio (Cd)	0,005 mg/L
Cobre (Cu)	2 mg/L
Hierro (Fe)	0,2 mg/L
Manganeso (Mn)	0,05 mg/L
Níquel (Ni)	0,02 mg/L
Plomo (Pb)	0,01 mg/L
Conductividad	2500 μ S/cm a 20° C
Sulfatos	250 mg/L

Tabla 4.2. Valores paramétricos máximos admisibles para la calidad del agua (Directiva 98/83/CE)

Para apreciar de forma más clara el rango de superación de los valores límites, se ha procedido a la elaboración de diagramas radiales para cada explotación y cuenca, en los que se indica para cada parámetro el valor ponderado asignado en función del exceso obtenido.

Asimismo, se ha evaluado de forma global el grado de afección mediante la media aritmética de los parámetros ponderados anteriormente, de forma que para cada efluente analizado se obtiene un valor que indica el nivel de contaminación general según el modelo Grande (2011).

Para cada subcuenca, se ha representado la red fluvial principal con la ubicación de cada explotación y la asignación de un símbolo de colores asociados al grado de afección global, junto con los diagramas radiales para los parámetros establecidos por la legislación. Igualmente, en el punto del cauce muestreado aguas abajo, se muestra con otro símbolo y color la contaminación presente.

4.5 ELABORACIÓN DE UN MAPA DE RIESGOS DE LA RED FLUVIAL

Como método de aproximación, se han determinado los aportes contaminantes vinculados a los lixiviados muestreados procedentes de las escombreras mineras. Para ello, en cada explotación, se han calculado las cargas totales mediante el producto de la superficie afectada por las escombreras existentes, de las concentraciones metálicas, de arsénico y sulfatos analizadas, y de las precipitaciones medias anuales (Grande *et al.*, 2013c). Se han tomado como precipitaciones medias anuales los datos de la estación meteorológica más cercana a cada mina, según datos disponibles de la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) para los últimos 30 años.

Con objeto de evaluar el riesgo potencial asociado a las numerosas explotaciones mineras abandonadas en la FPI y las diferentes estructuras presentes, se ha definido un índice para determinar la capacidad para producir contaminación por AMD sobre la red fluvial, asociada a las escombreras de cada grupo minero.

Para ello, se ha calculado un valor para cada explotación, dependiente de:

- Precipitación media anual en la zona de ubicación minera (P_{mam}).
- Superficies de escombreras presentes en la explotación (S_{em}).
- Valor de afección global del efluente minero según el método de ponderación detallado en el apartado 4.4 (V_{am}).
- Longitud del cauce afectado desde la localización de la mina hasta el final del recorrido del cauce principal (L_c).

Asimismo, se ha considerado la cuenca vertiente de ubicación para relativizar dicho valor, introduciendo las mismas variables a nivel de cuenca:

- Precipitación media anual correspondiente a las estaciones meteorológicas disponibles para la extensión de la cuenca (P_{mac}).
- Superficies de escombreras presentes en toda la cuenca vertiente (S_{etc}).

- Valor de afección global del cauce receptor muestreado aguas abajo de las explotaciones (V_{ac}).
- Longitud total del curso fluvial afectado incluyendo los arroyos y el cauce principal (L_{tca}).

Se ha obtenido así, un índice al que se ha denominado índice de capacidad de afección por AMD sobre el medio hídrico (ICAMD).

$$ICAMD = \frac{P_{mam} * S_{em} * V_{am} * L_c}{P_{mac} * S_{etc} * V_{ac} * L_{tca}}$$

Posteriormente, se ha establecido una escala numérica según los diferentes órdenes de magnitud del ICAMD, asignando un nivel de riesgo potencial a cada uno.

Finalmente, se ha generado un mapa de riesgos, en el que el establecimiento de un código de colores asociado a los niveles de riesgo calculados, permite la observación de la capacidad contaminante sobre la red fluvial de cada grupo minero existente en el sector español de la FPI.

CAPITULO 5: RESULTADOS Y DISCUSIÓN

5.1 SUPERFICIES AFECTADAS POR LA ACTIVIDAD EXTRACTIVA

5.1.1 CARTOGRAFÍAS INDIVIDUALIZADAS DE LAS MINAS EN ESTUDIO

A continuación, se muestran las planimetrías obtenidas de cada explotación minera, con las superficies ocupadas por los distintos tipos de estructuras y las coordenadas de un punto (sistema geodésico ED50 y proyección UTM en el huso 29).

Para evitar sobrecargar los mapas, se ha incluido en cada uno de ellos una leyenda con el tipo de estructura existente, a excepción de los elementos topográficos, que quedan recogidos en la leyenda común representada en la Figura 5.1.

Estos resultados son agrupados en subpartados correspondientes a cada subcuenca vertiente: Trimpancho, Malagón, Cobica, Meca, Oraque, Olivargas, Odiel, Tinto y Guadiamar.

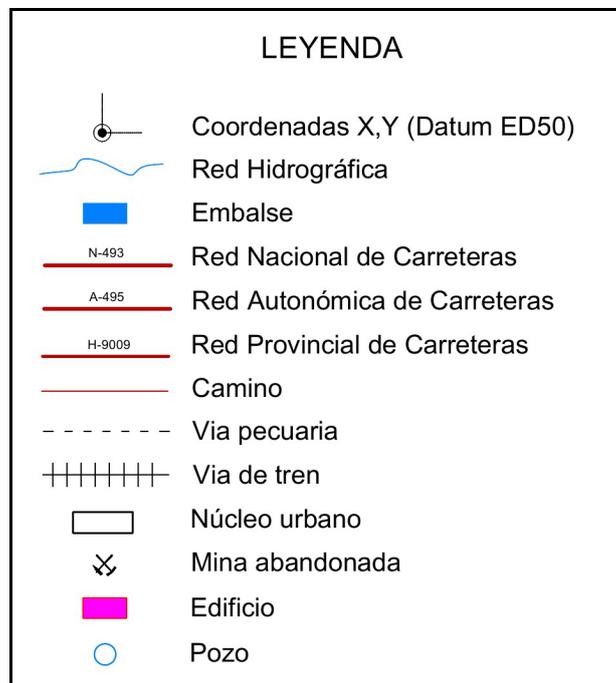
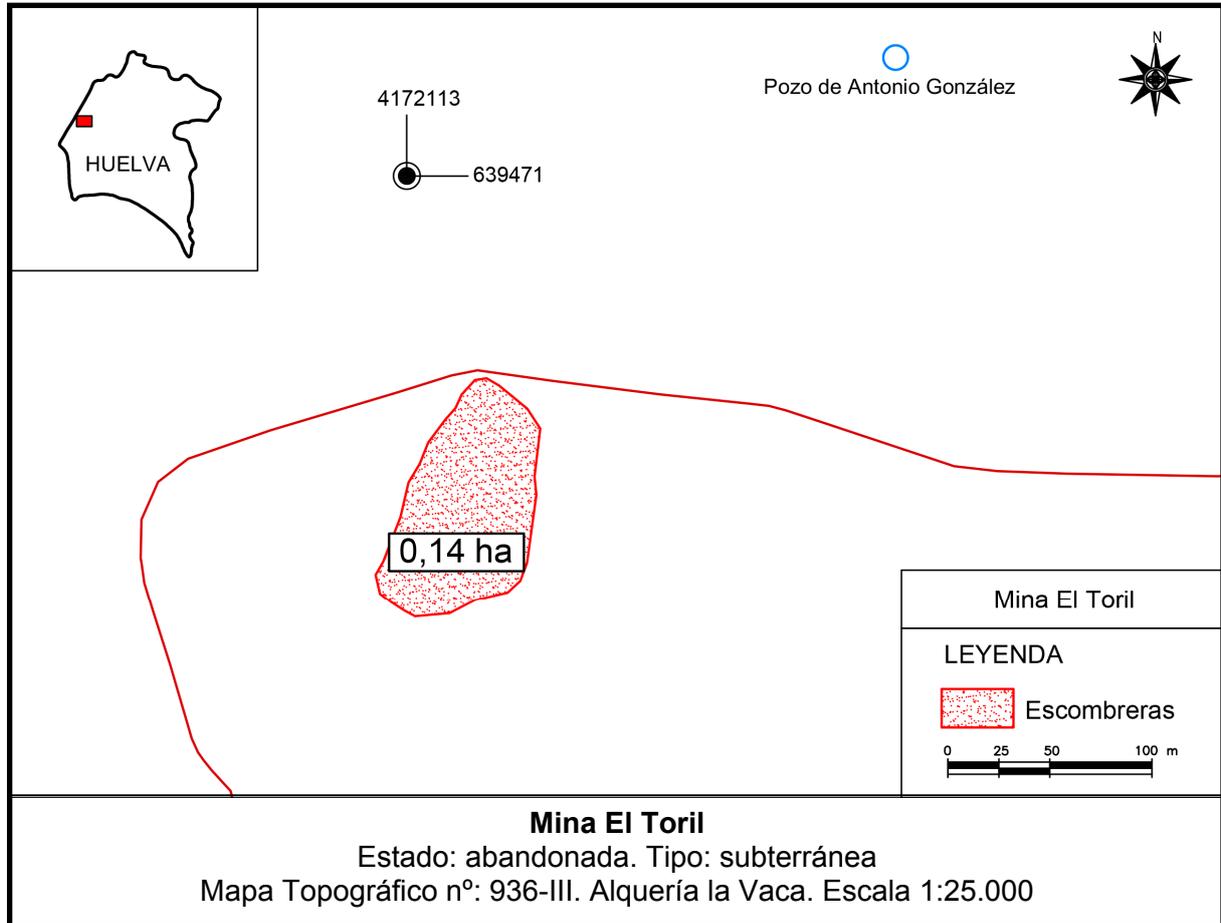


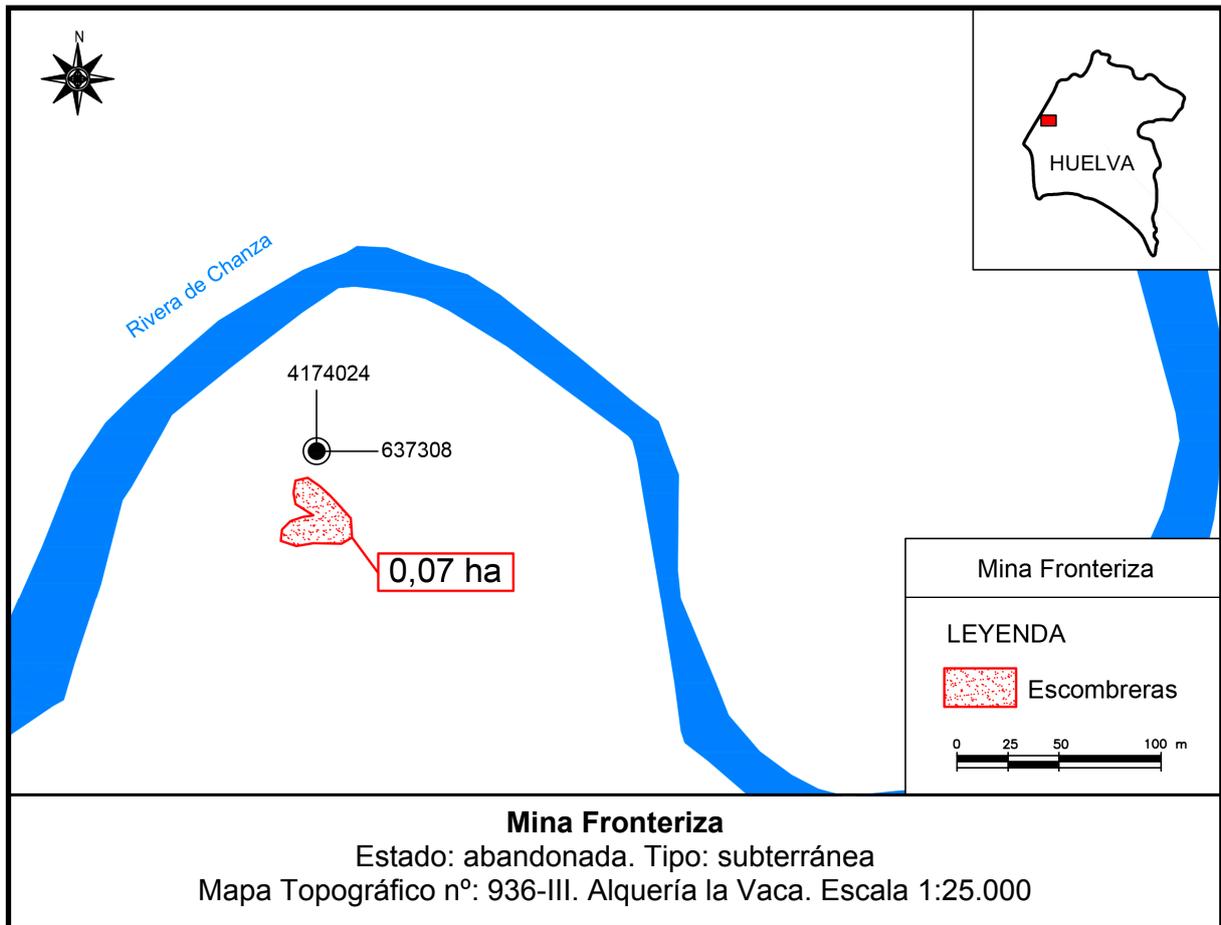
Figura 5.1. Leyenda de elementos topográficos

5.1.1.1 Cuenca del Chanza

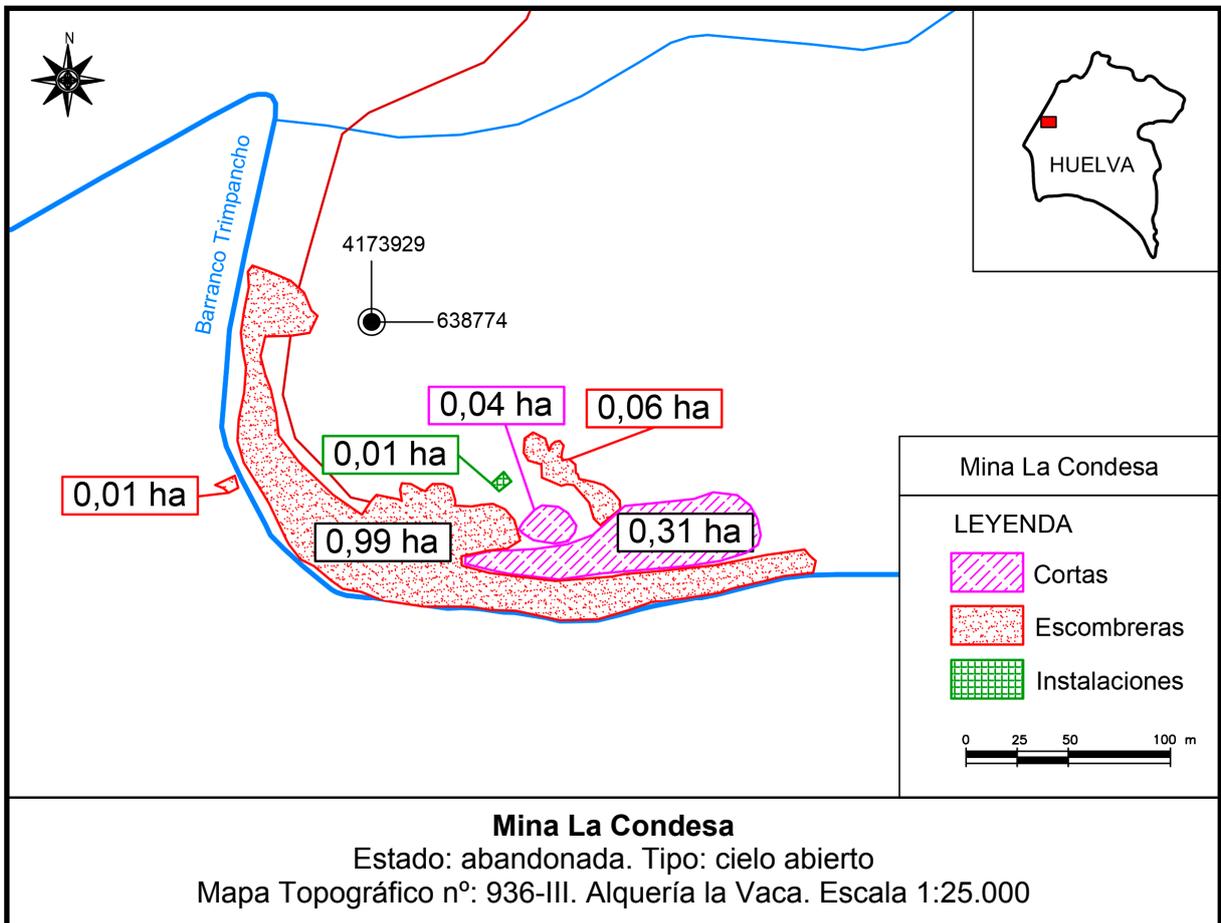
1.1.1.1.1 Subcuenca del Trimpancho



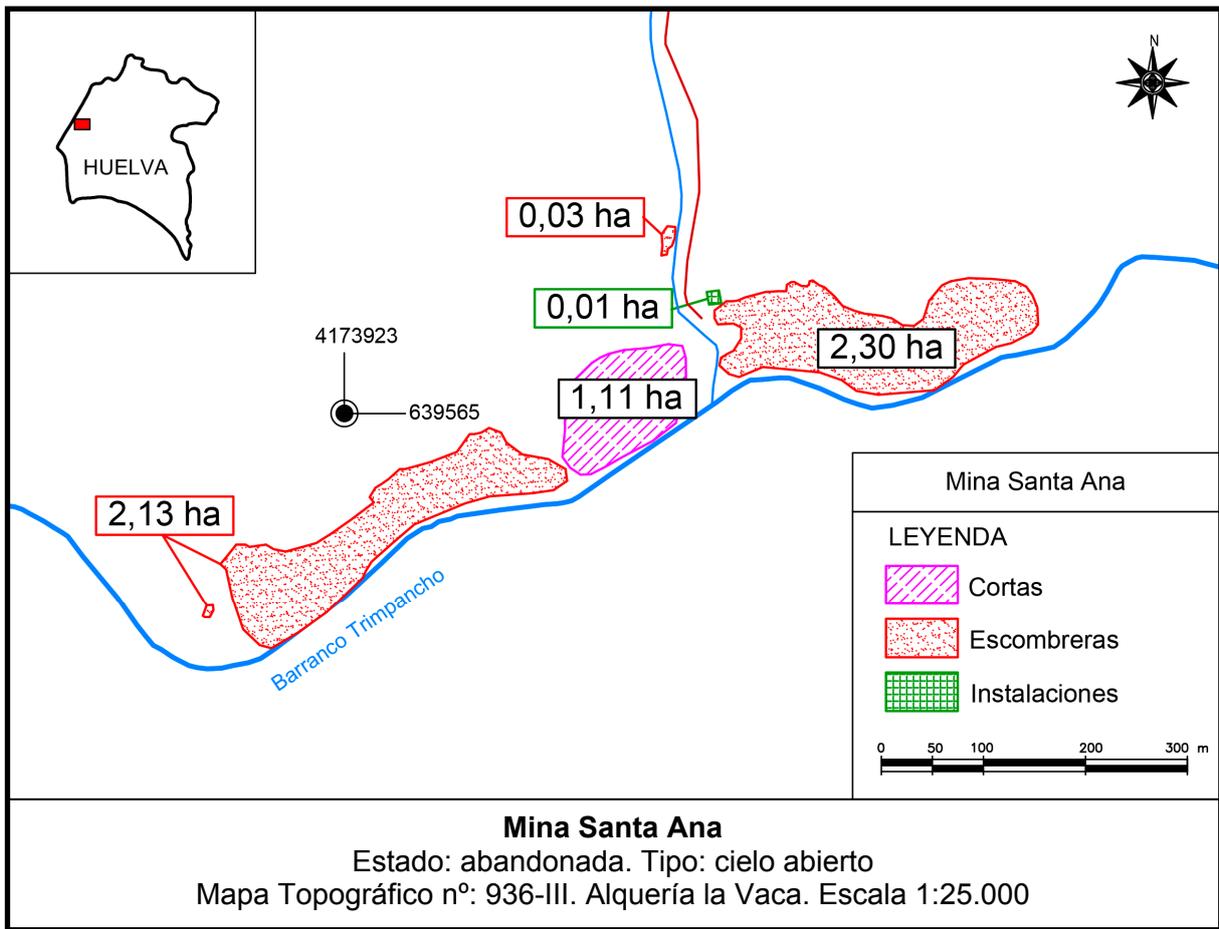
Mapa 1. Mina El Toril



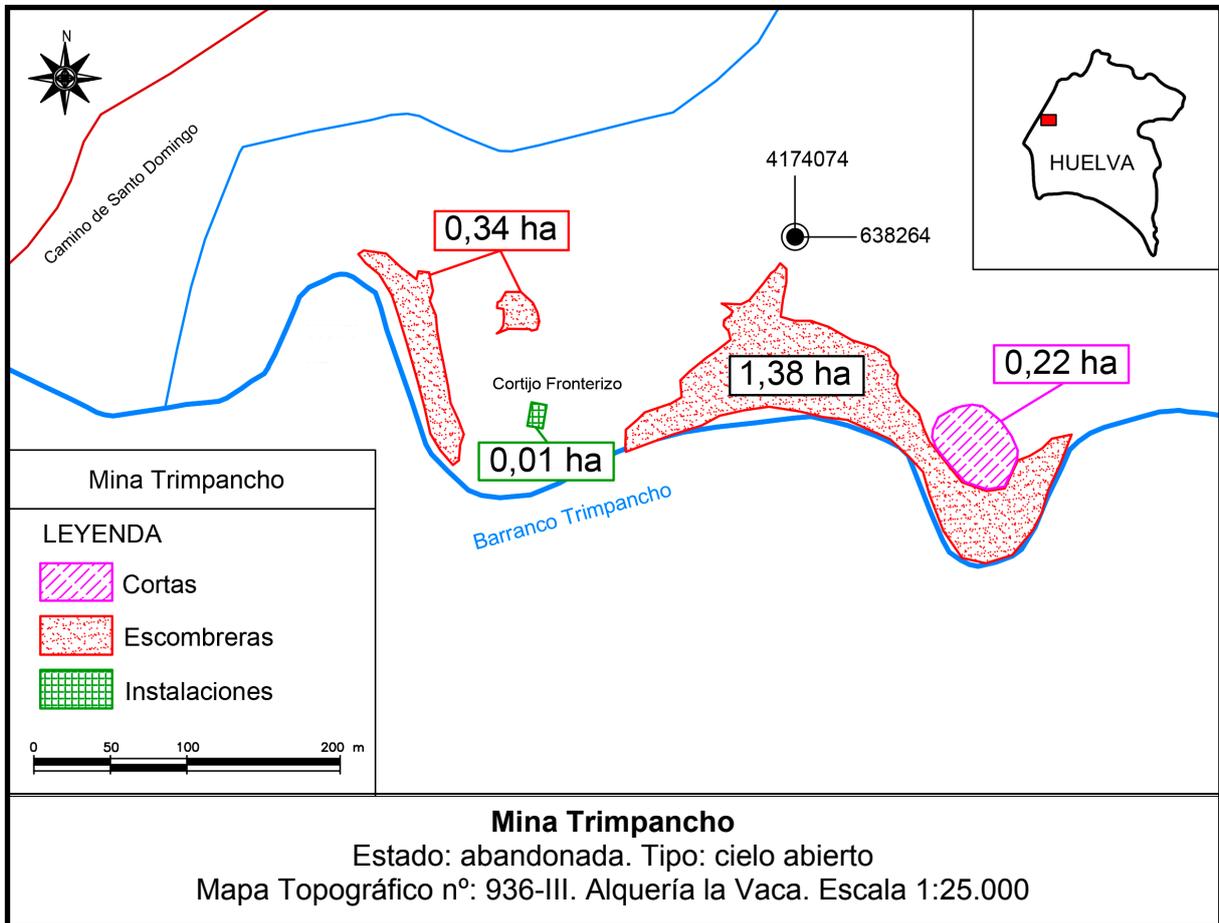
Mapa 2. Mina Fronteriza



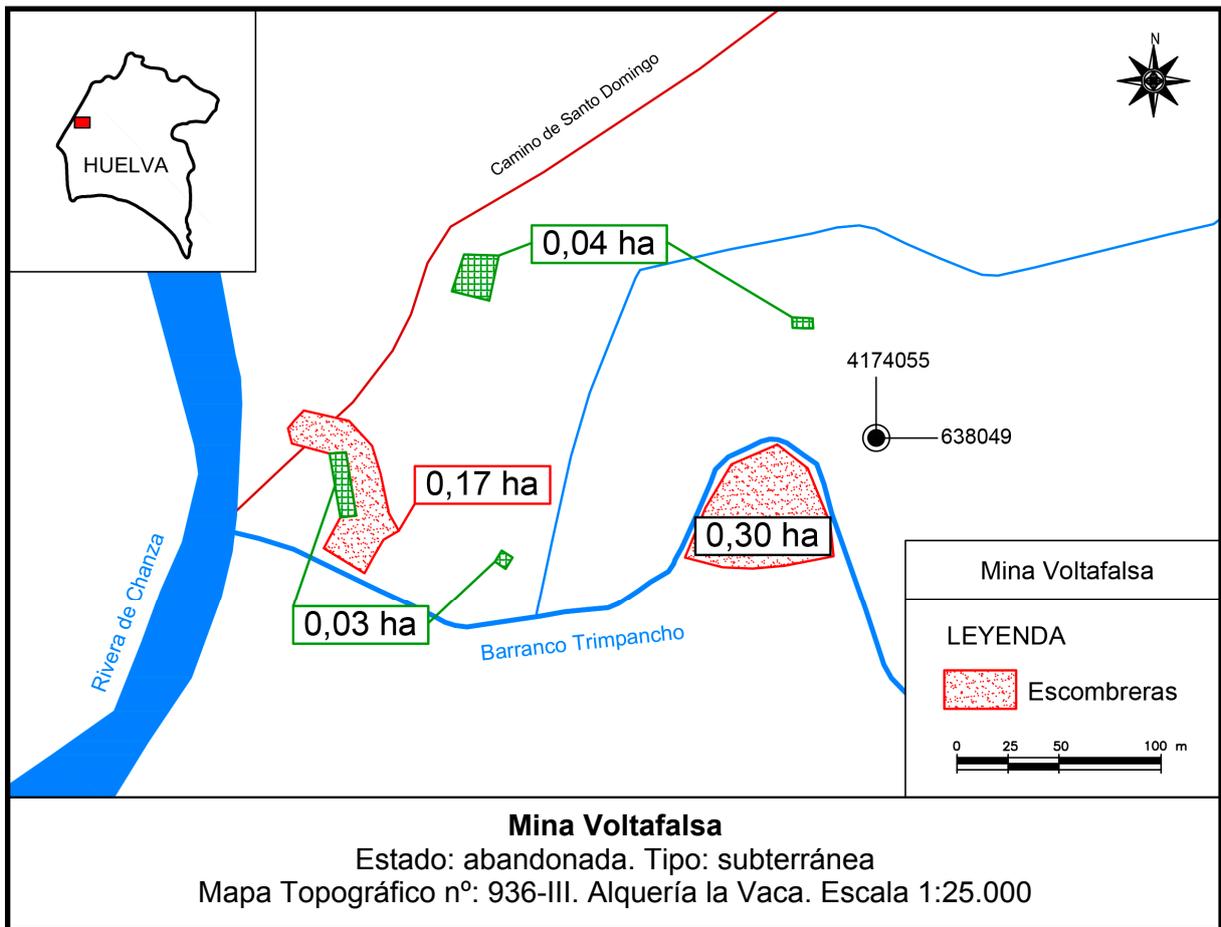
Mapa 3. Mina La Condesa



Mapa 4. Mina Santa Ana

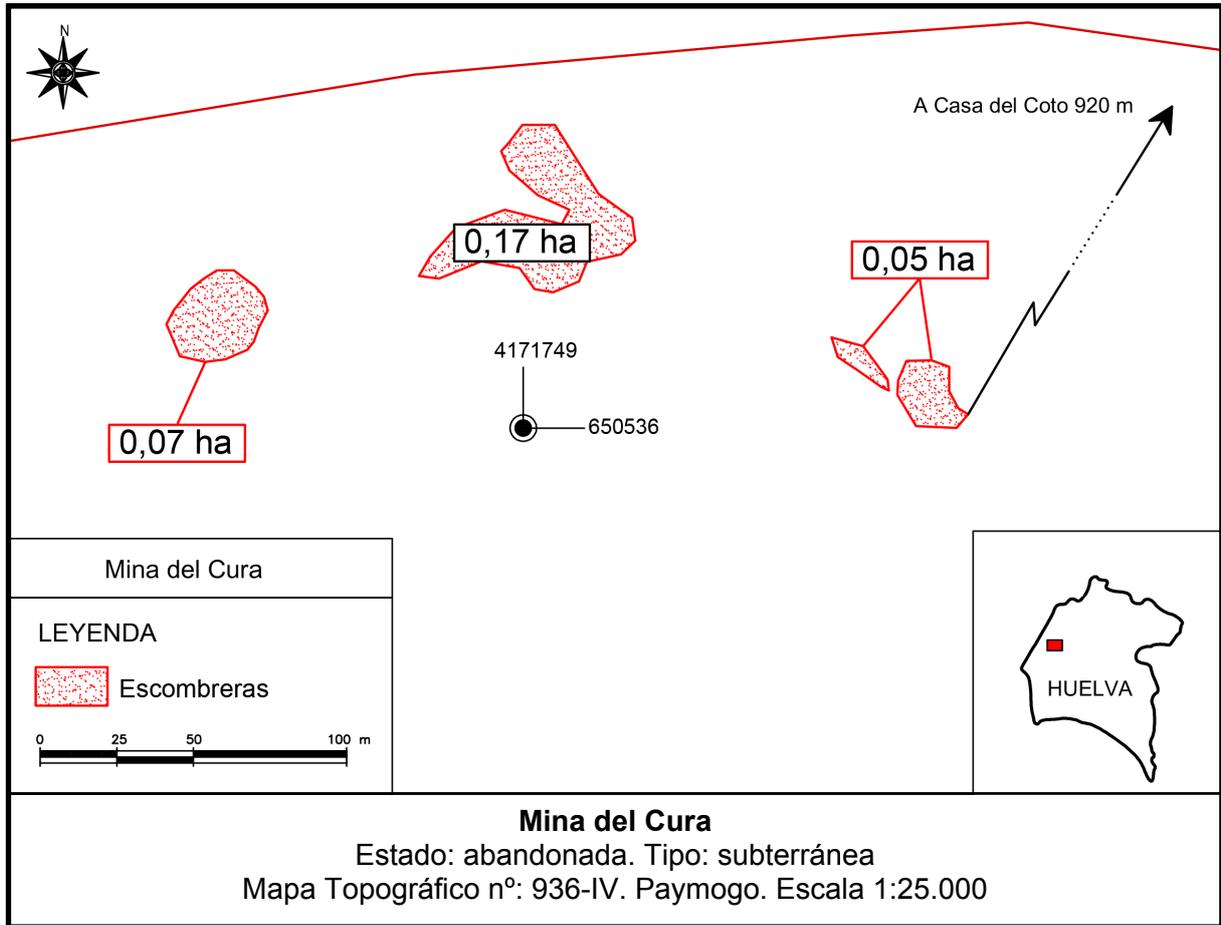


Mapa 5. Mina Trimpancho

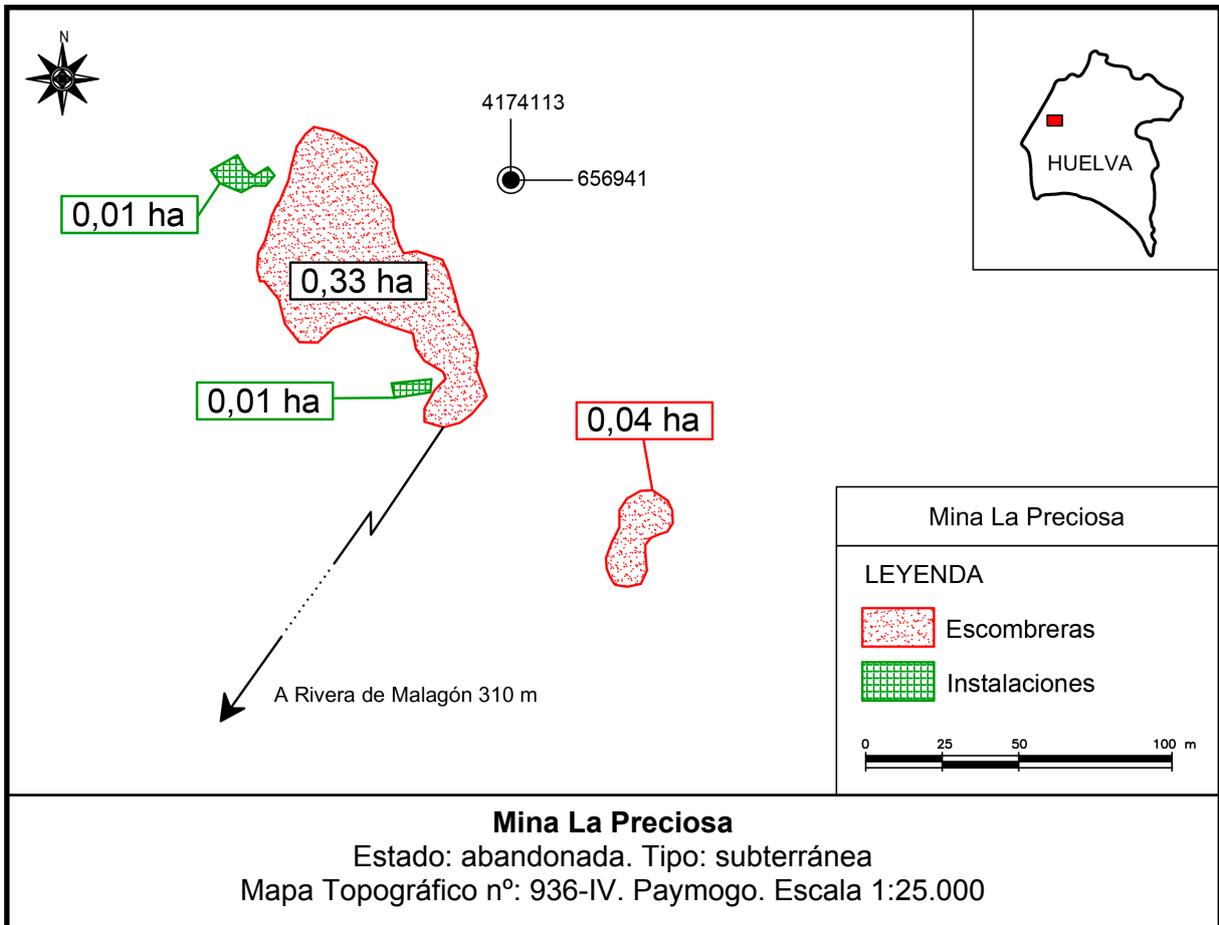


Mapa 6. Mina Voltafalsa

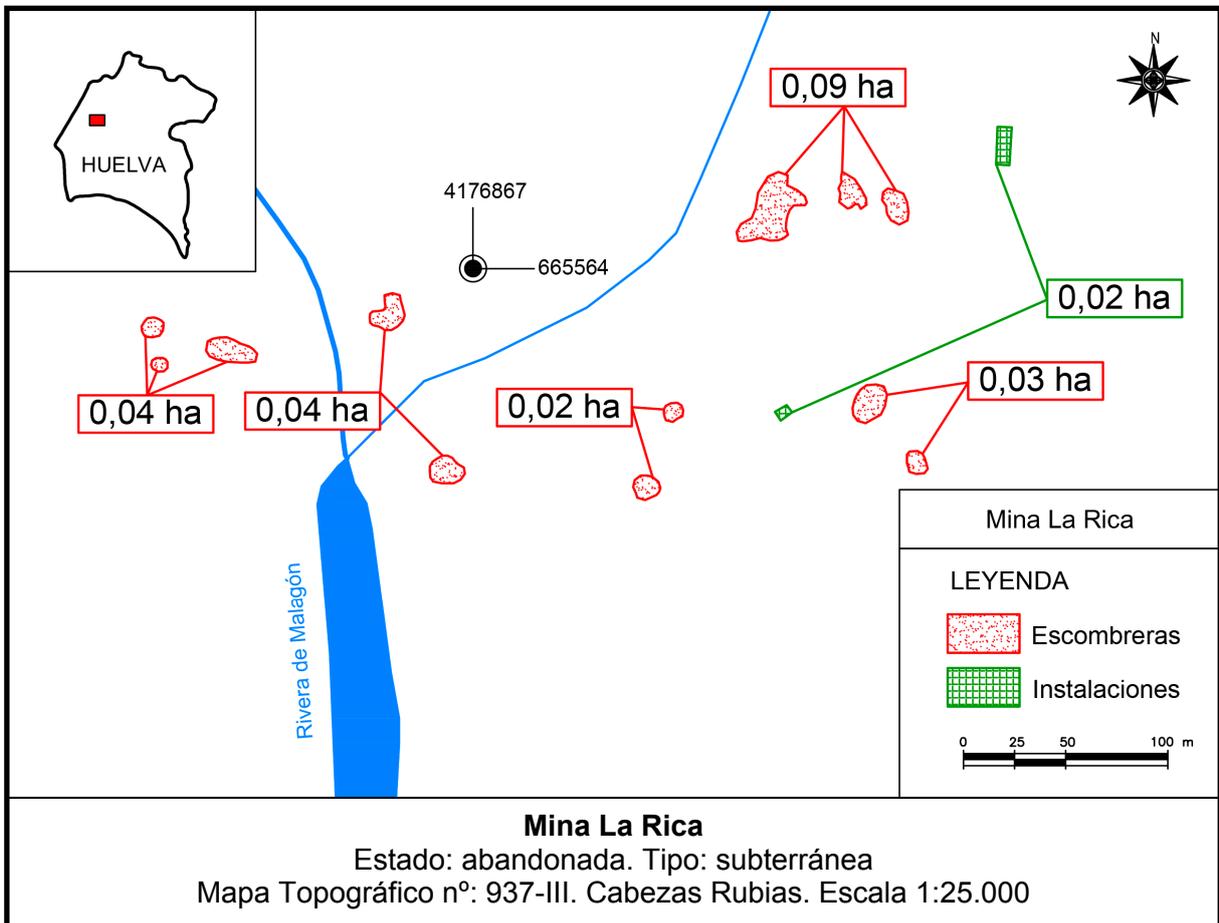
1.1.1.1.2 Subcuenca del Malagón



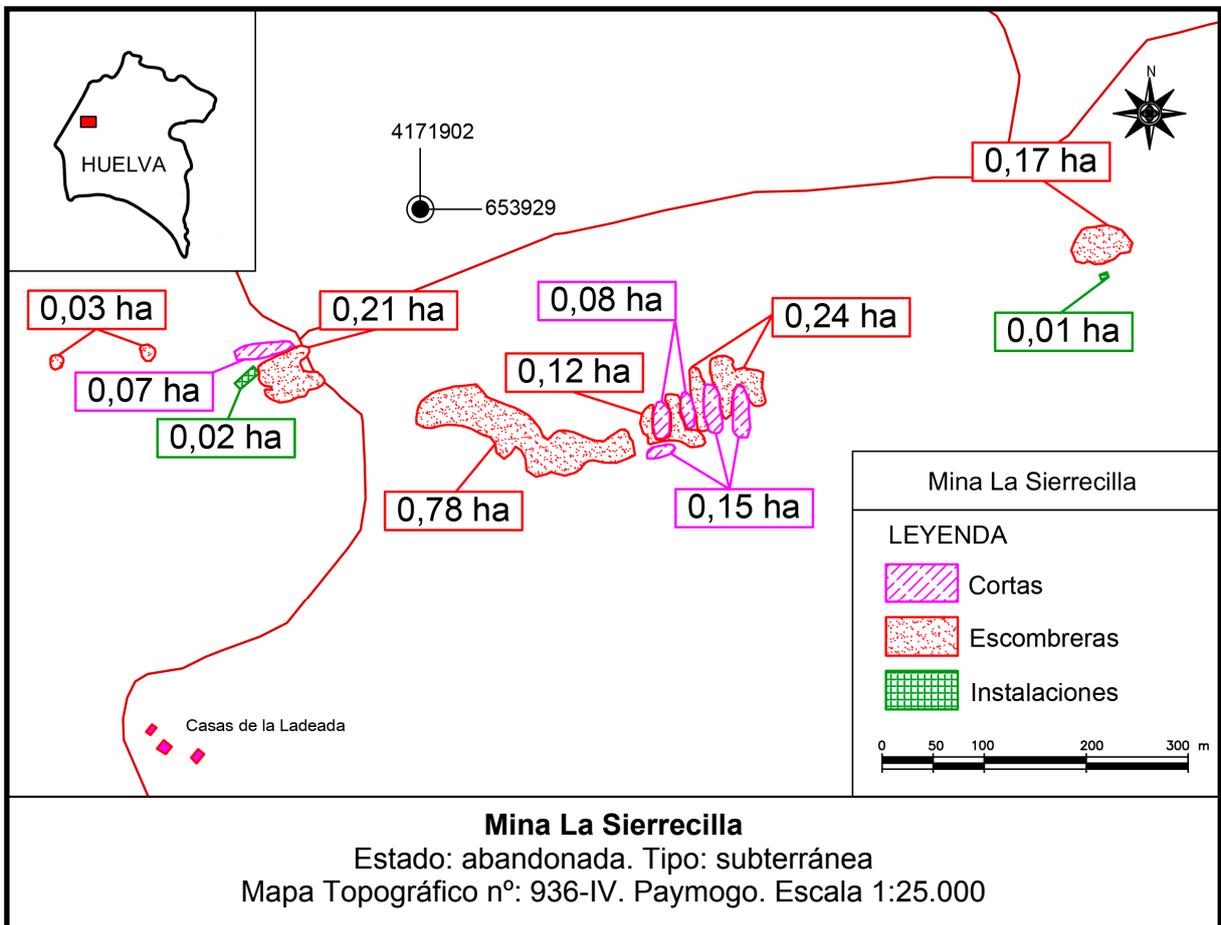
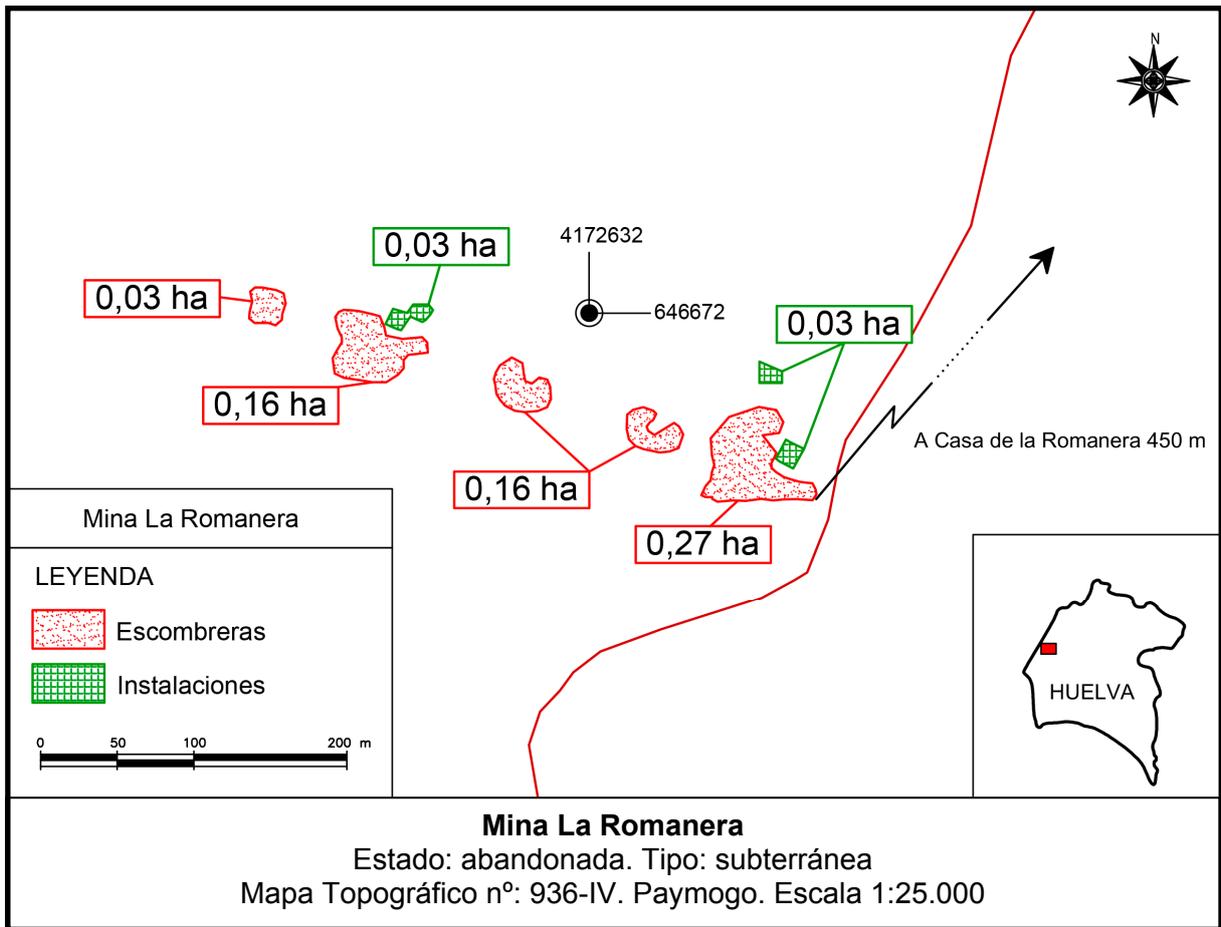
Mapa 7. Mina del Cura

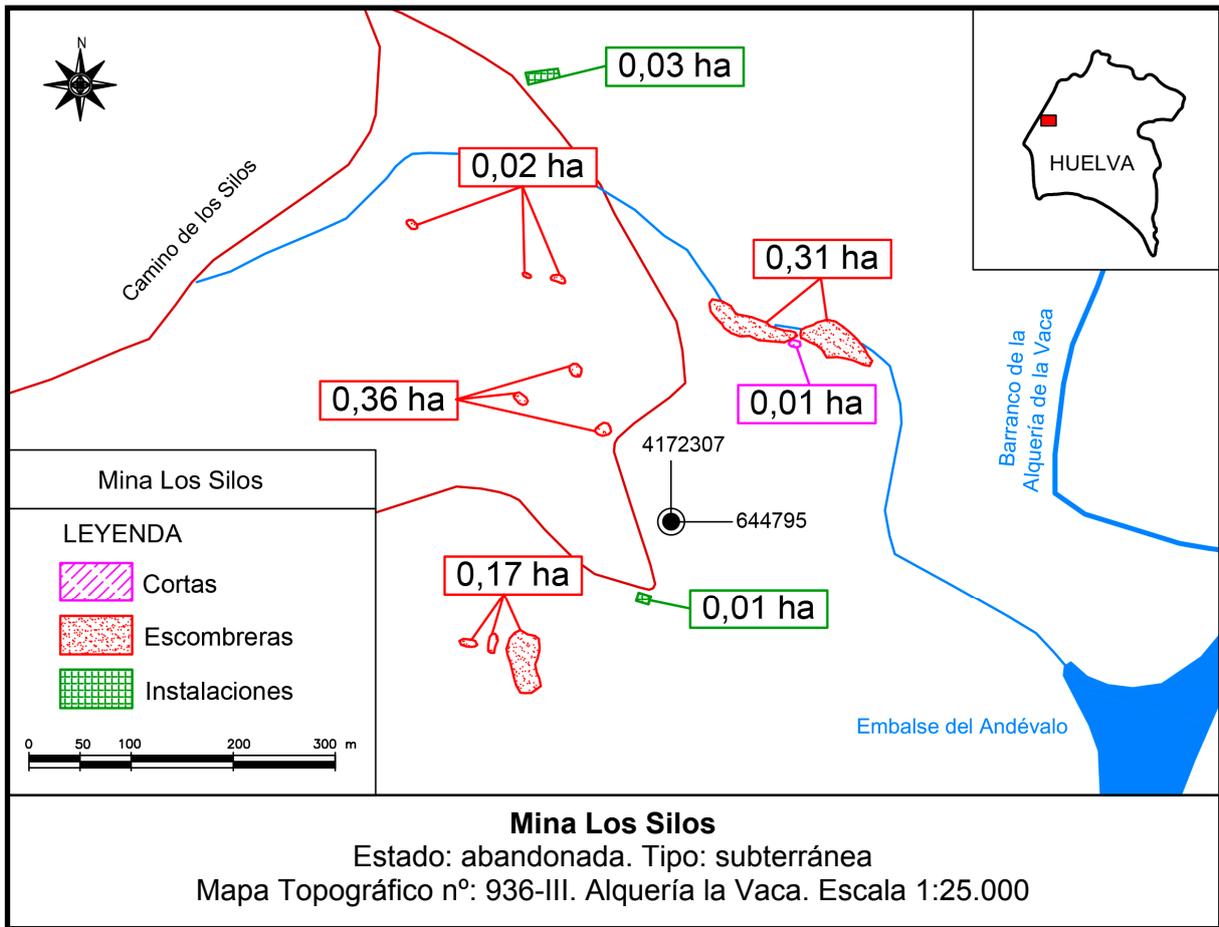


Mapa 8. Mina La Preciosa

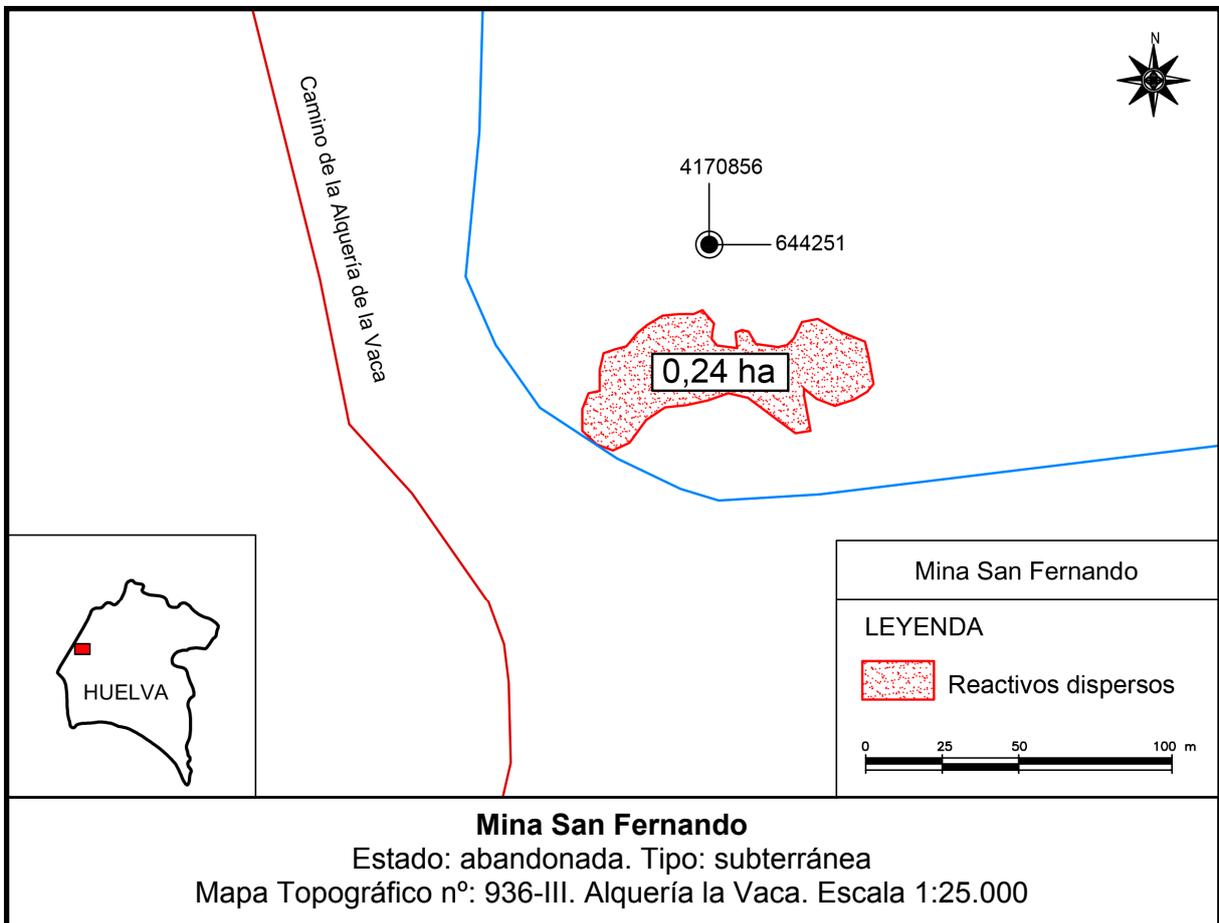


Mapa 9. Mina La Rica

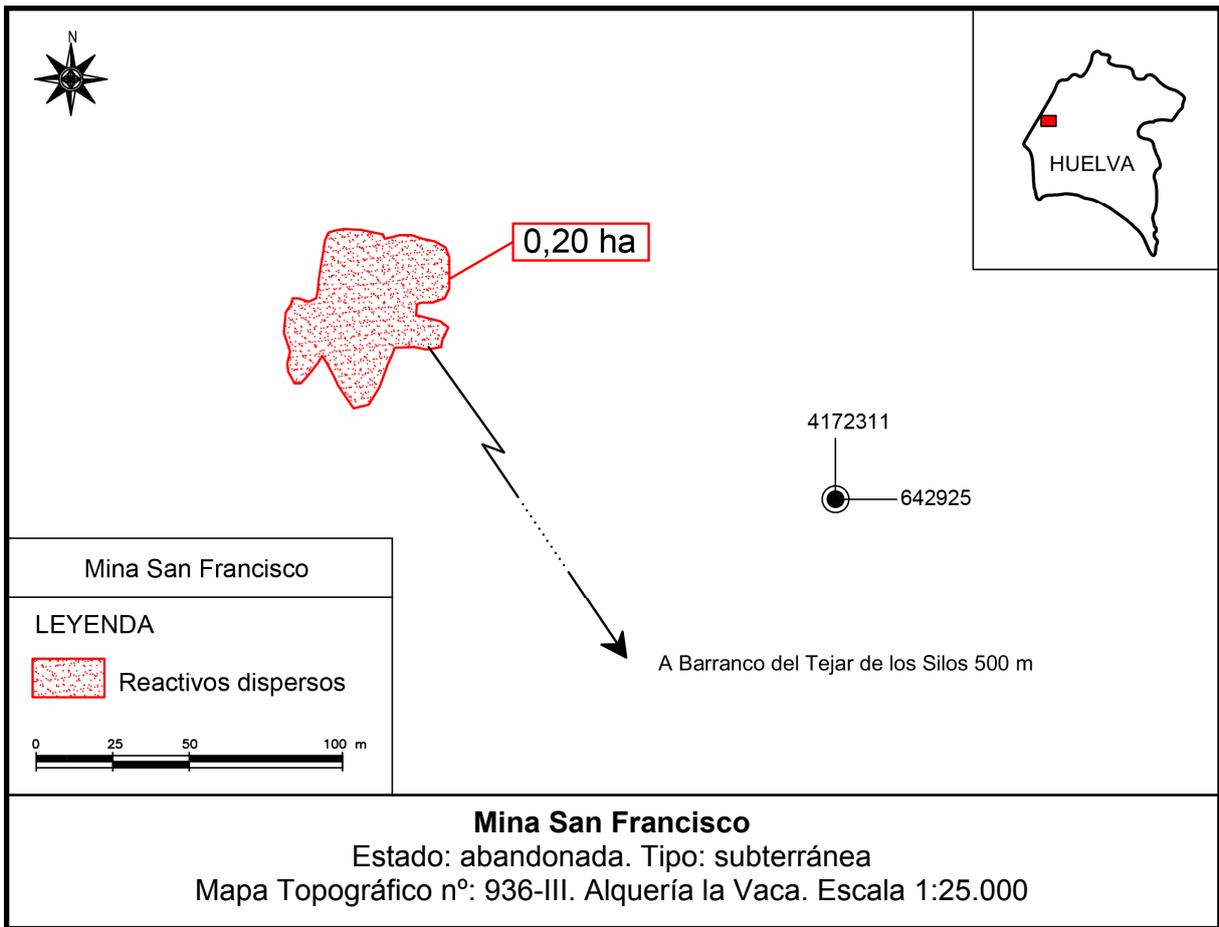




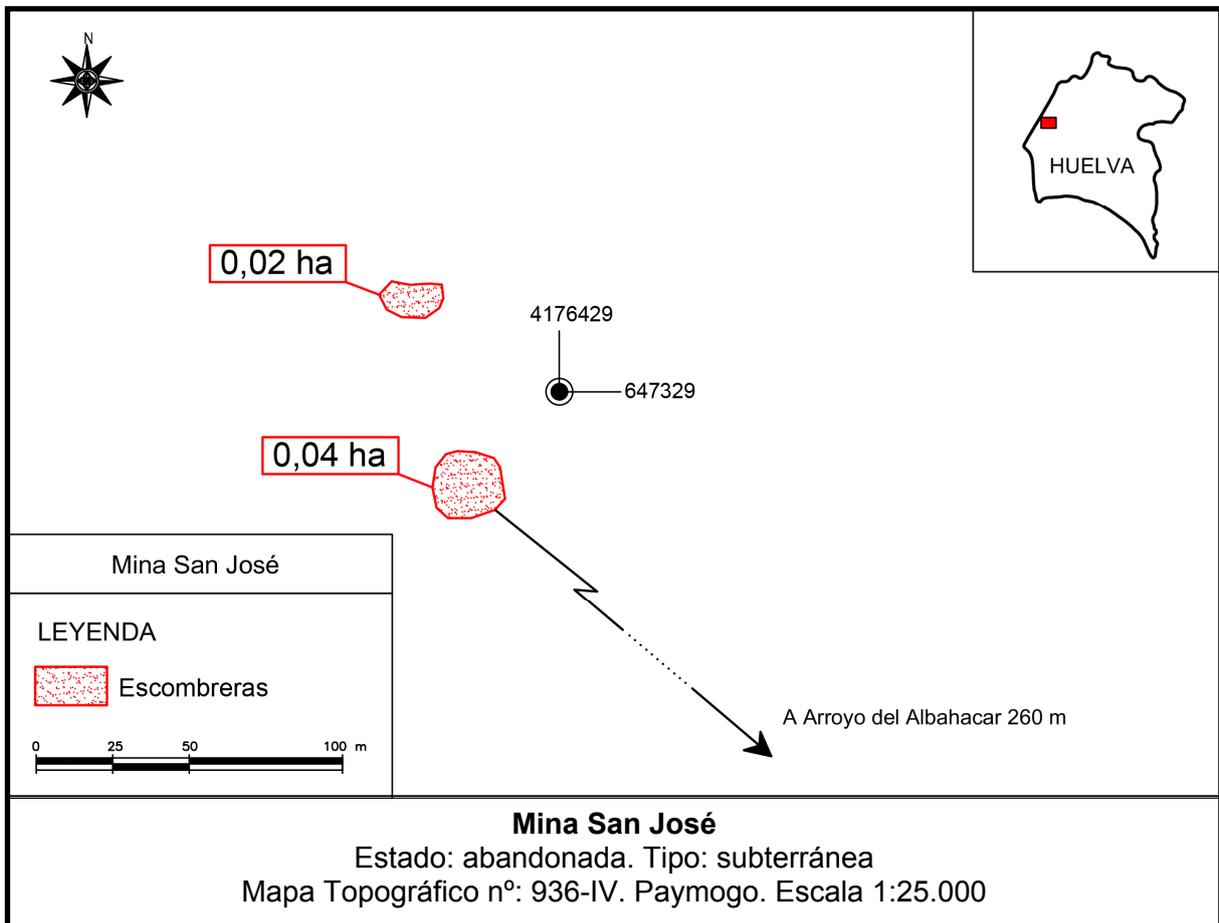
Mapa 12. Mina Los Silos



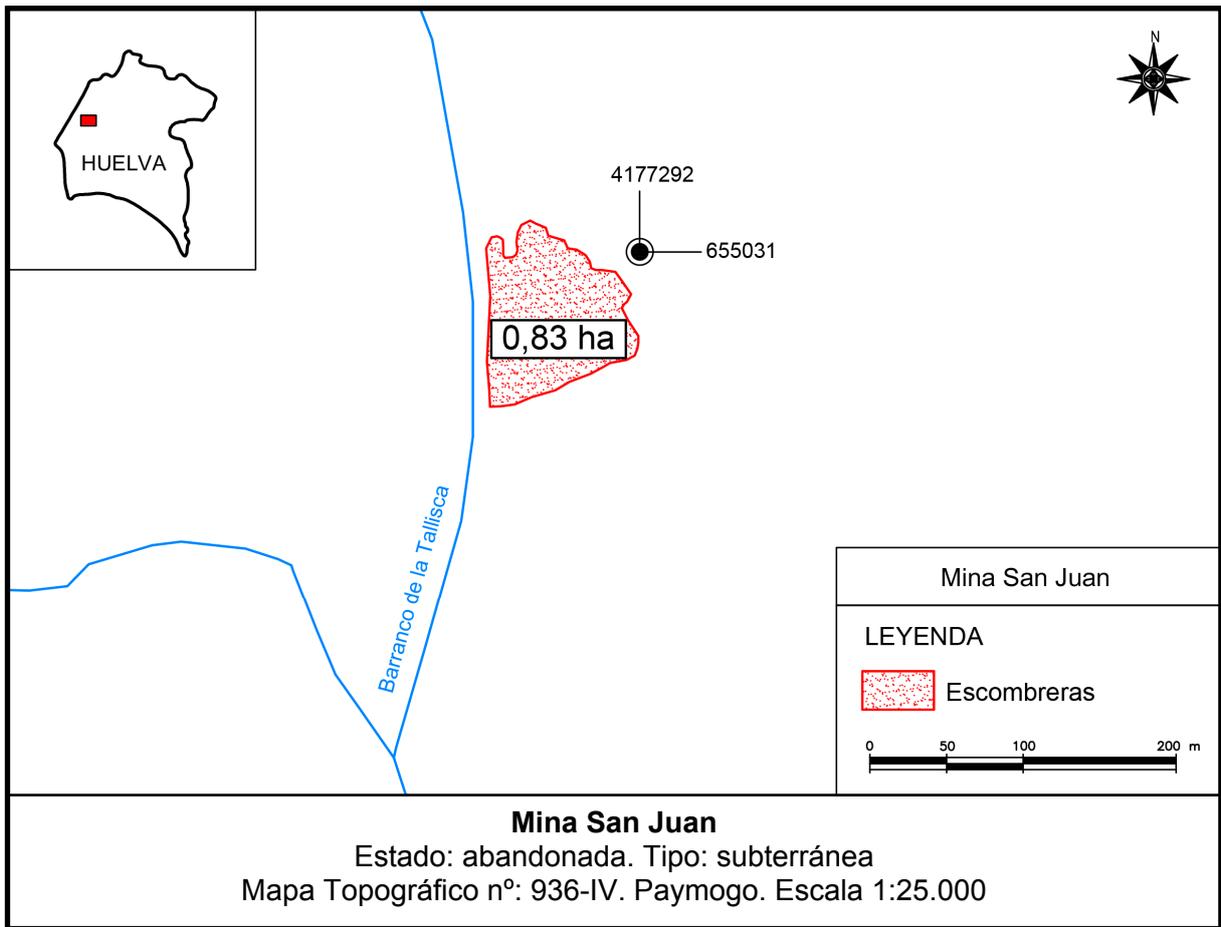
Mapa 13. Mina San Fernando



Mapa 14. Mina San Francisco

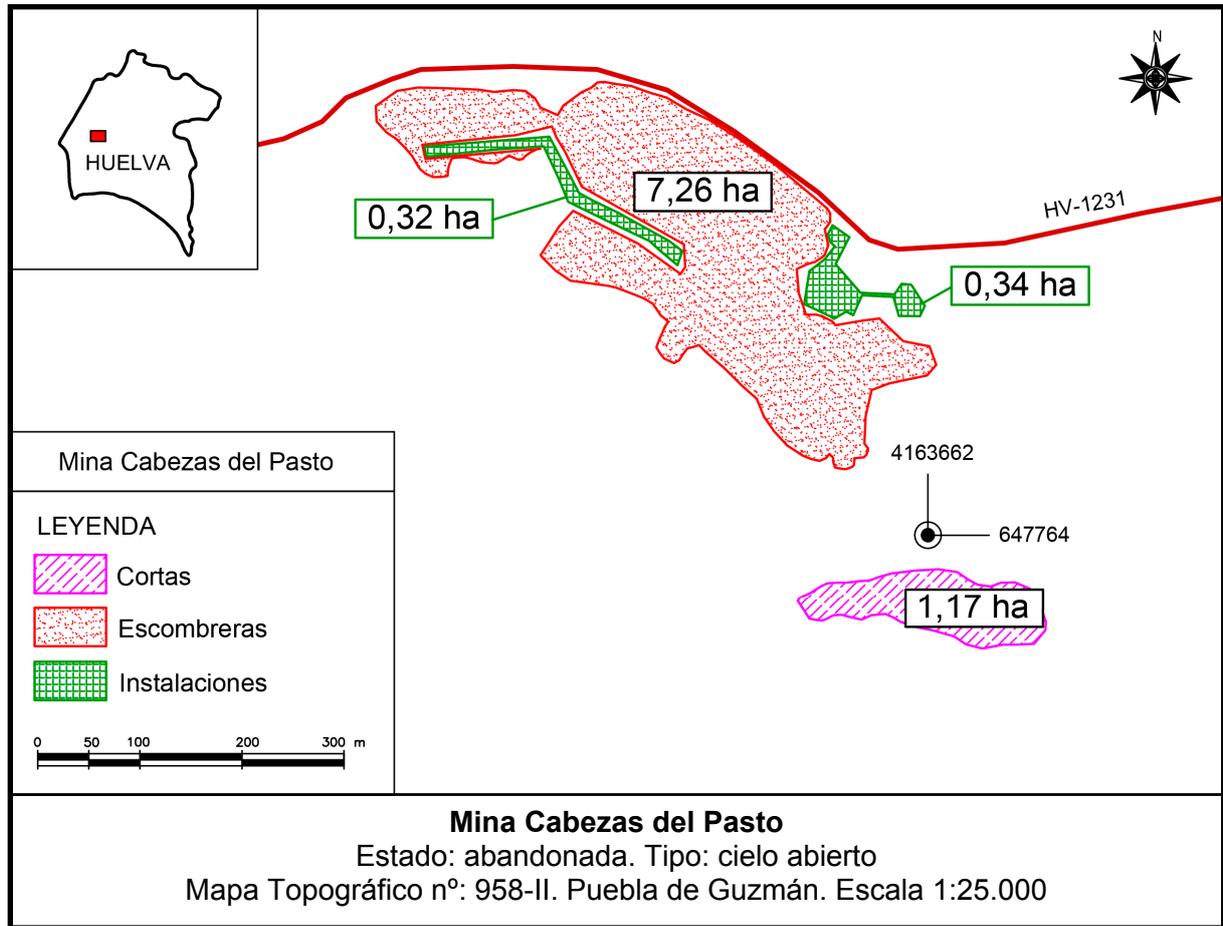


Mapa 15. Mina San José

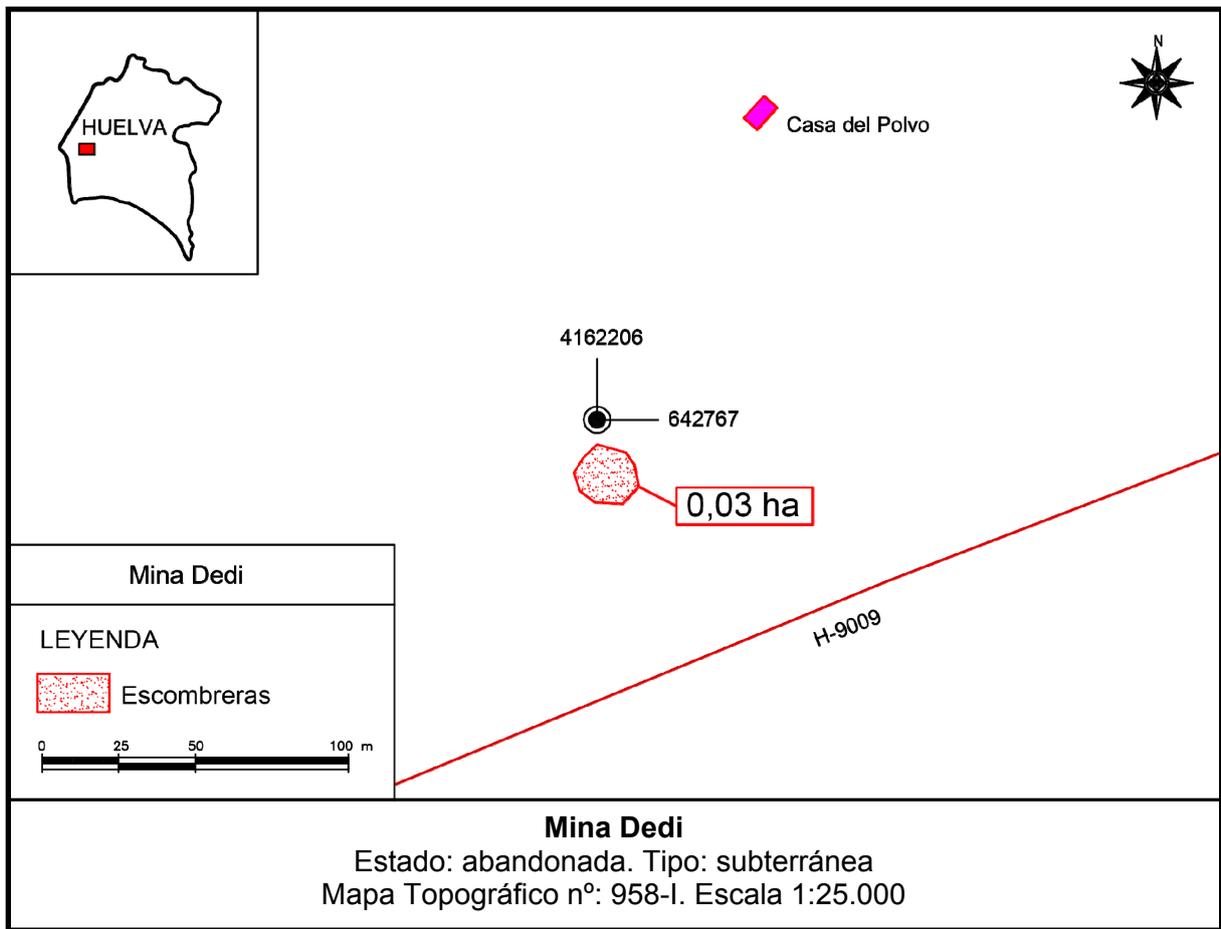


Mapa 16. Mina San Juan

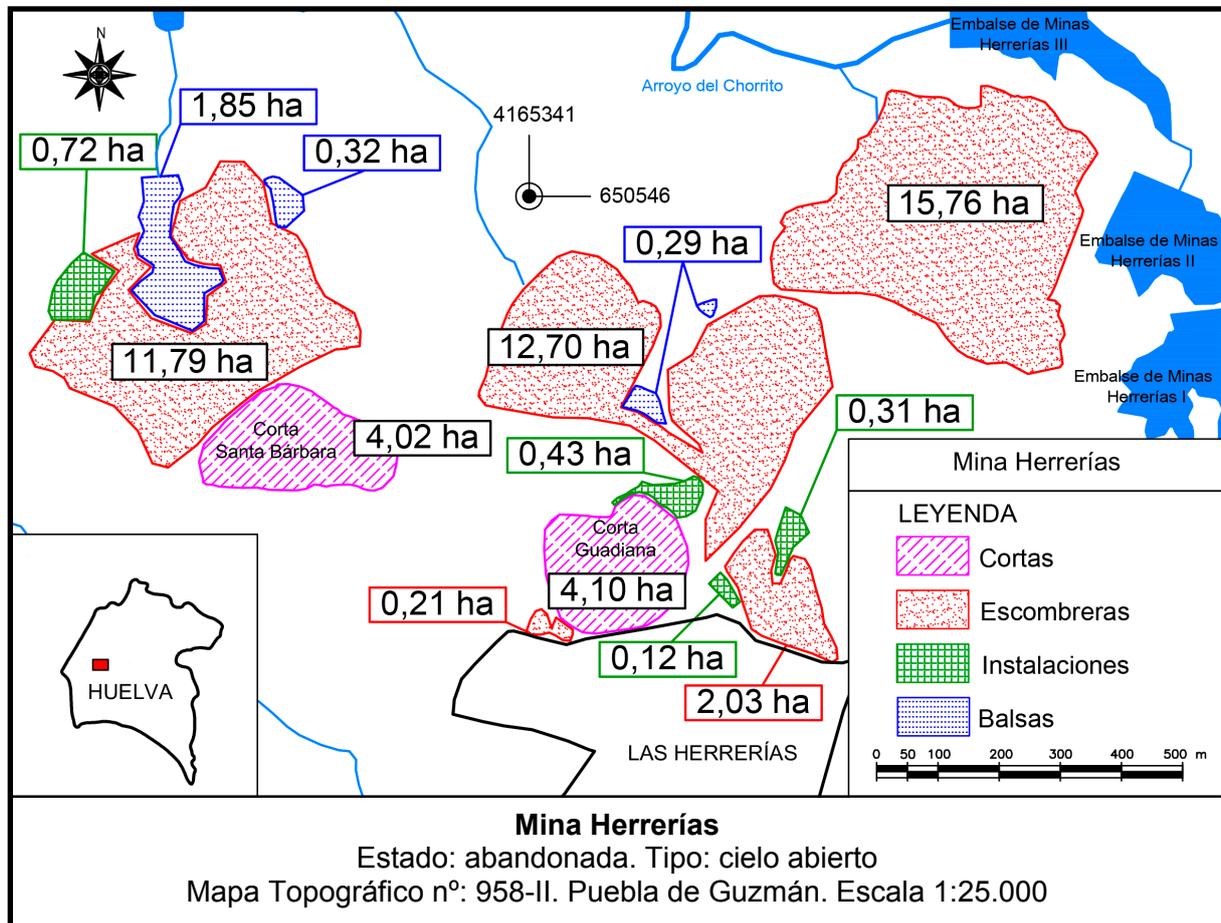
1.1.1.1.3 Subcuenca del Cobica



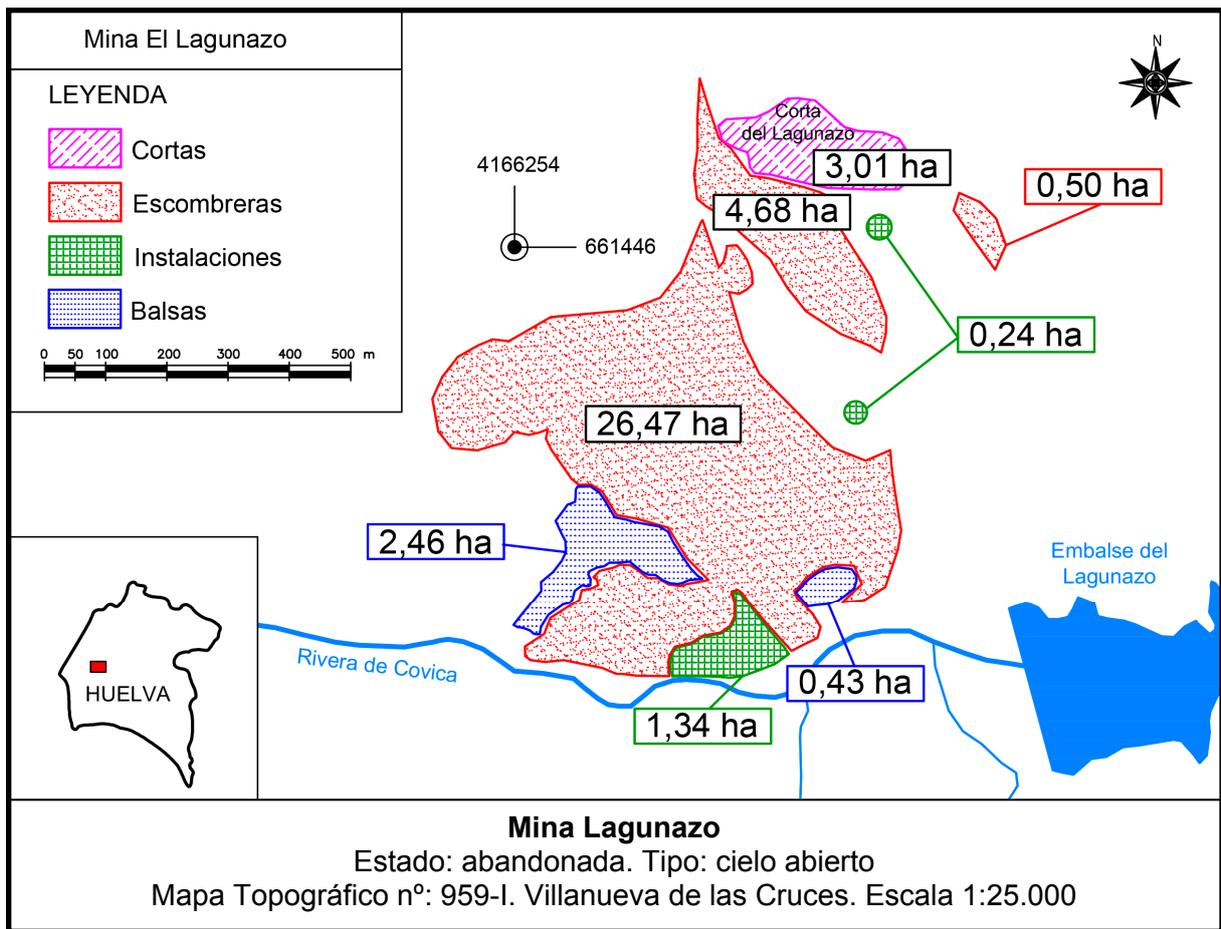
Mapa 17. Mina Cabezas del Pasto



Mapa 18. Mina Dedi



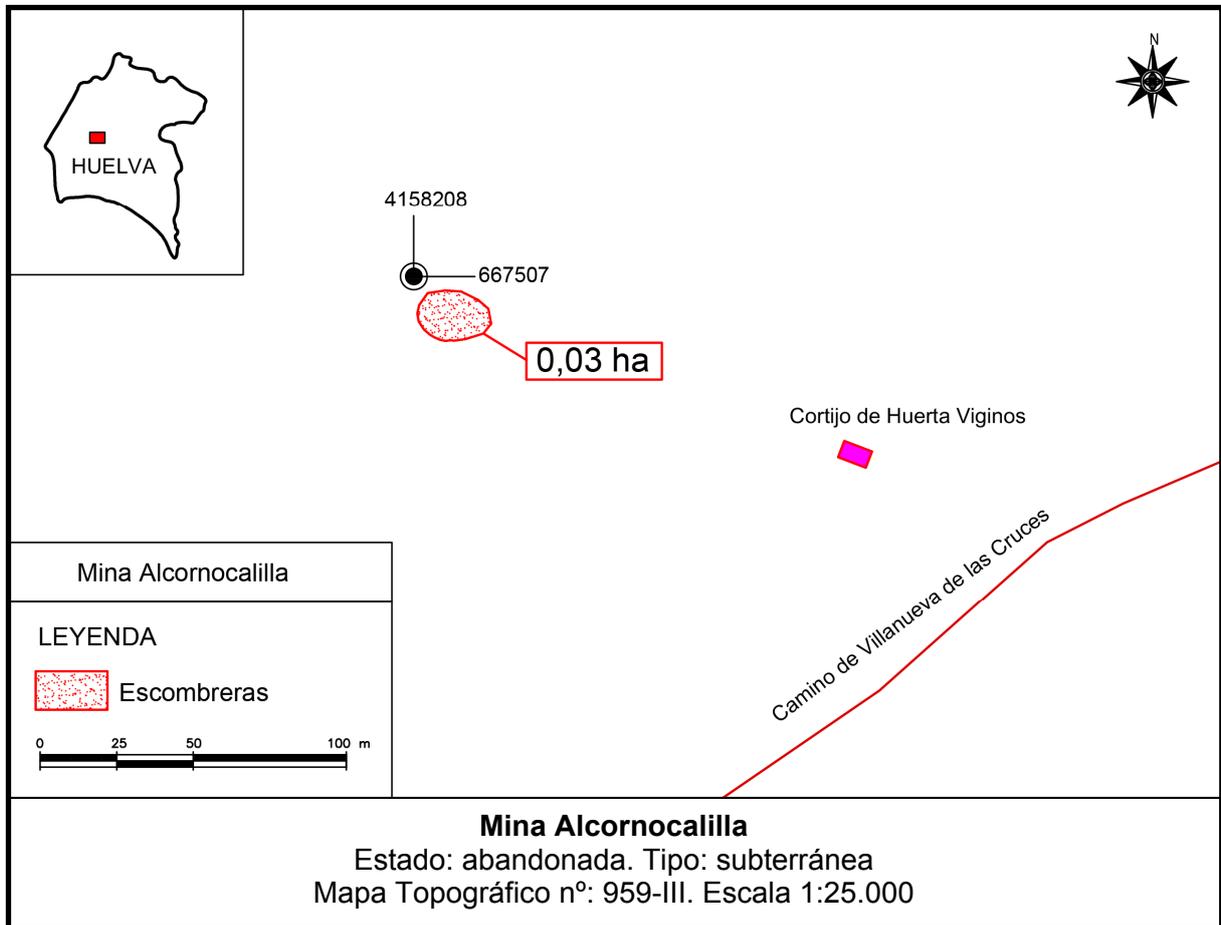
Mapa 19. Mina Herrerías



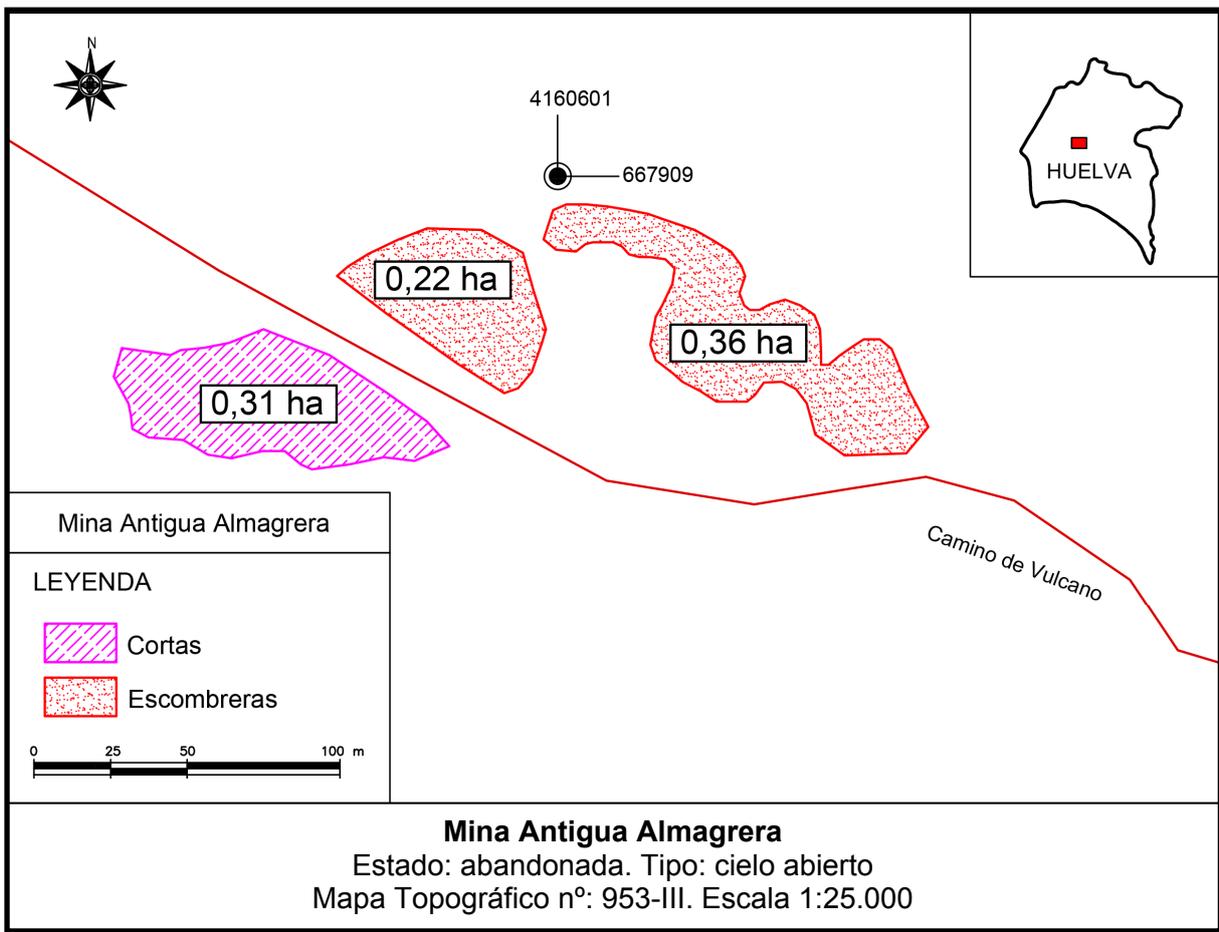
Mapa 20. Mina Lagunazo

5.1.1.2 Cuenca del Odiel

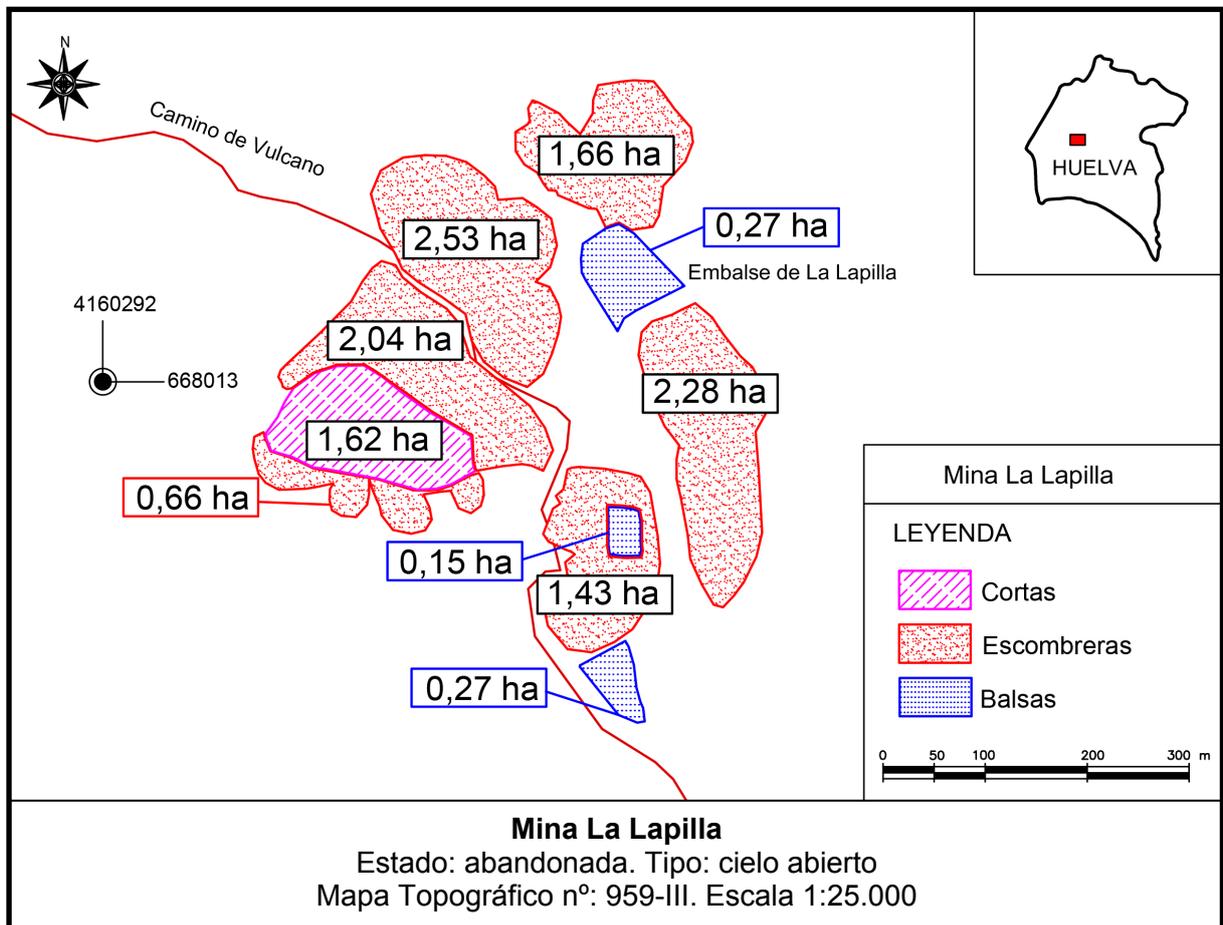
1.1.1.2.1 Subcuenca del Meca



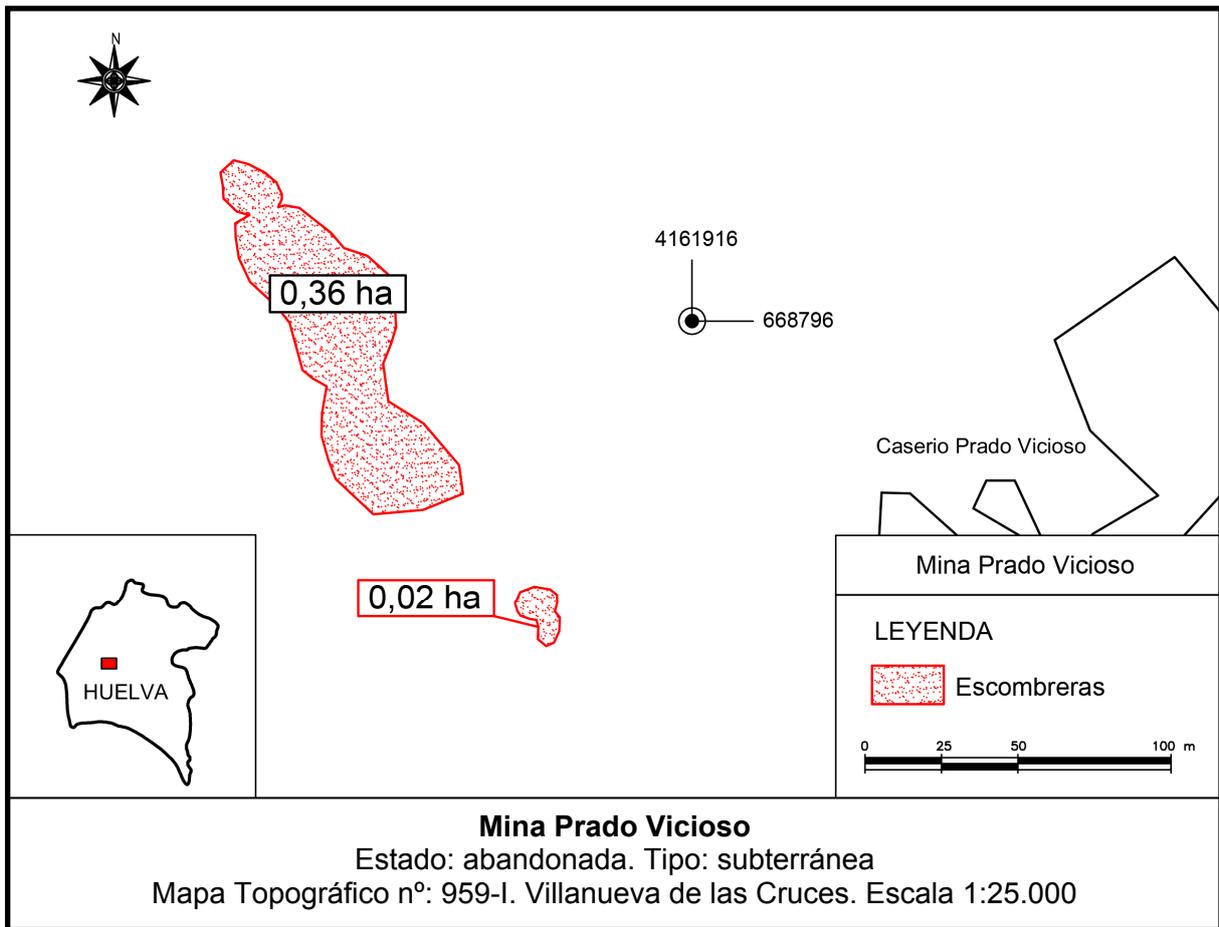
Mapa 21. Mina Alcornocalilla



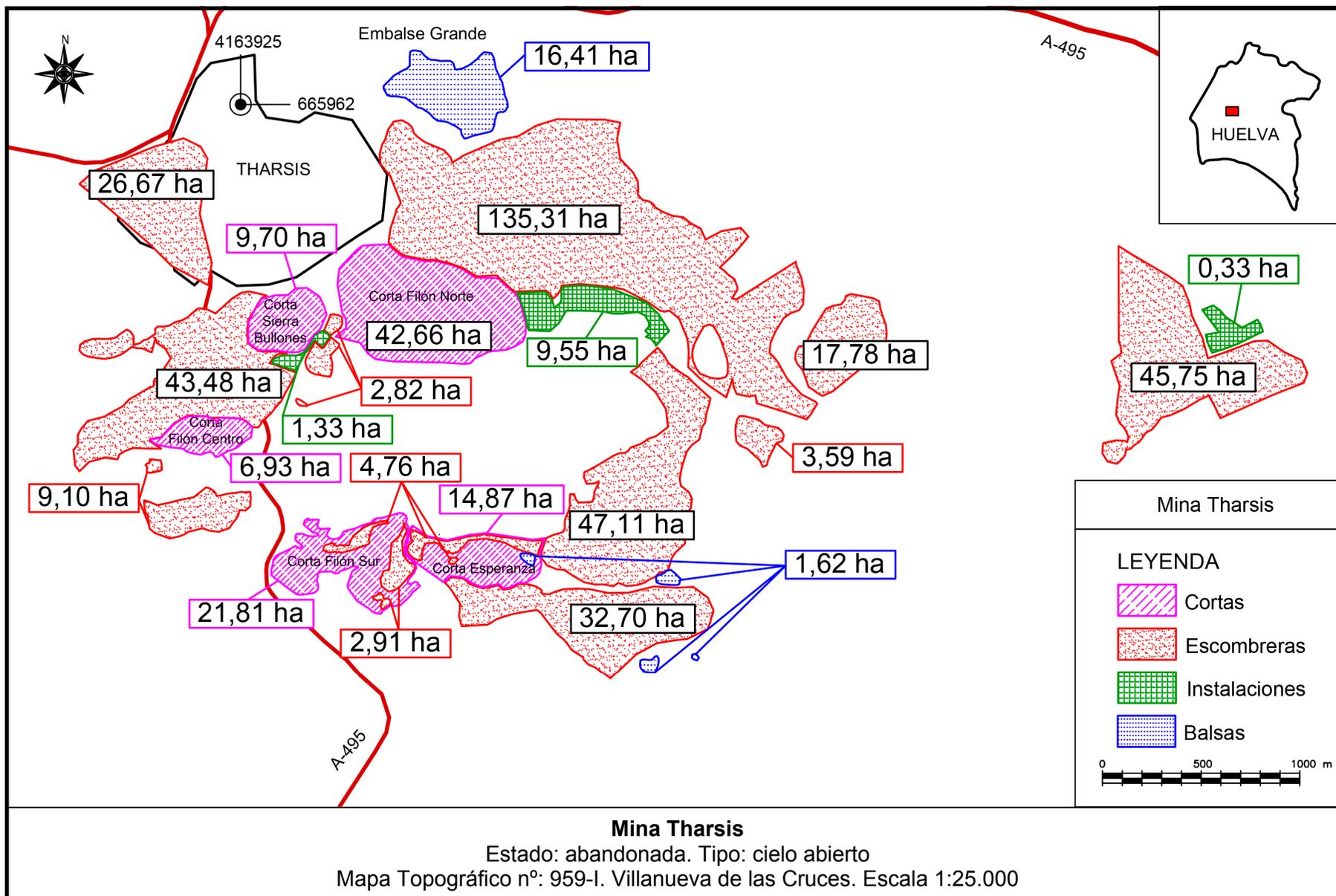
Mapa 22. Mina Antigua Almagrera



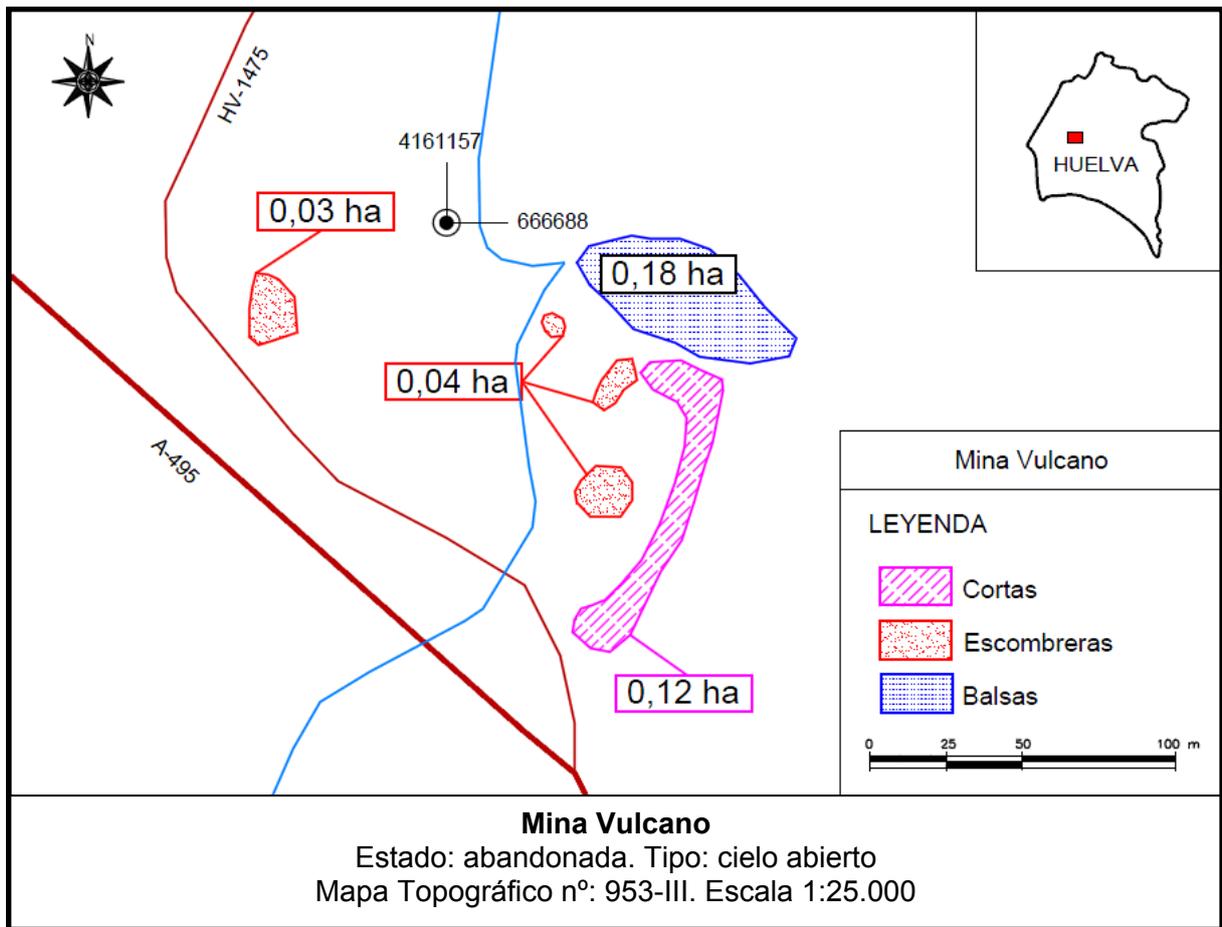
Mapa 23. Mina La Lapilla



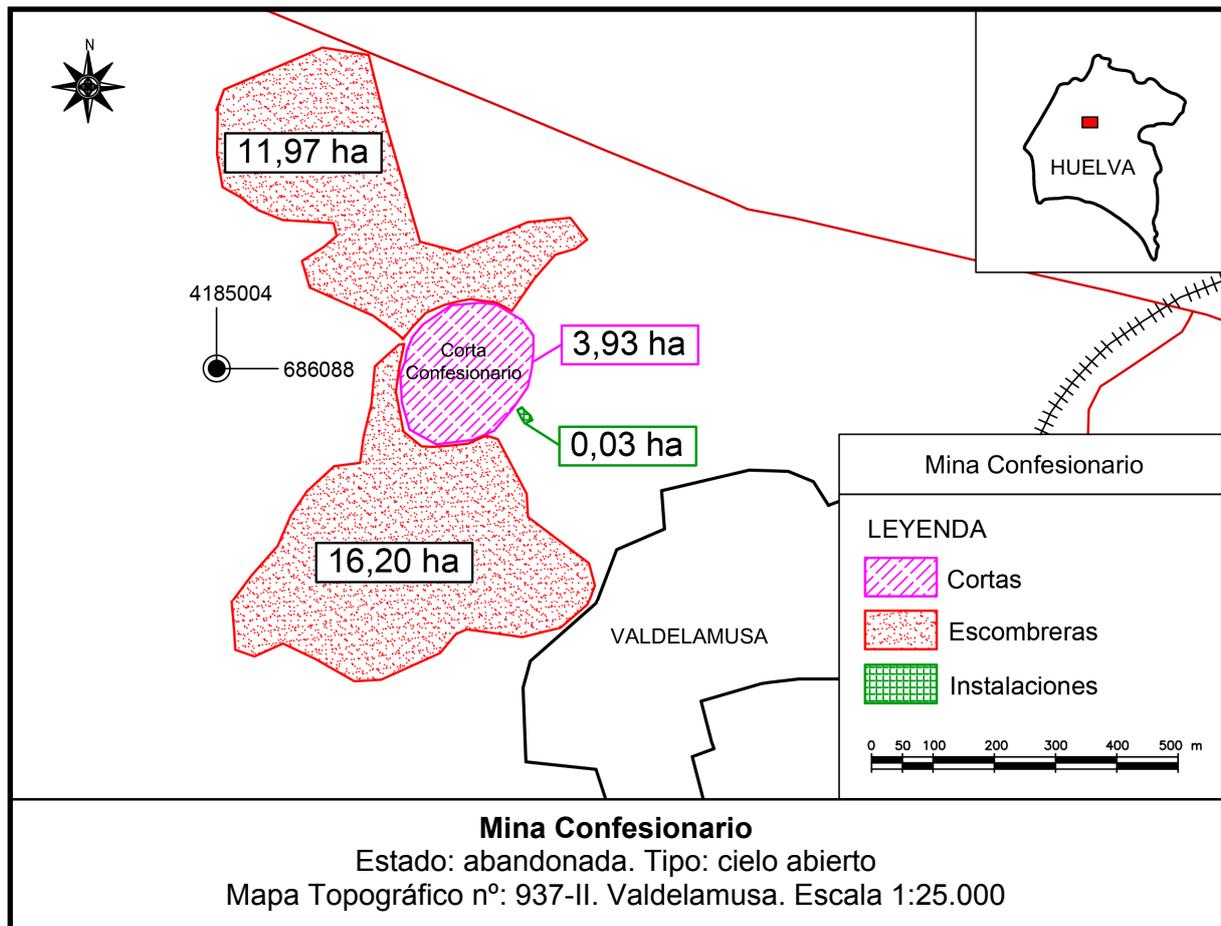
Mapa 24. Mina Prado Vicioso



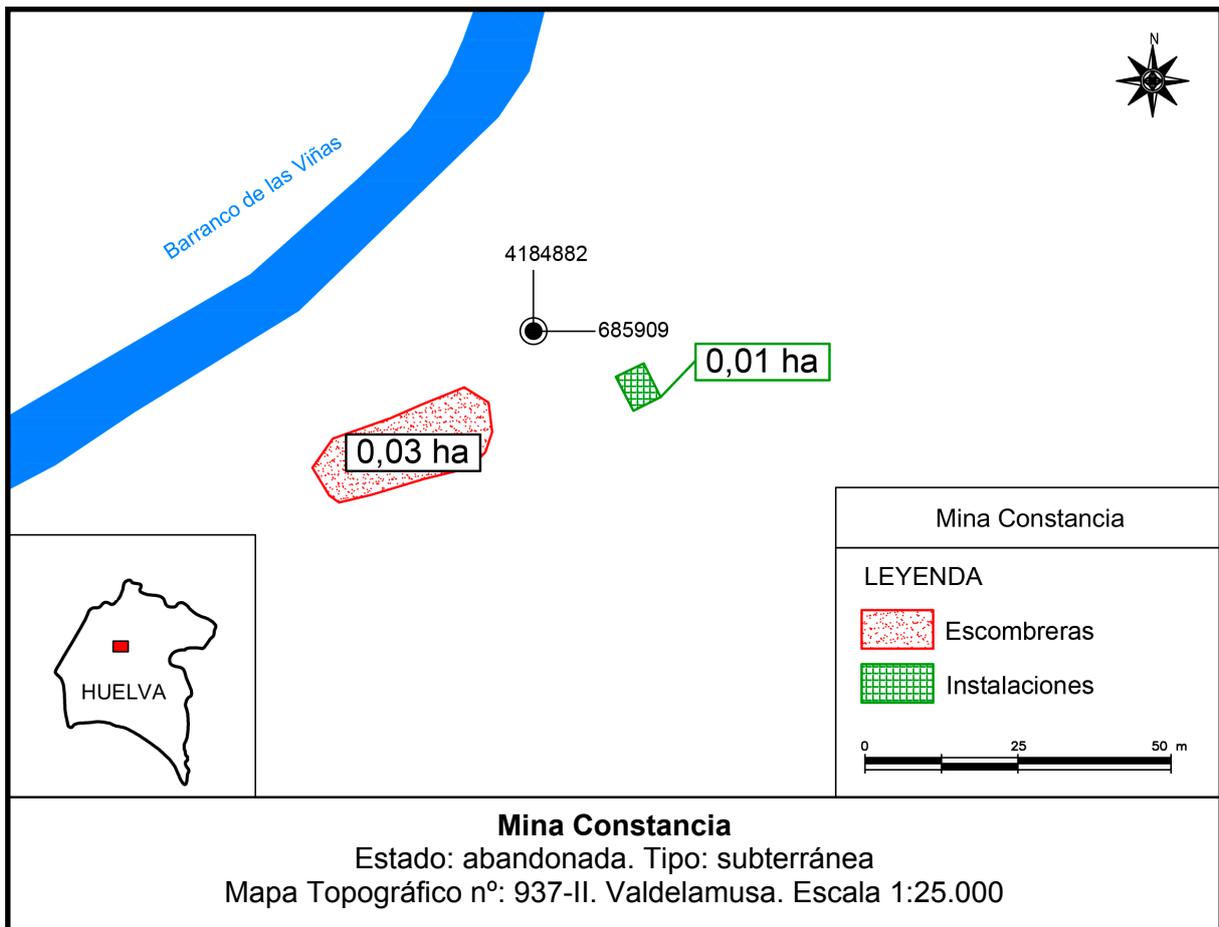
Mapa 25. Mina Tharsis



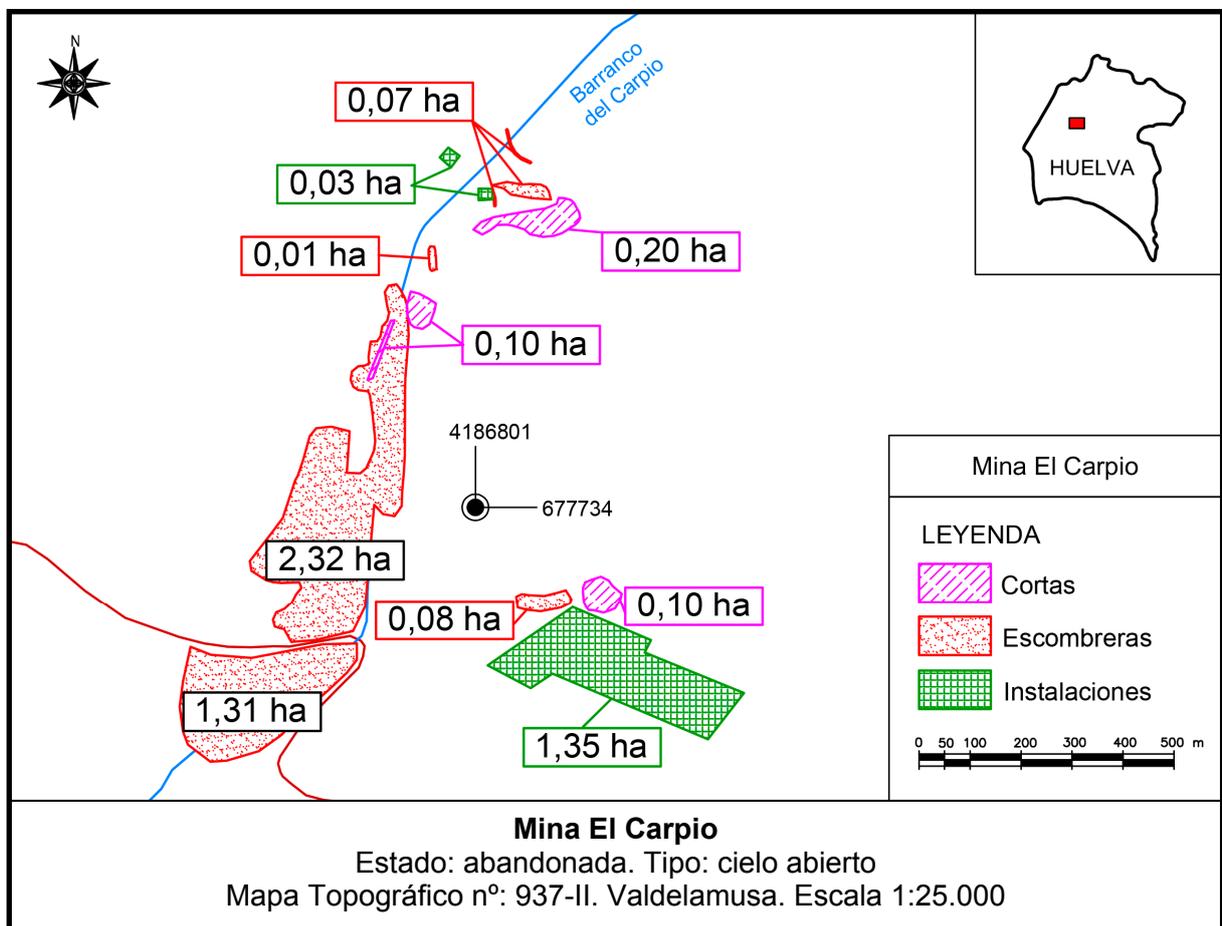
1.1.1.2.2 Subcuenca del Oraque



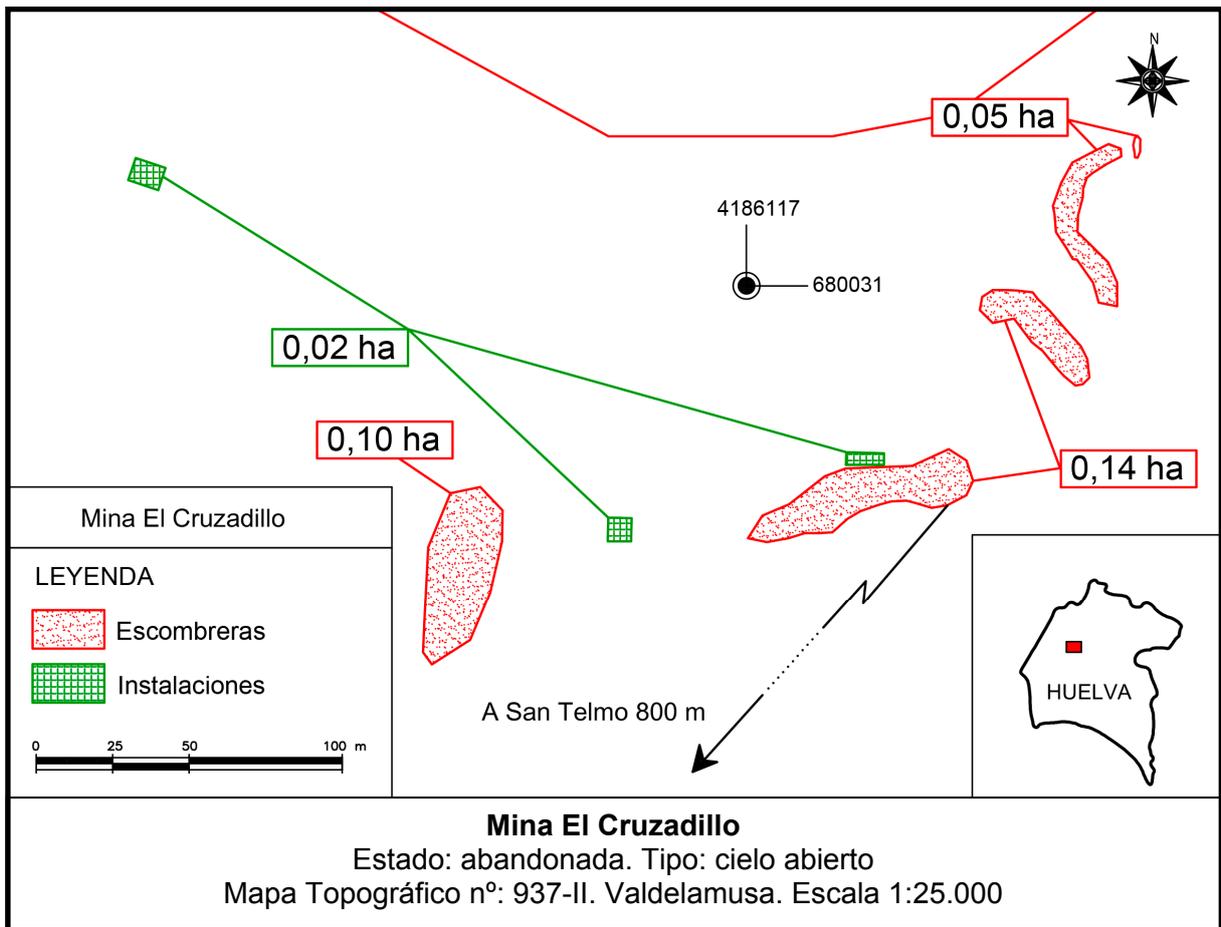
Mapa 27. Mina Confesionario



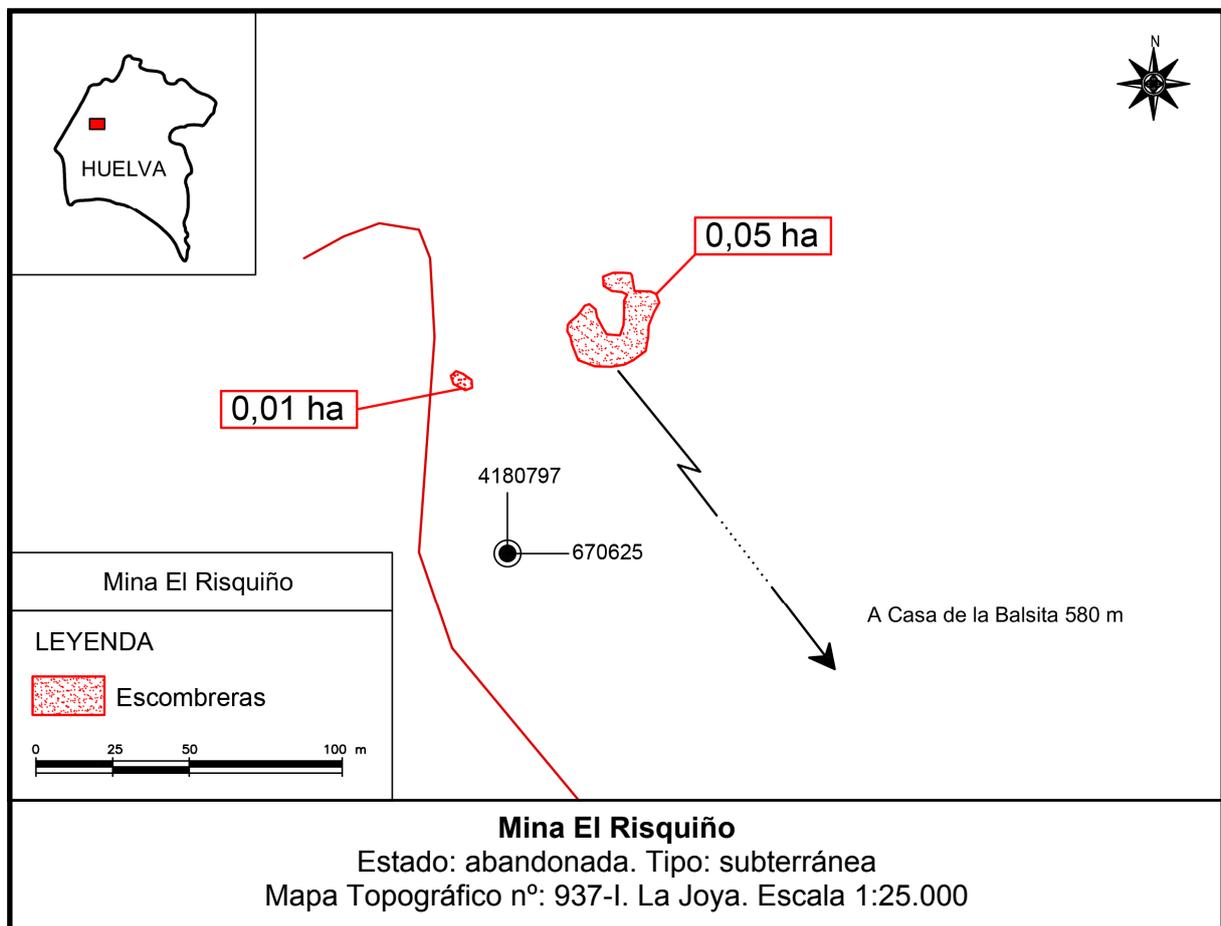
Mapa 28. Mina Constancia



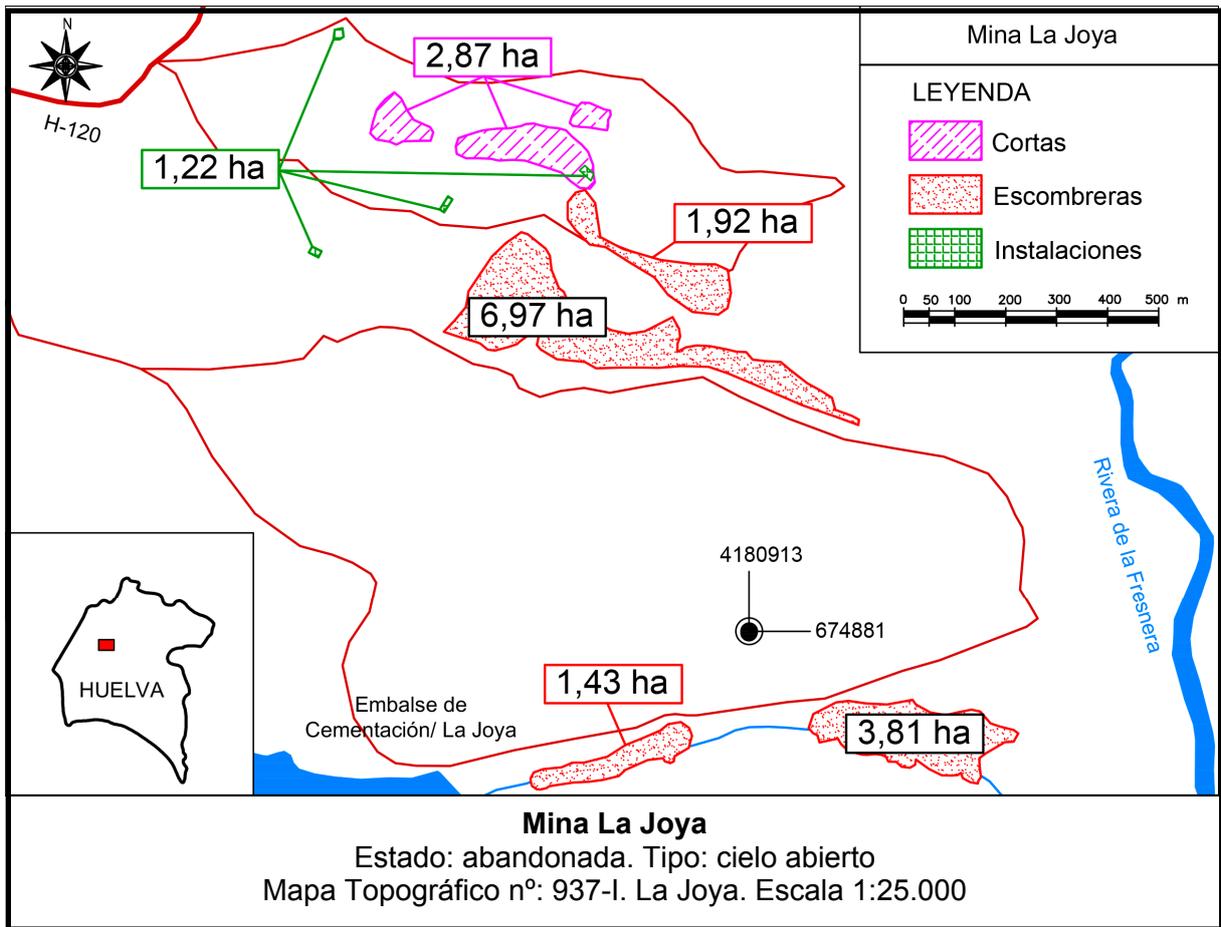
Mapa 29. Mina El Carpio



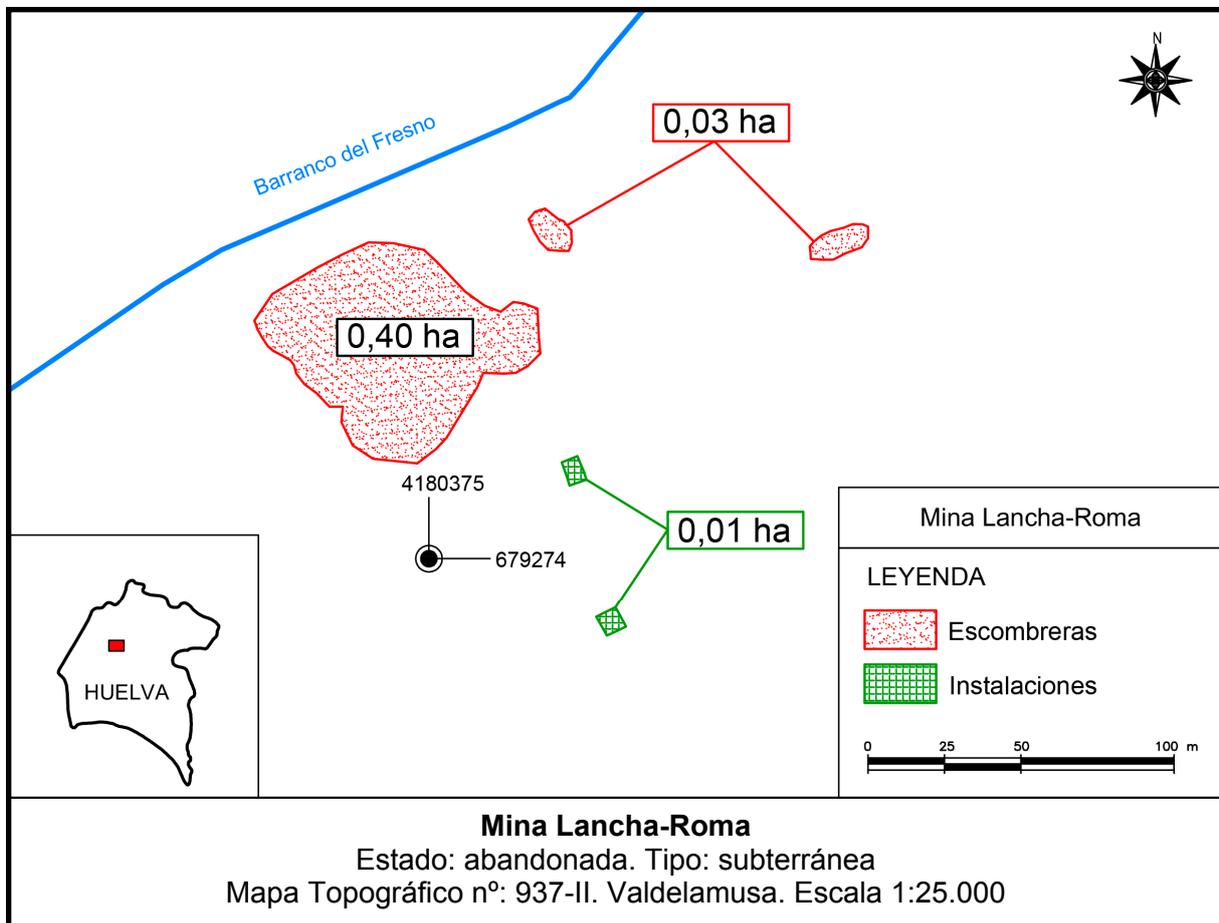
Mapa 30. Mina El Cruzadillo



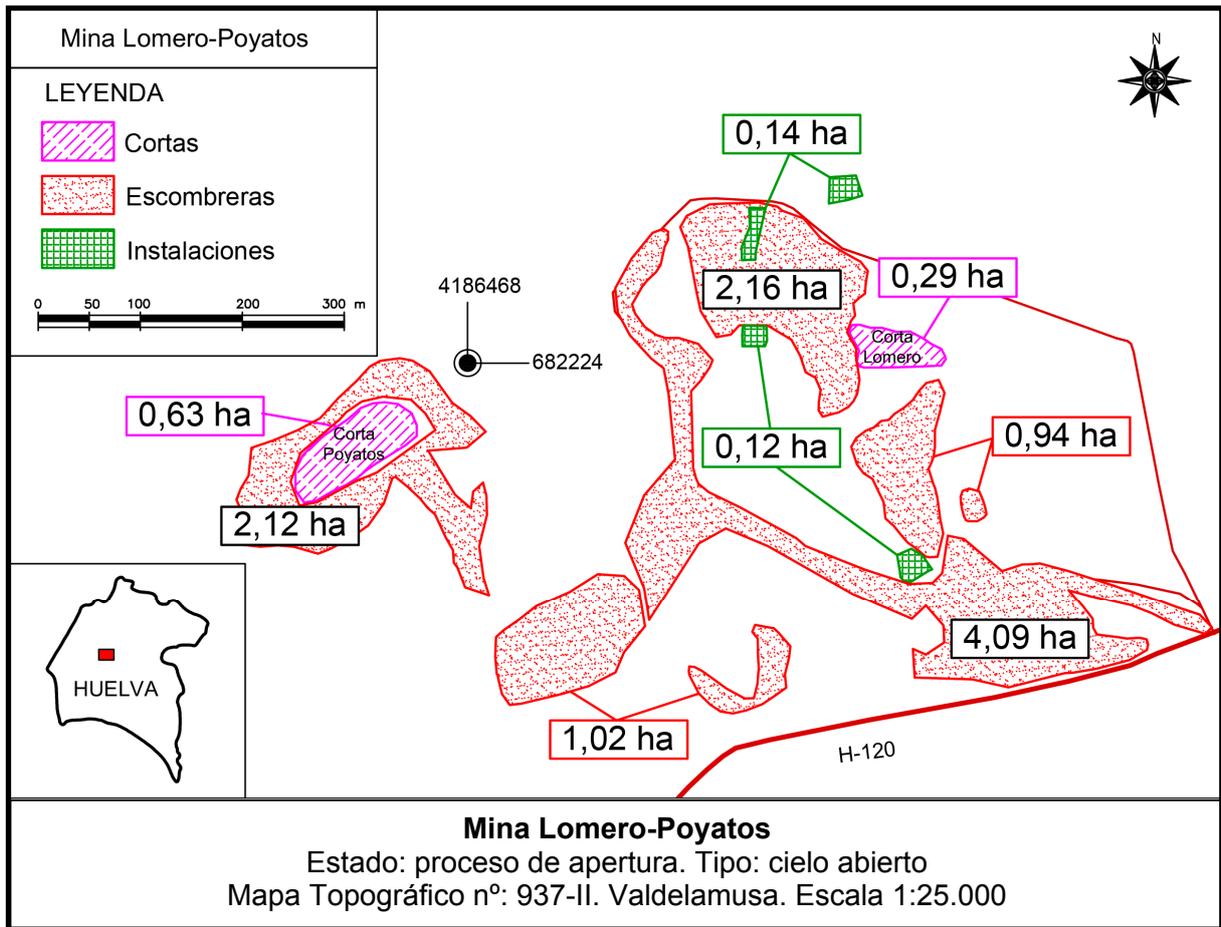
Mapa 31. Mina El Riskiño



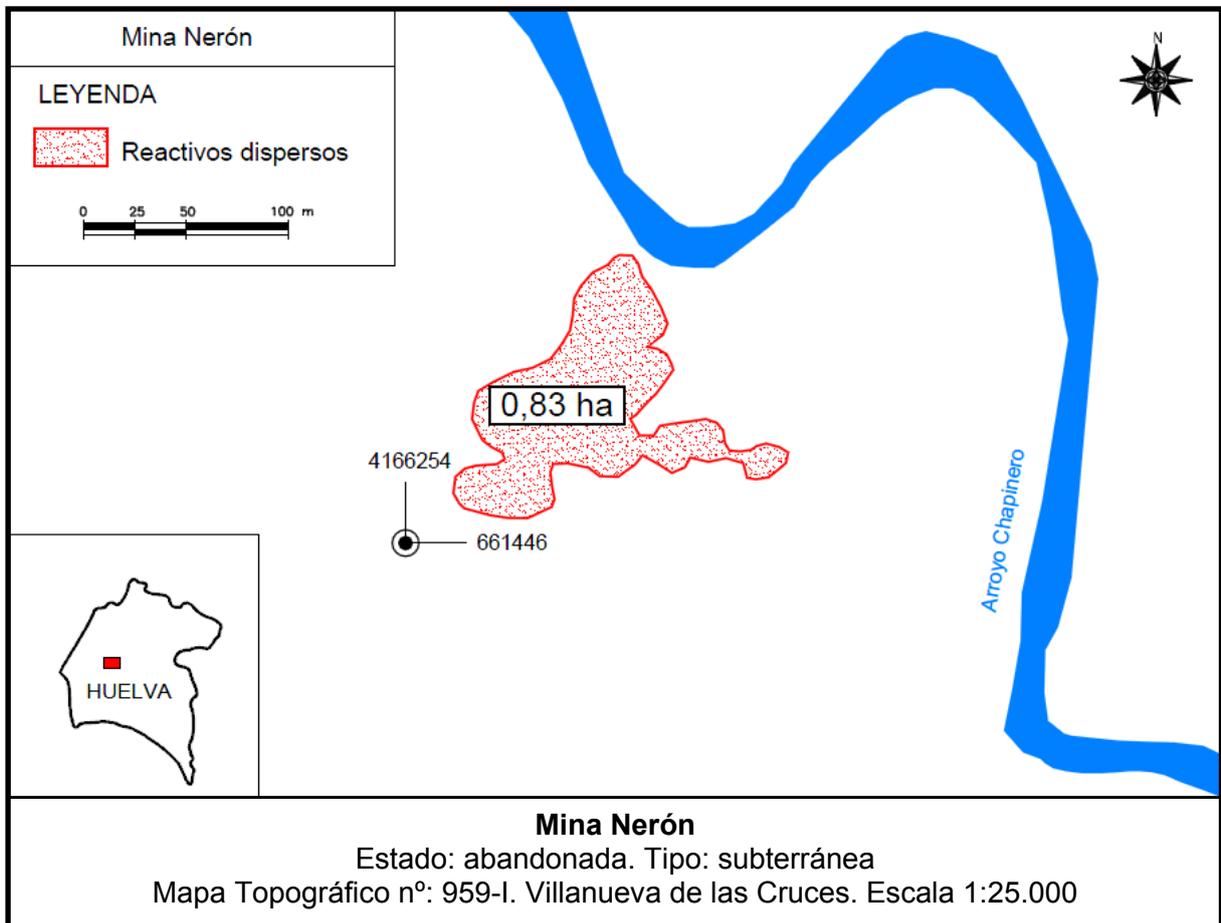
Mapa 32. Mina La Joya



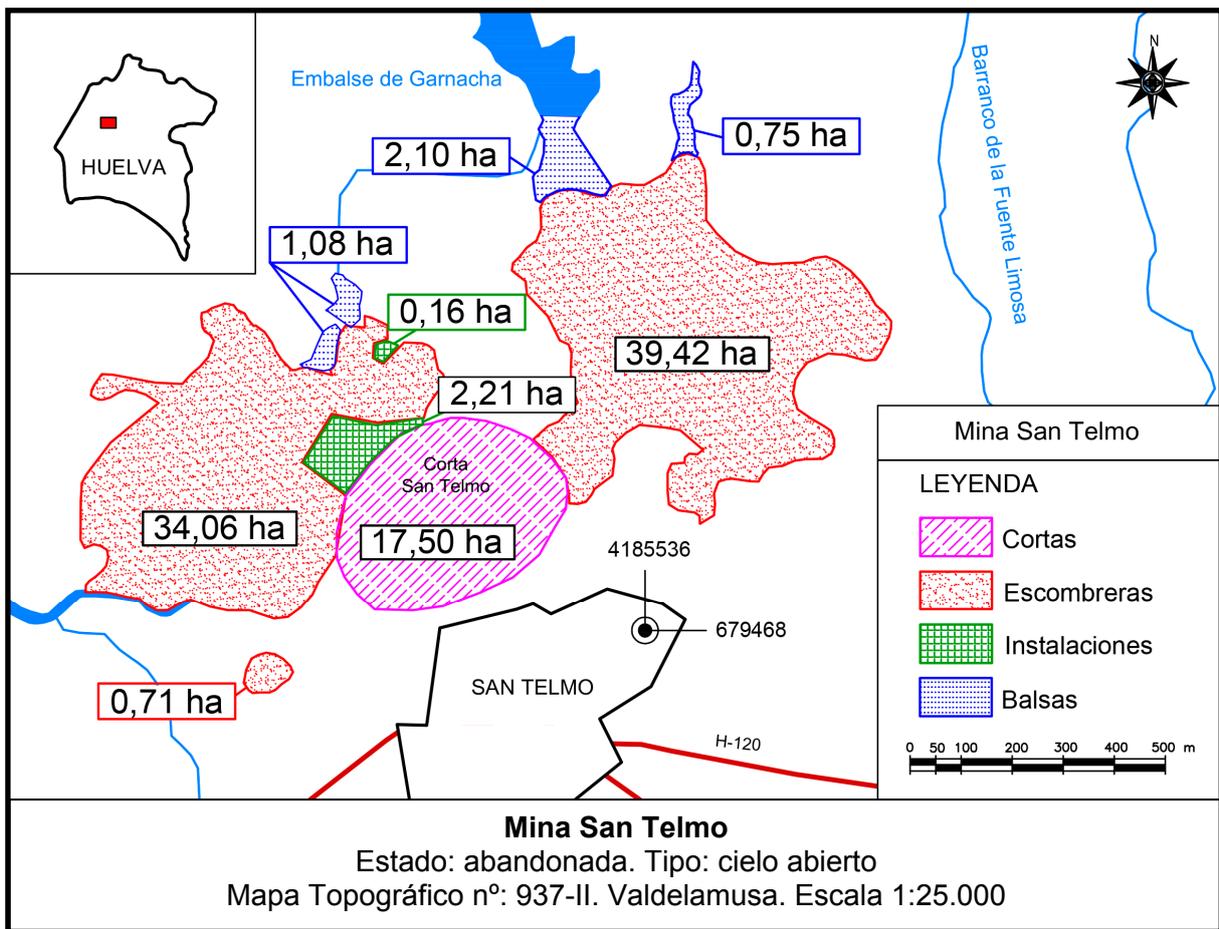
Mapa 33. Mina Lancha-Roma



Mapa 34. Mina Lomero-Poyatos

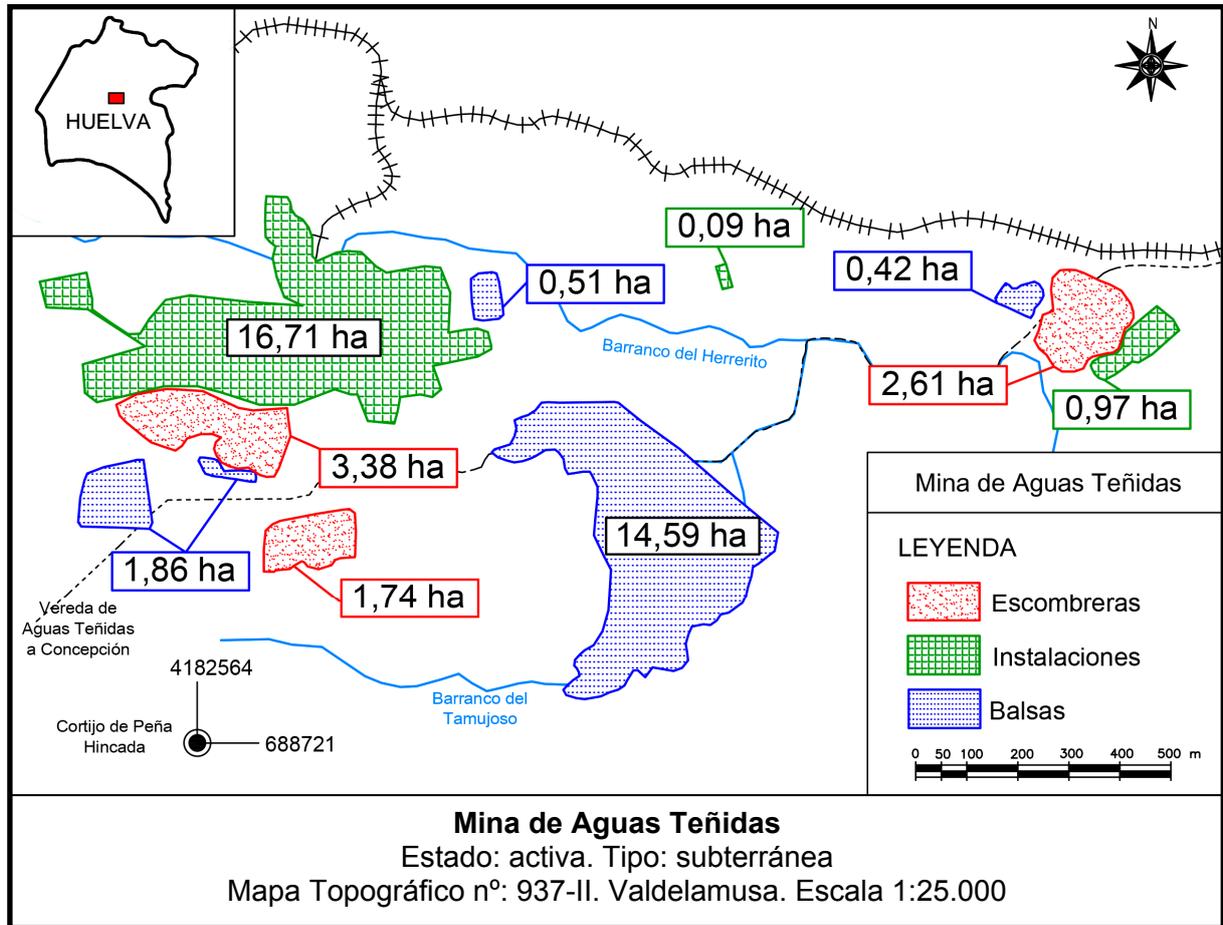


Mapa 35. Mina Nerón

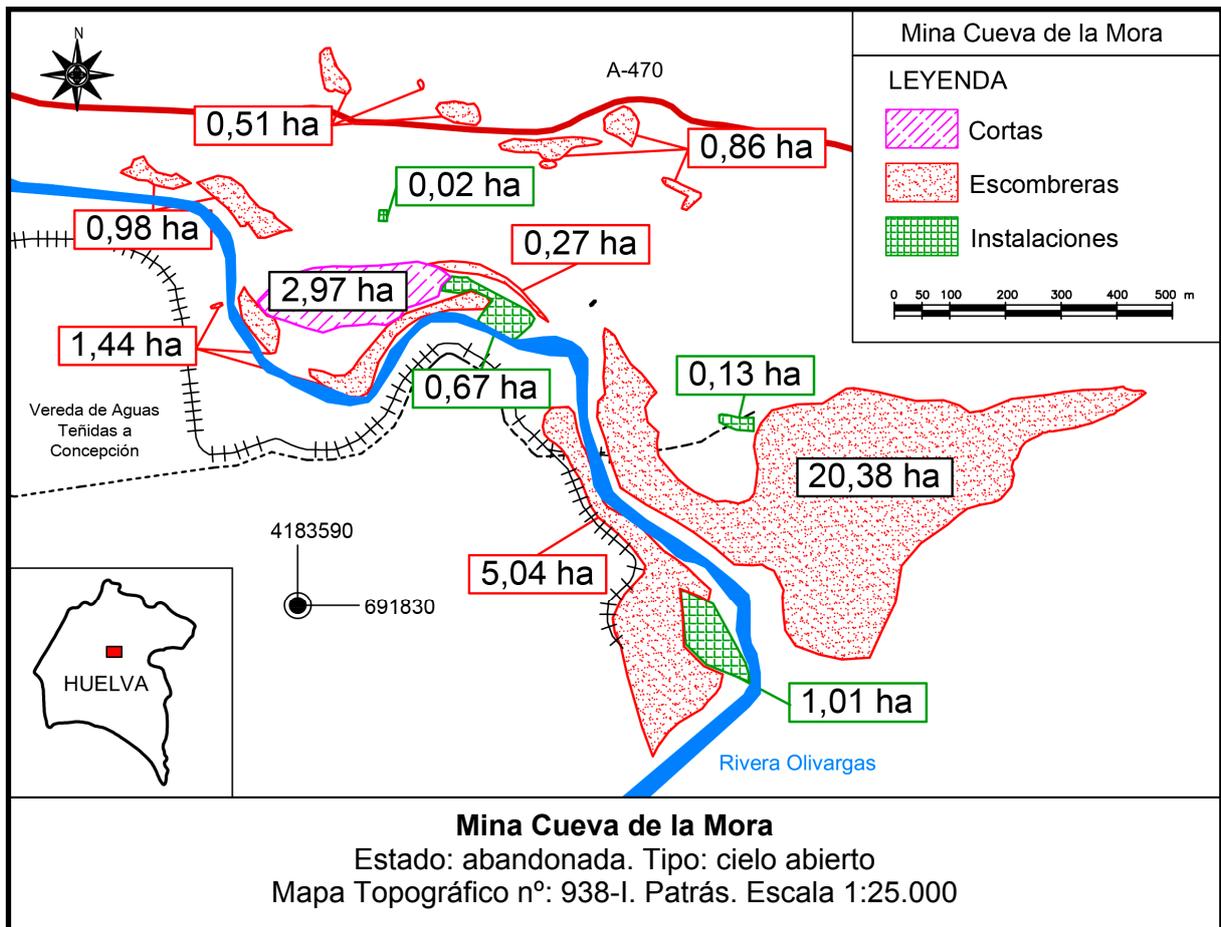


Mapa 36. Mina San Telmo

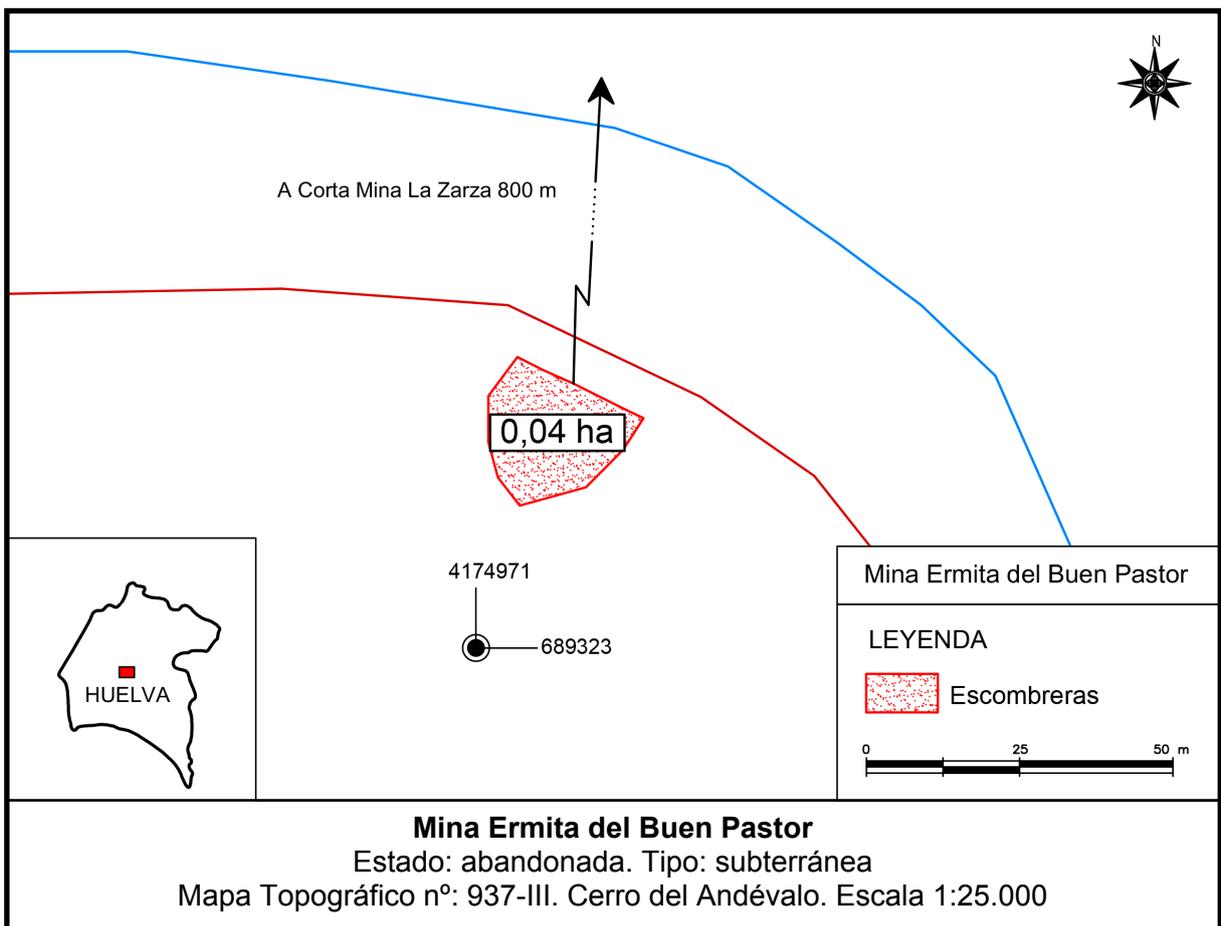
1.1.1.2.3 Subcuenca del Olivargas



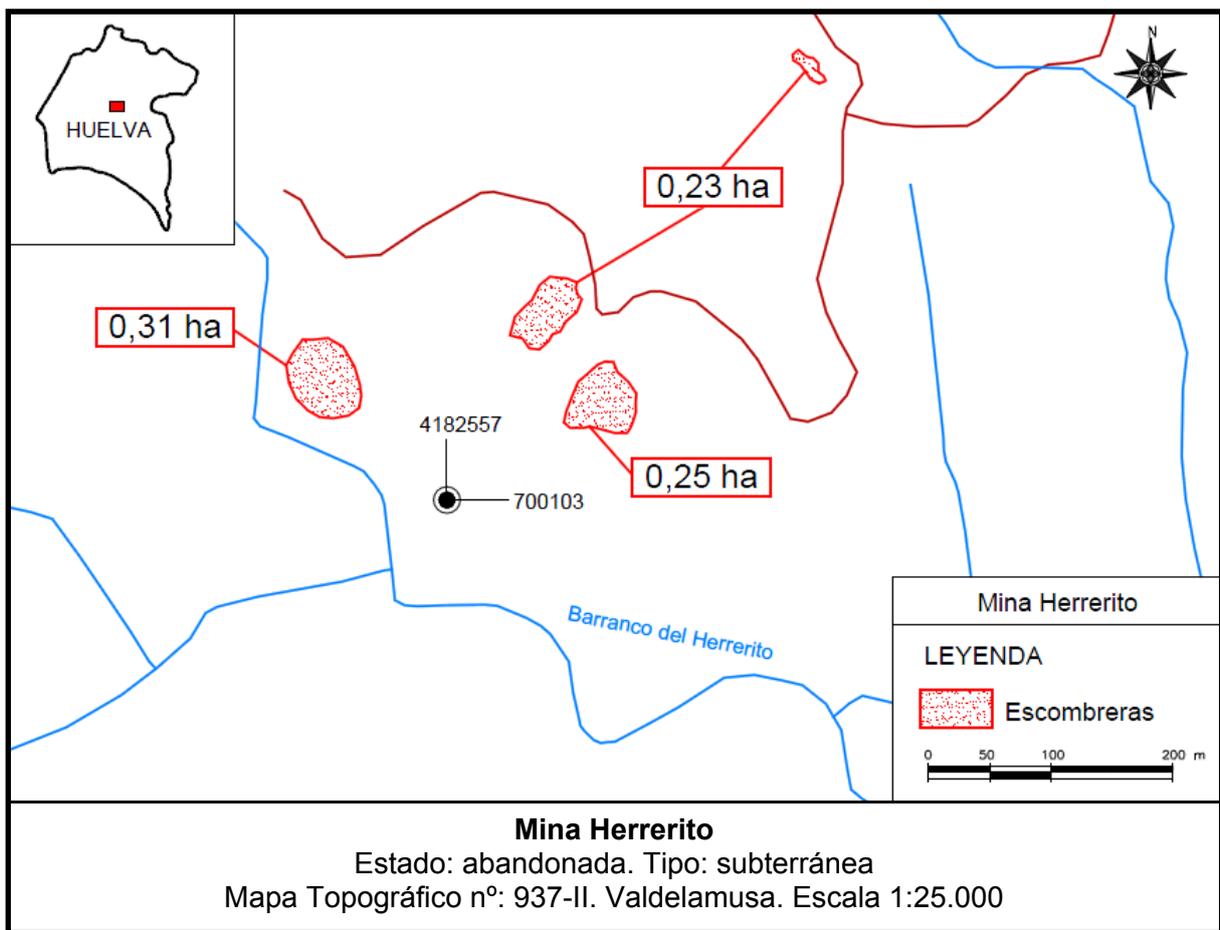
Mapa 37. Mina de Aguas Teñidas



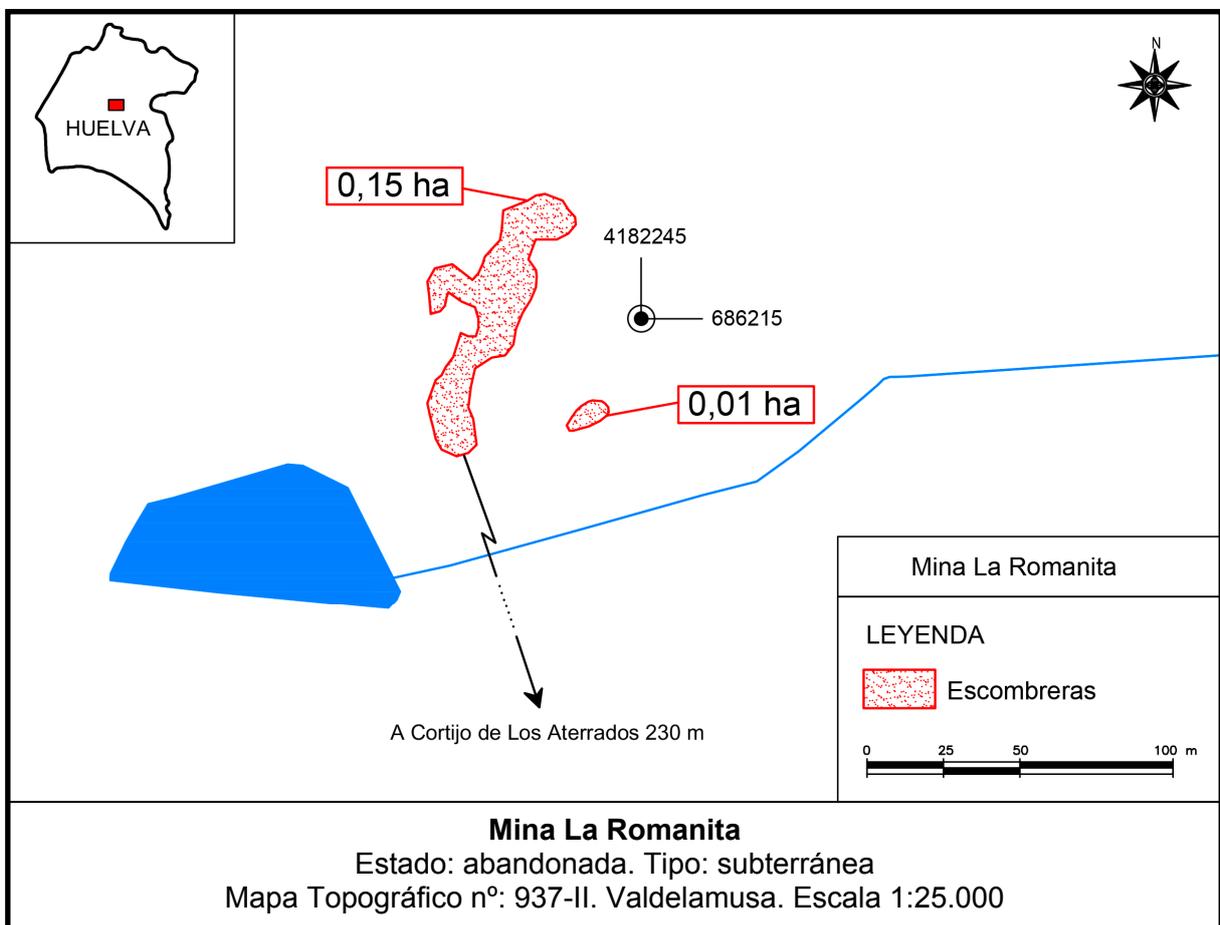
Mapa 38. Mina Cueva de la Mora



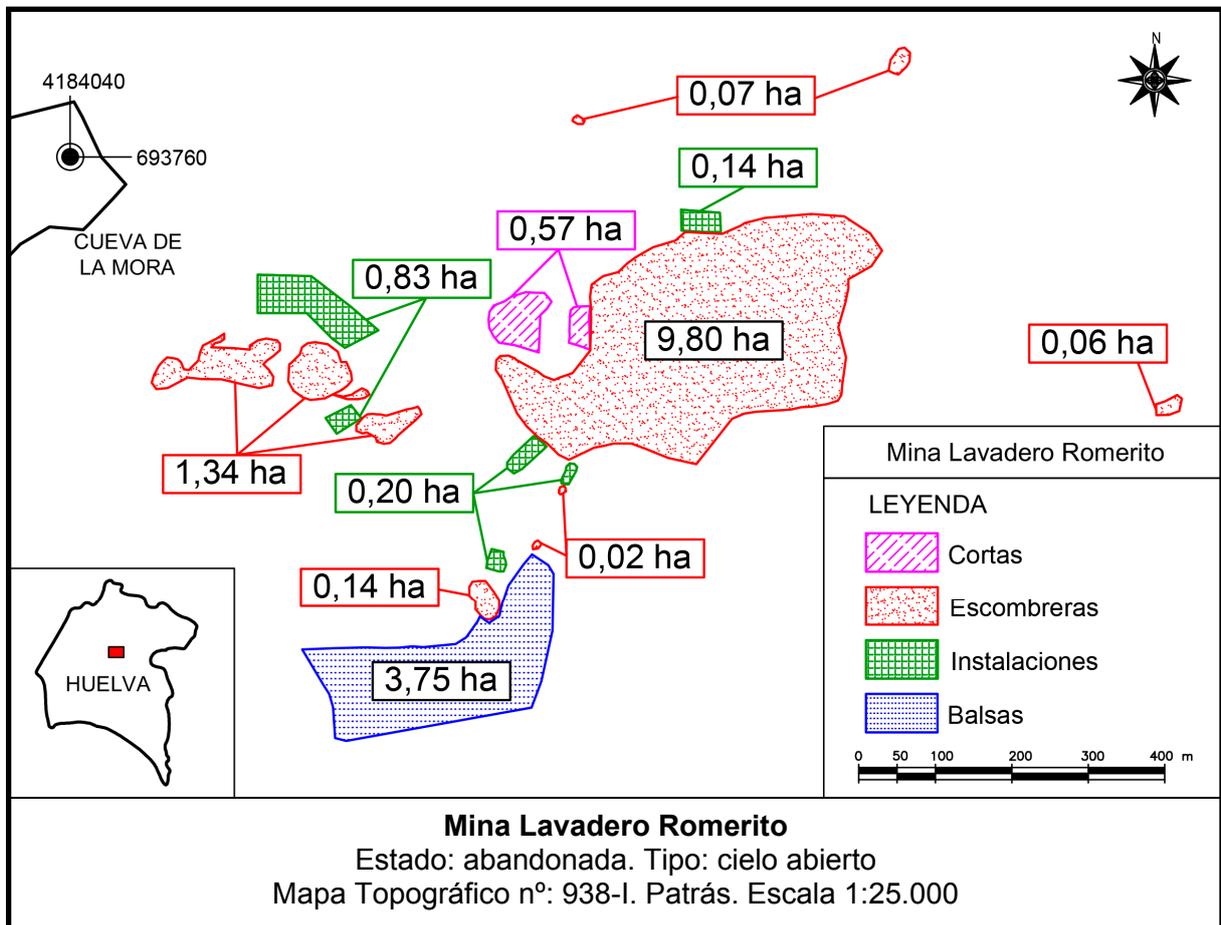
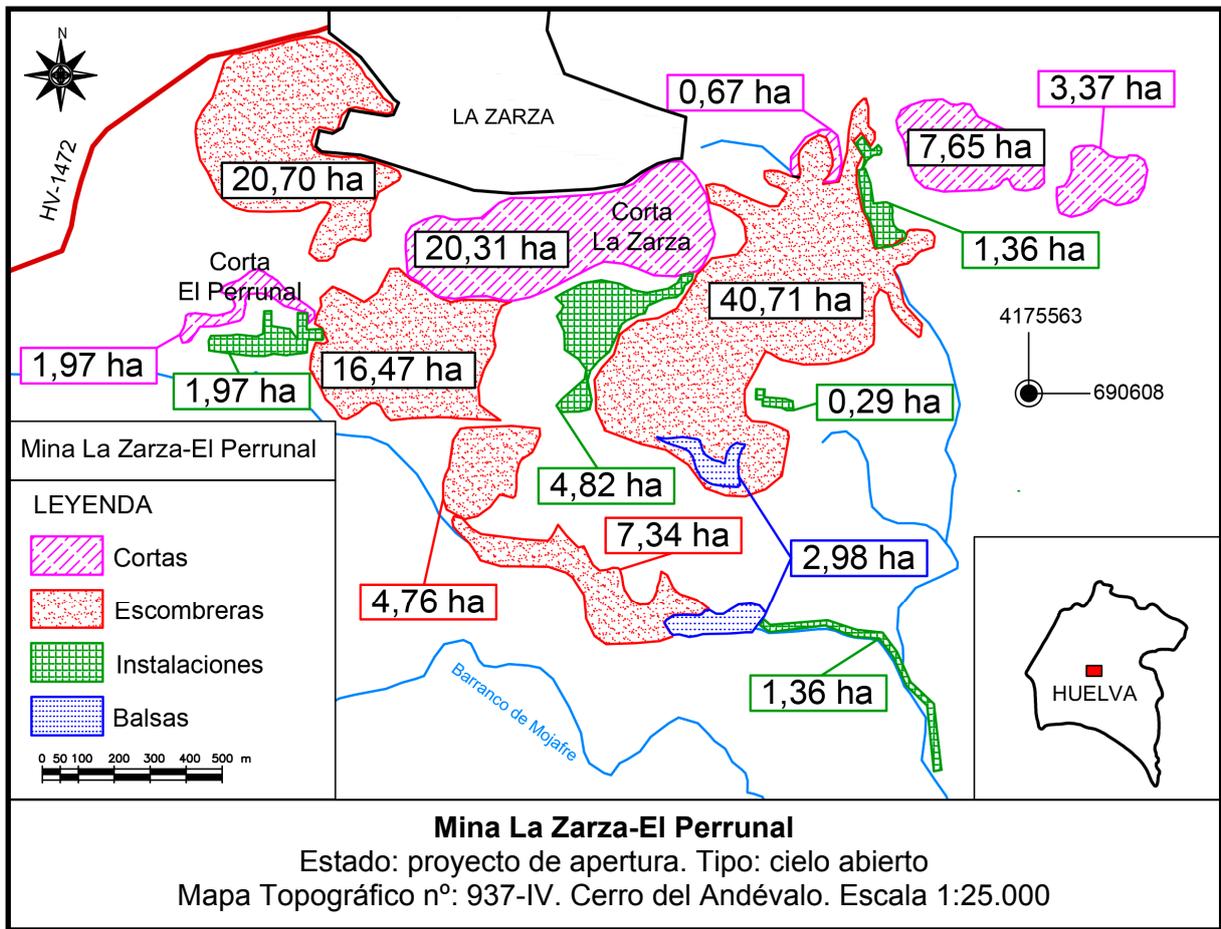
Mapa 39. Mina Ermita del Buen Pastor

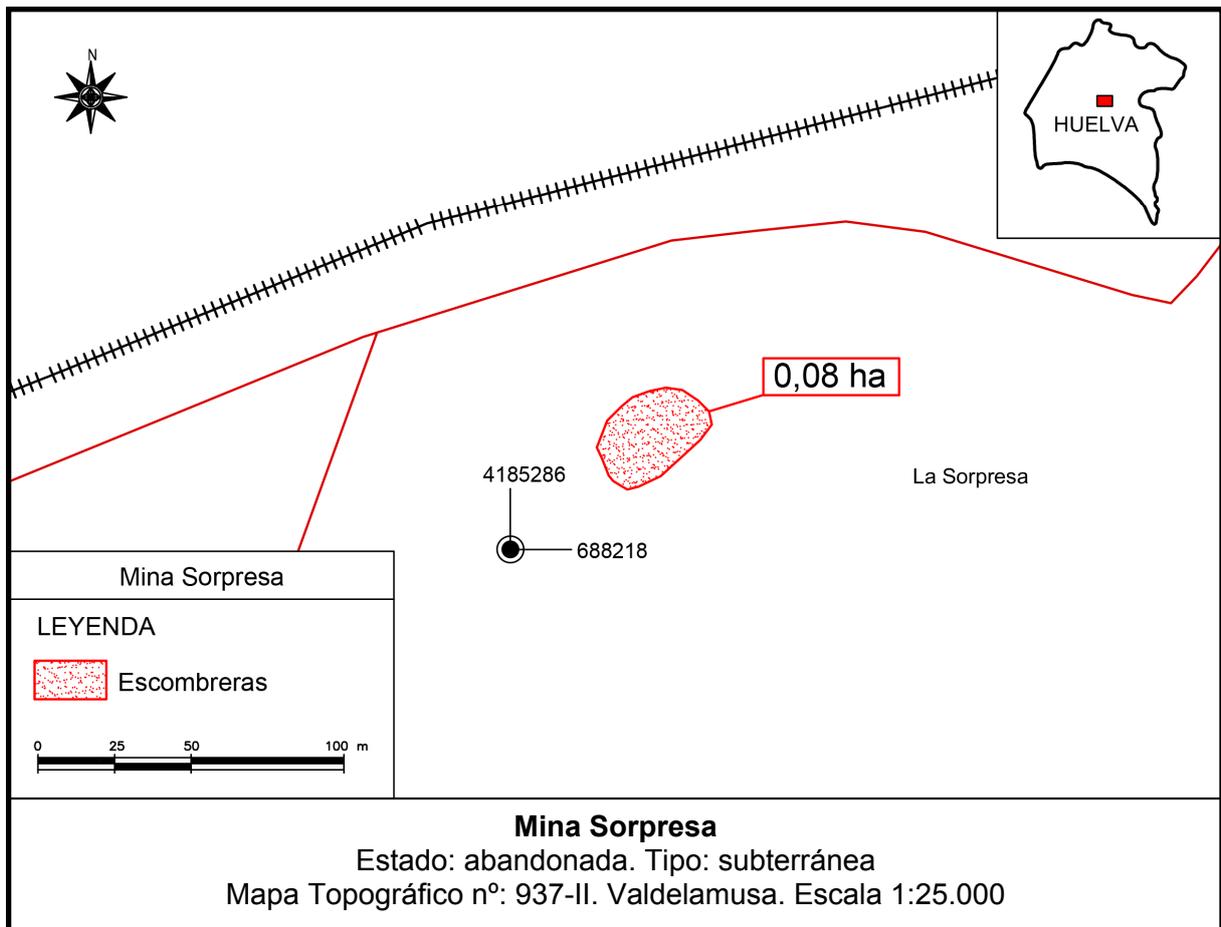


Mapa 40. Mina Herrerito

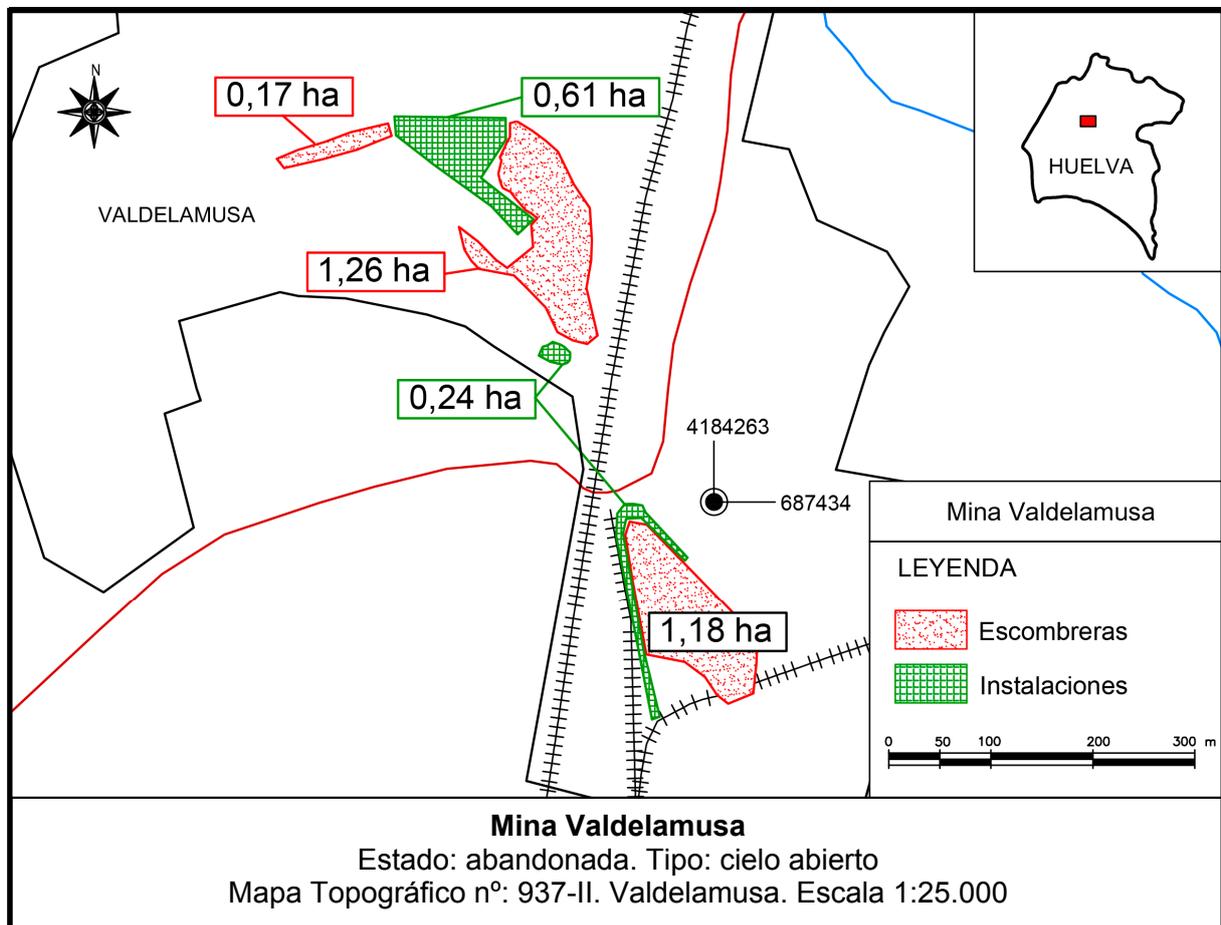


Mapa 41. Mina La Romanita



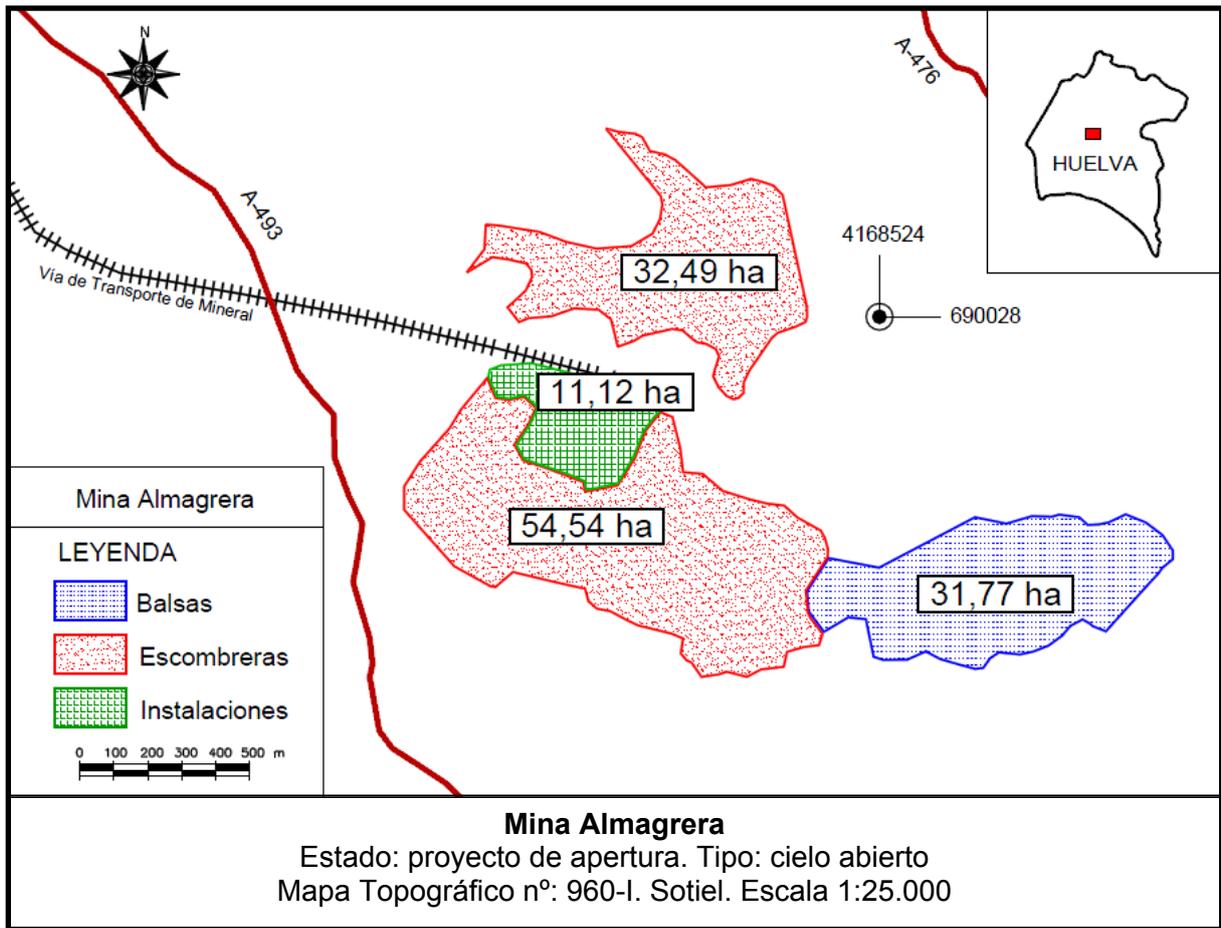


Mapa 44. Mina Sorpresa

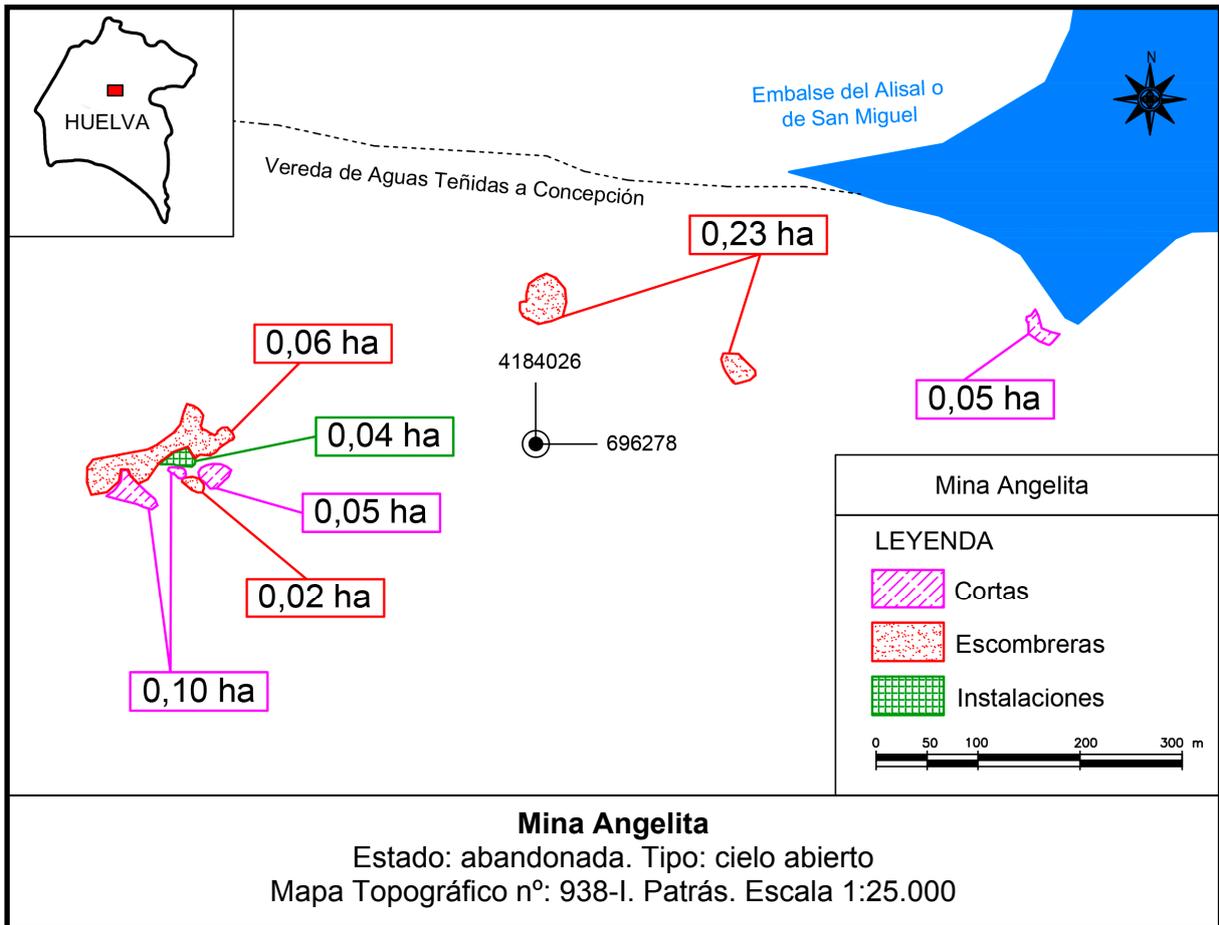


Mapa 45. Mina Valdelamusa

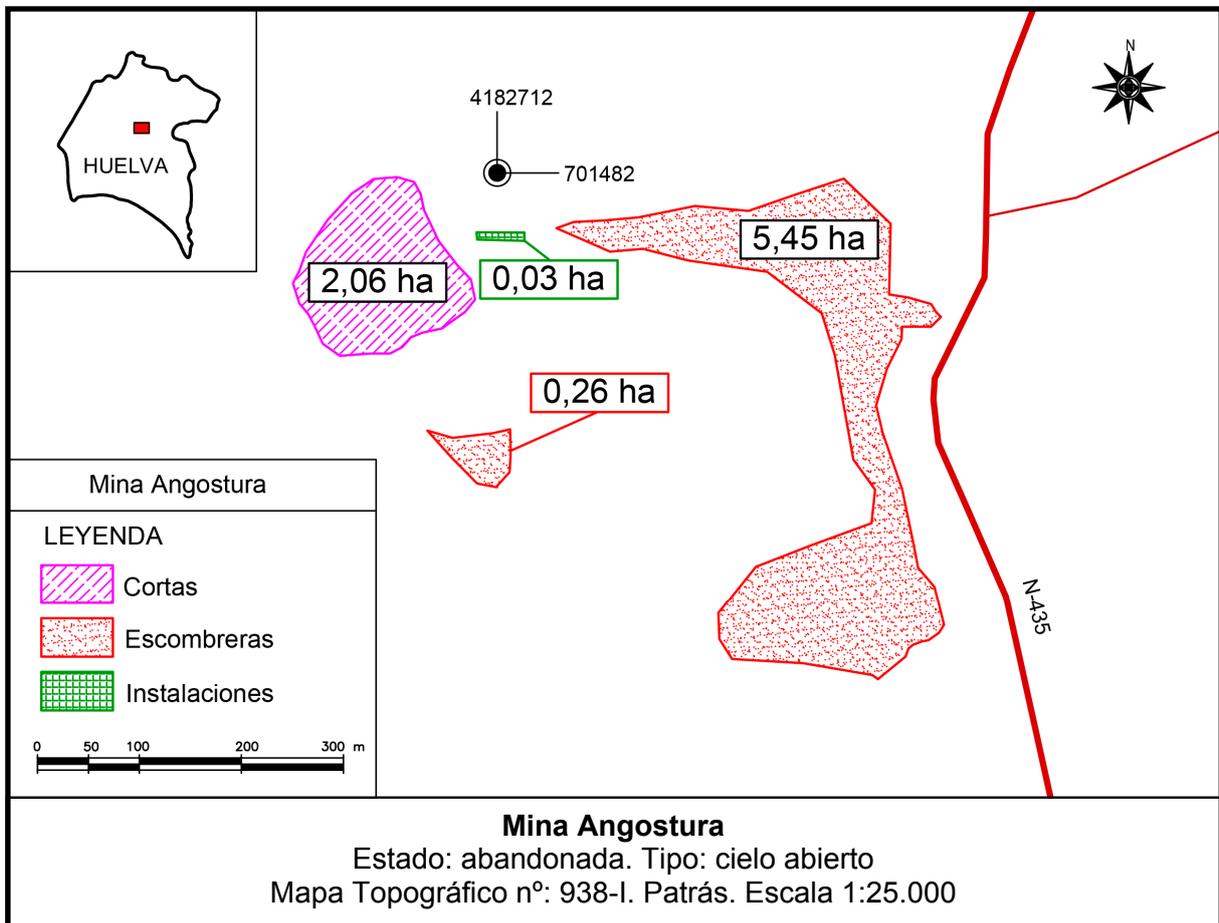
1.1.1.2.4 Subcuenca del Odiel



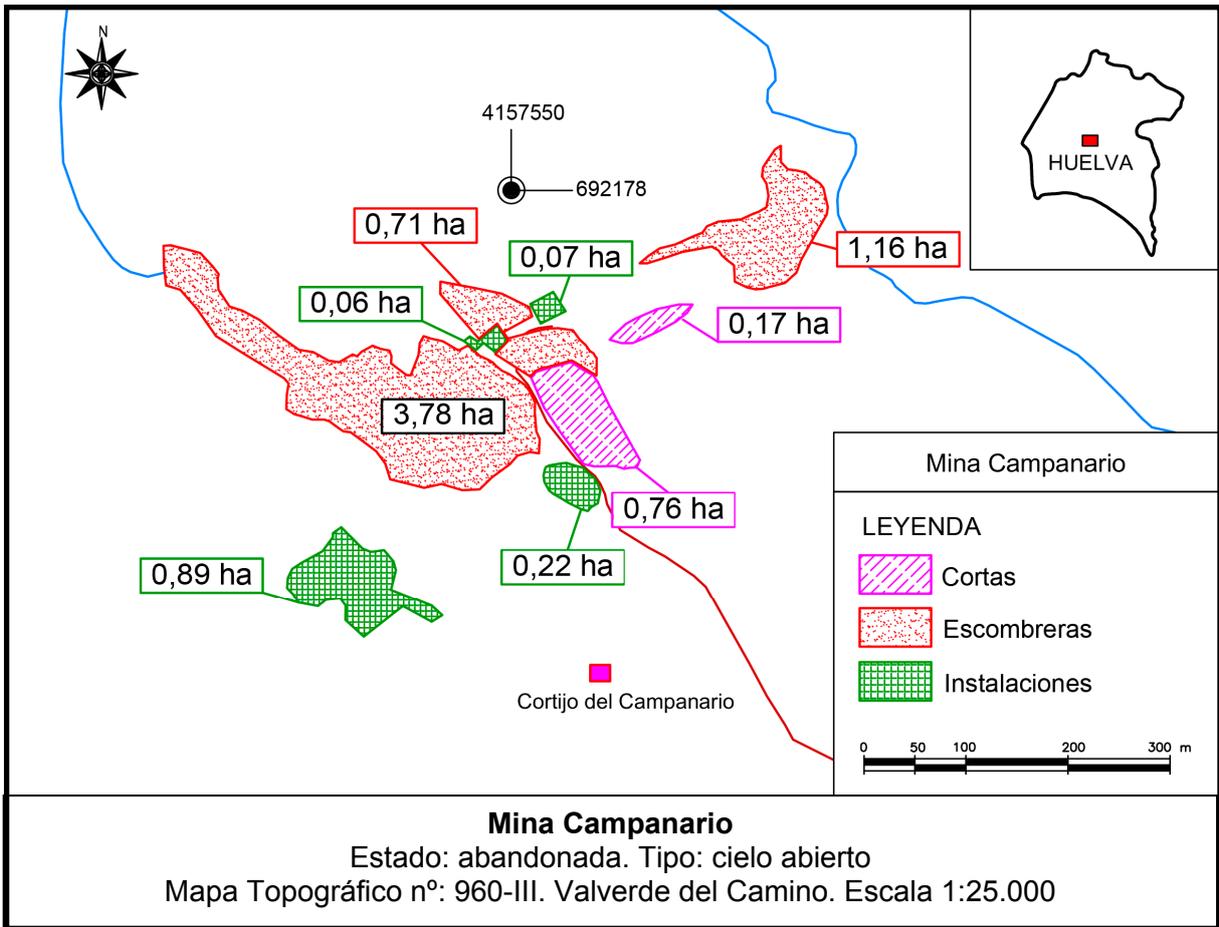
Mapa 46. Mina Almagrera



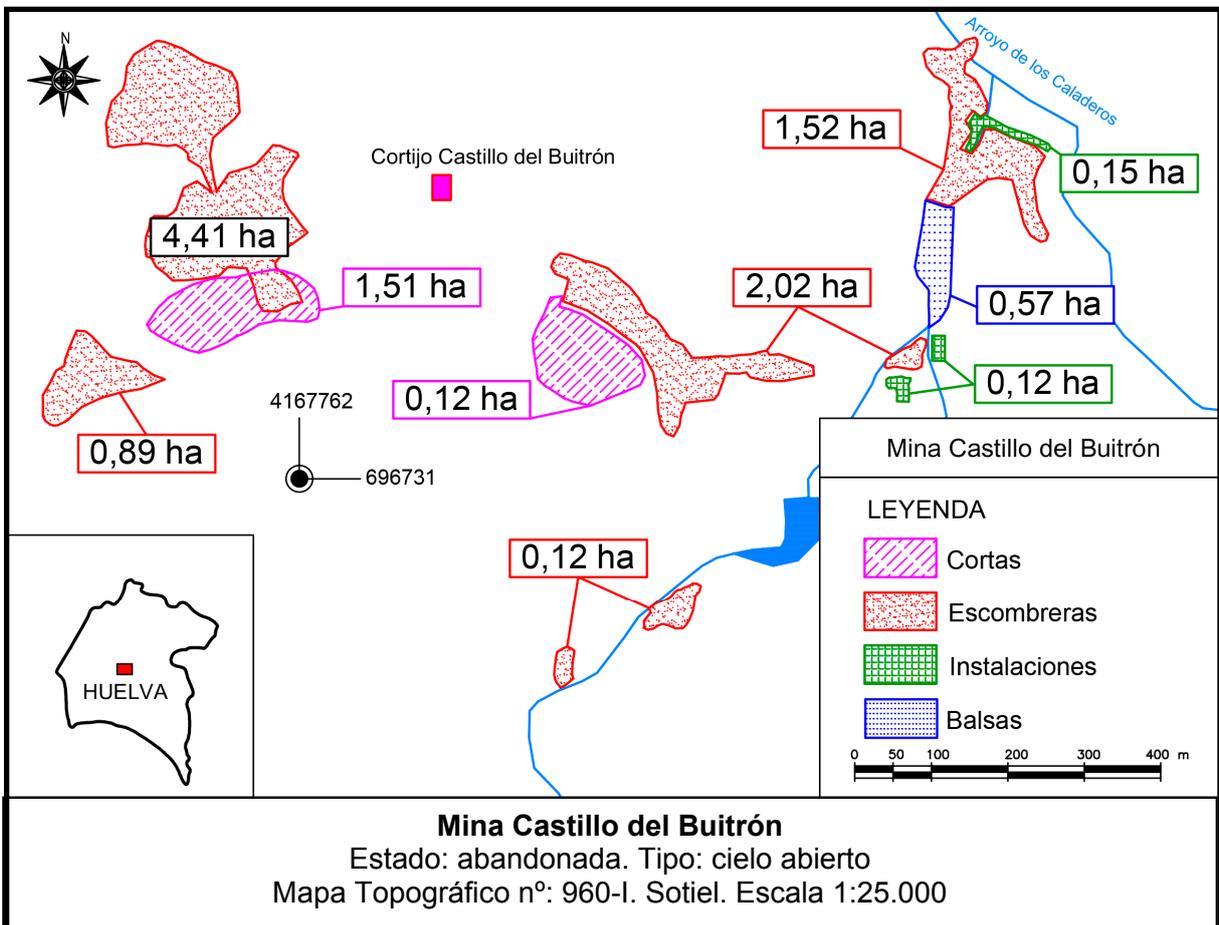
Mapa 47. Mina Angelita



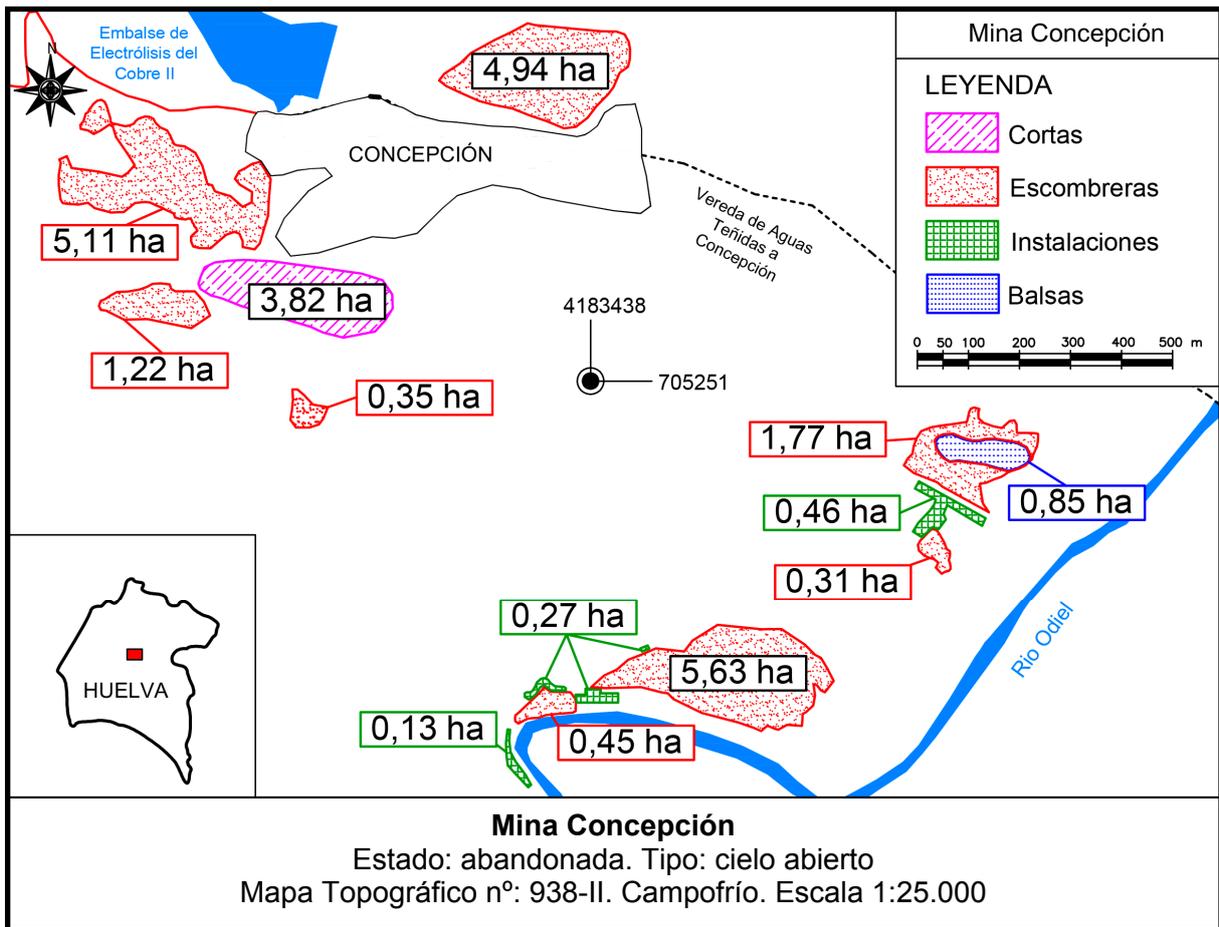
Mapa 48. Mina Angostura



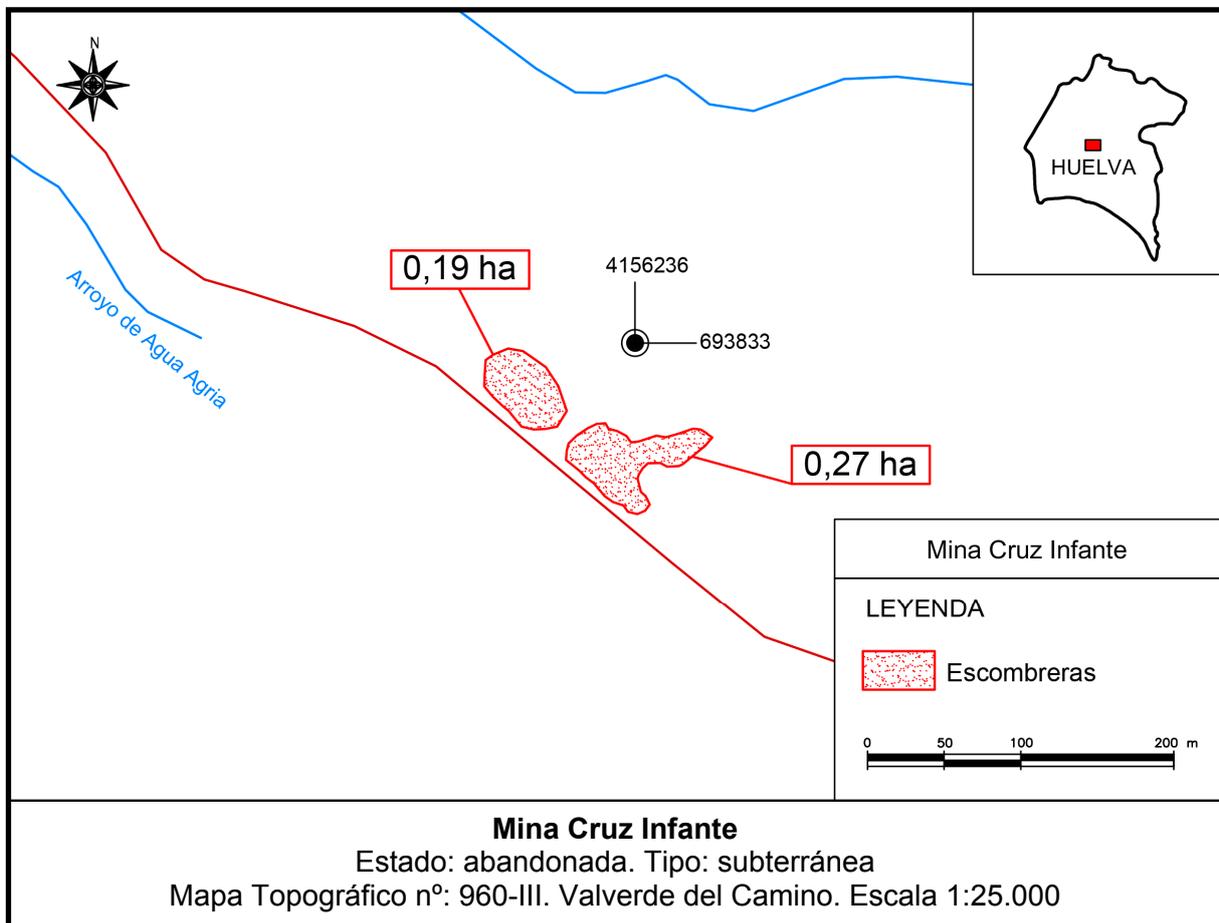
Mapa 49. Mina Campanario



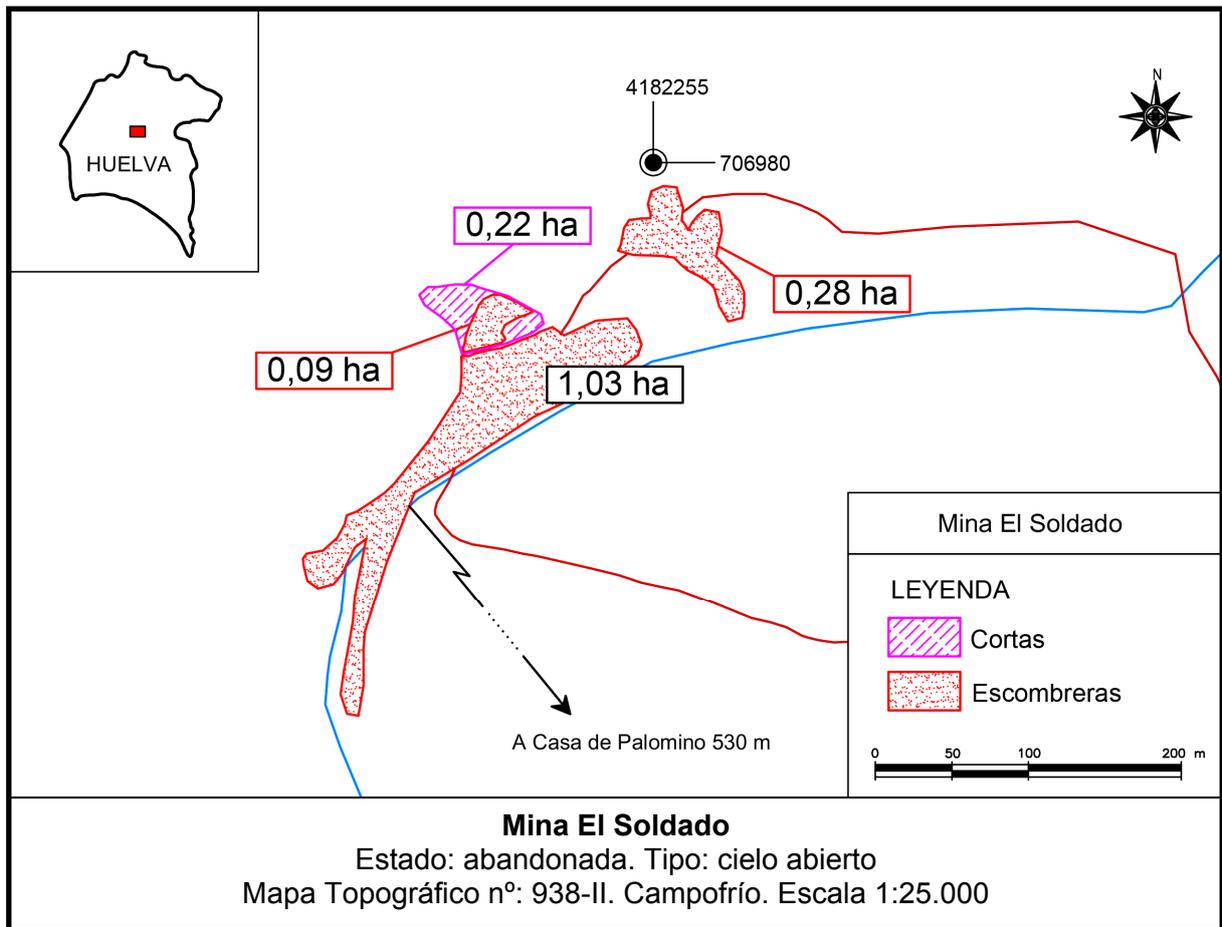
Mapa 50. Mina Castillo del Buitrón



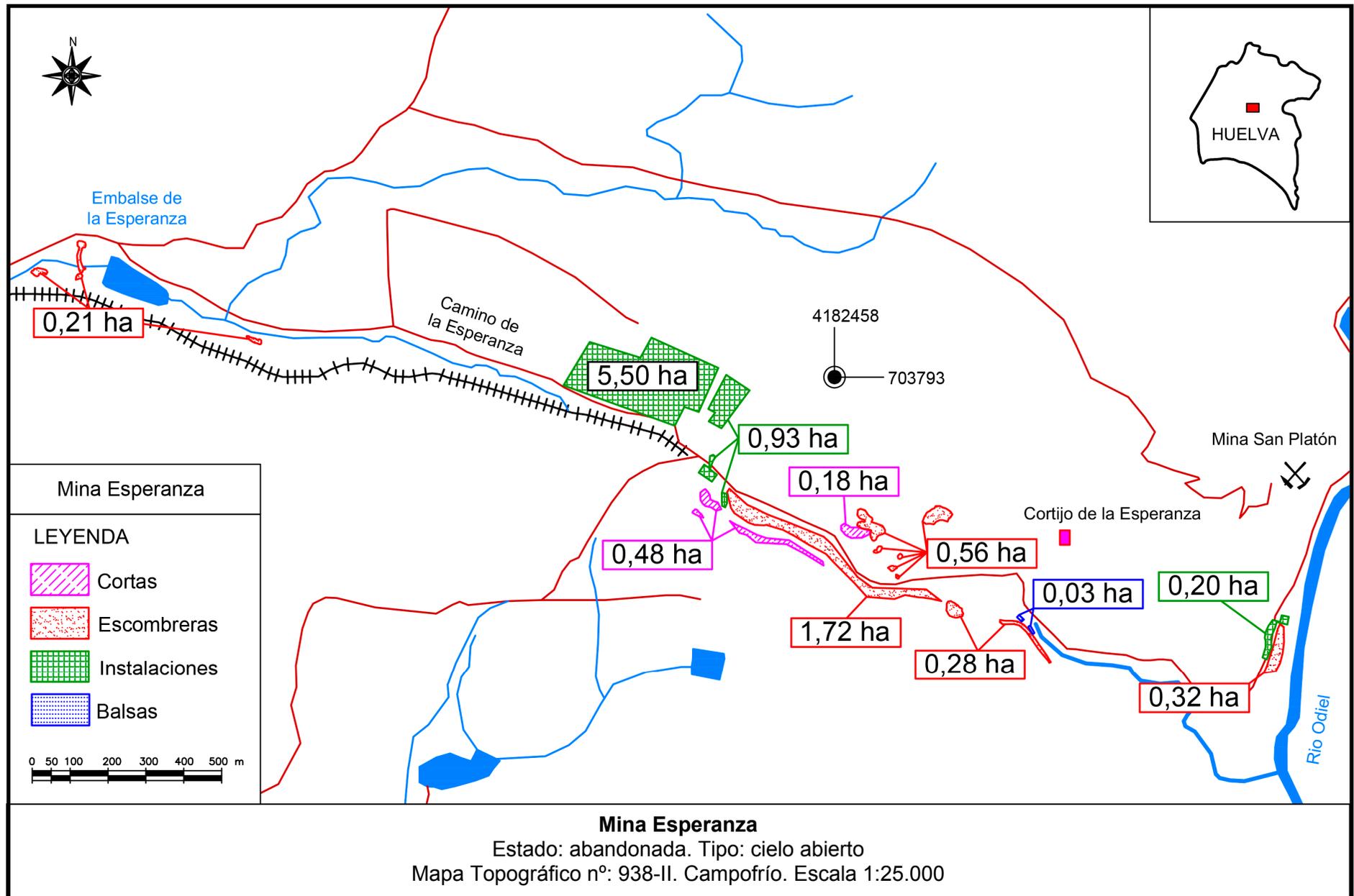
Mapa 51. Mina Concepción



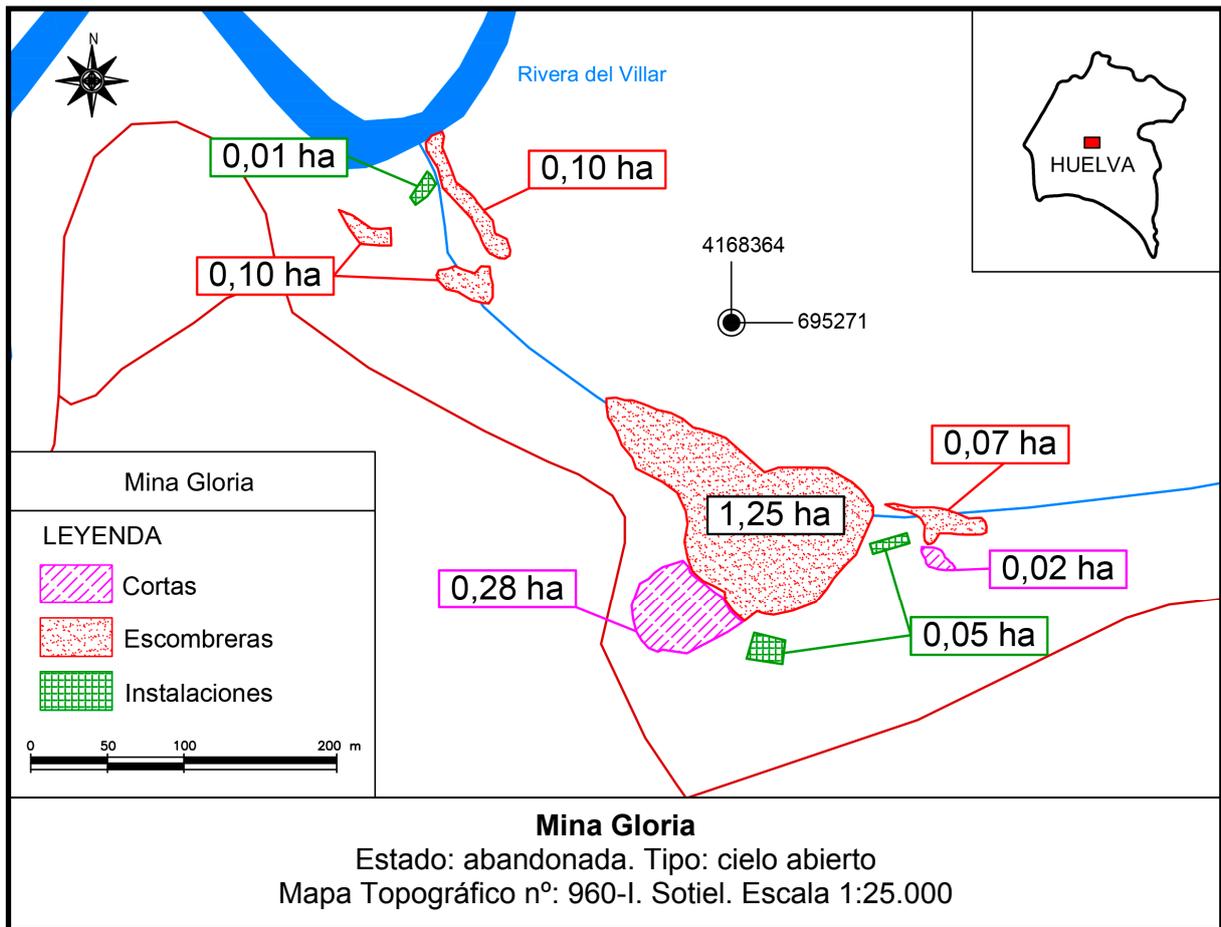
Mapa 52. Mina Cruz Infante



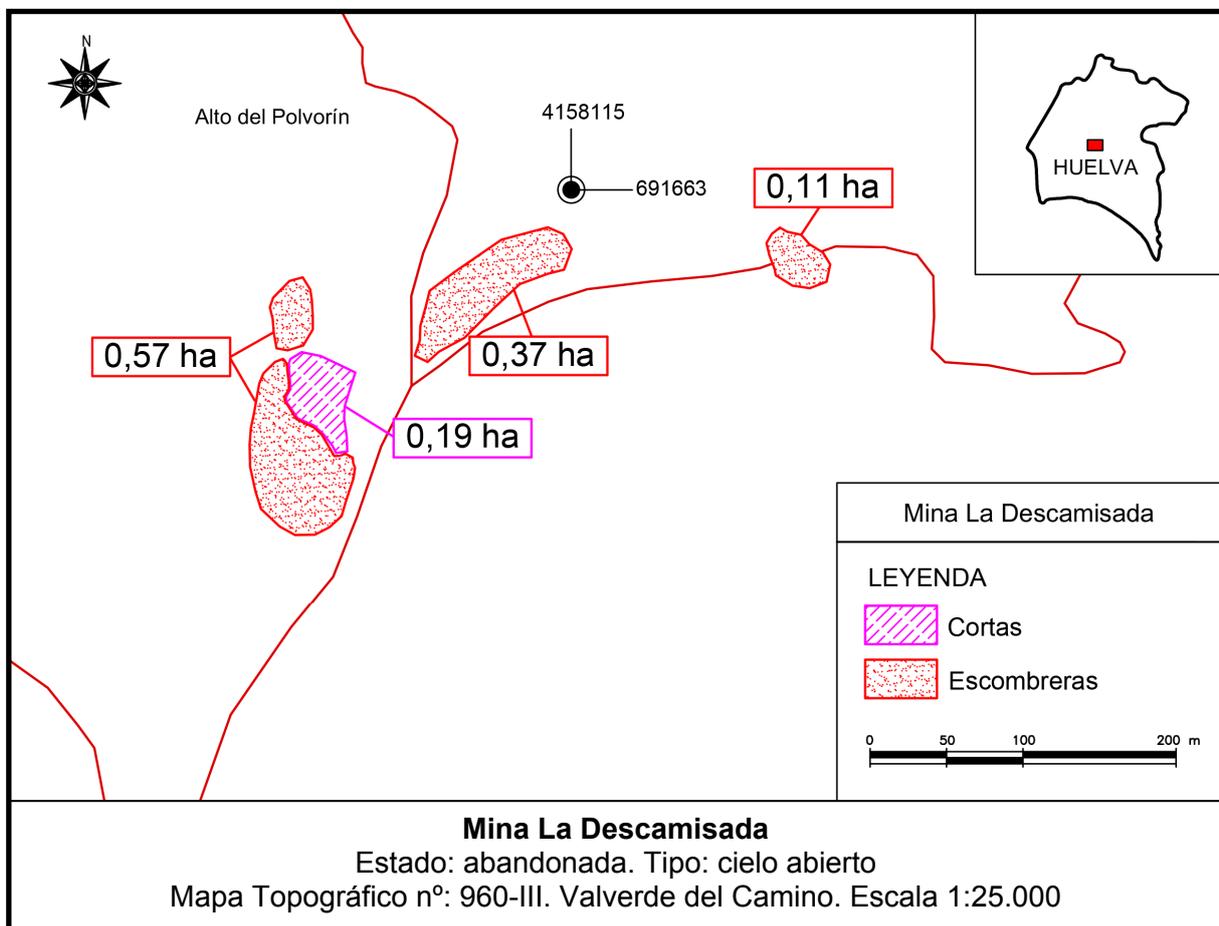
Mapa 53. Mina El Soldado



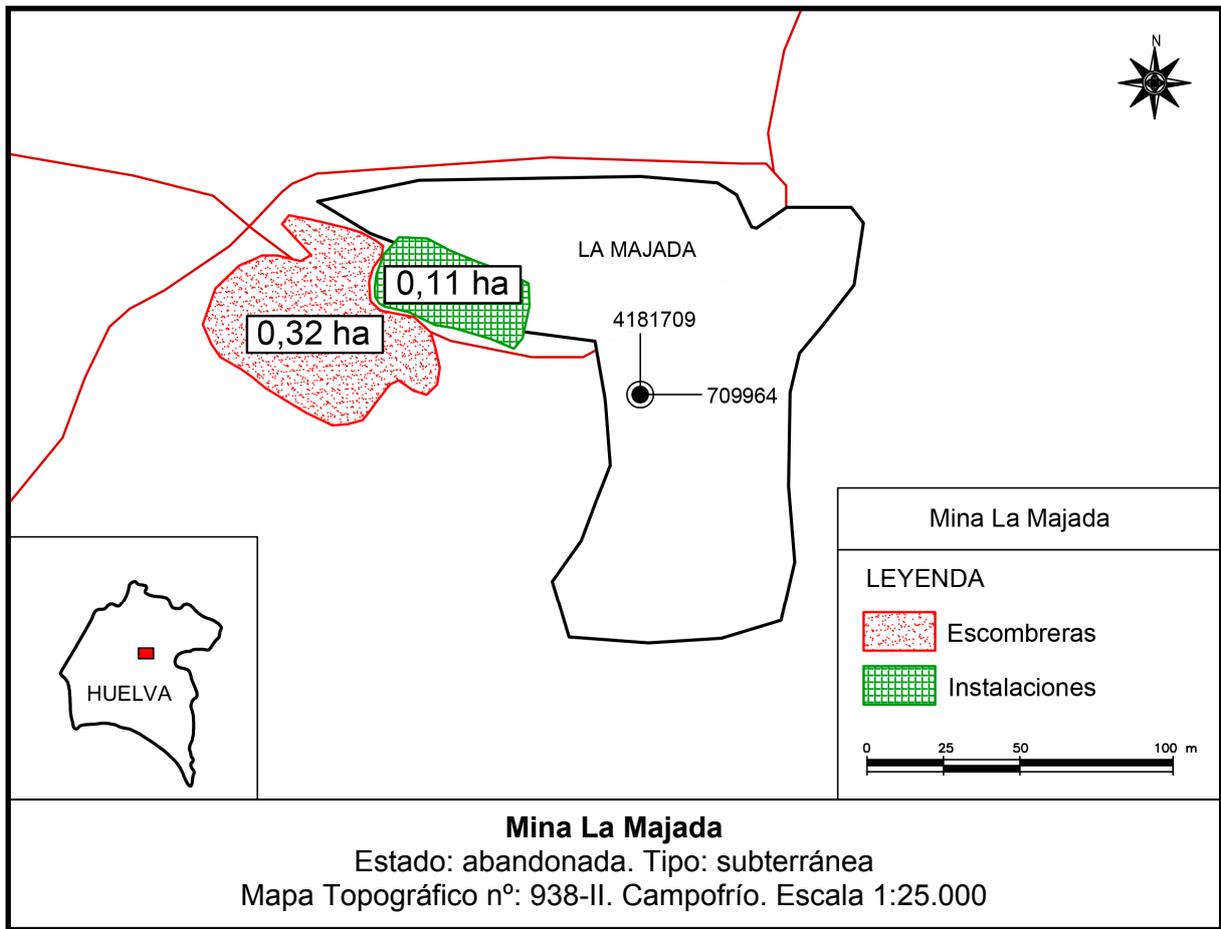
Mapa 54. Mina Esperanza



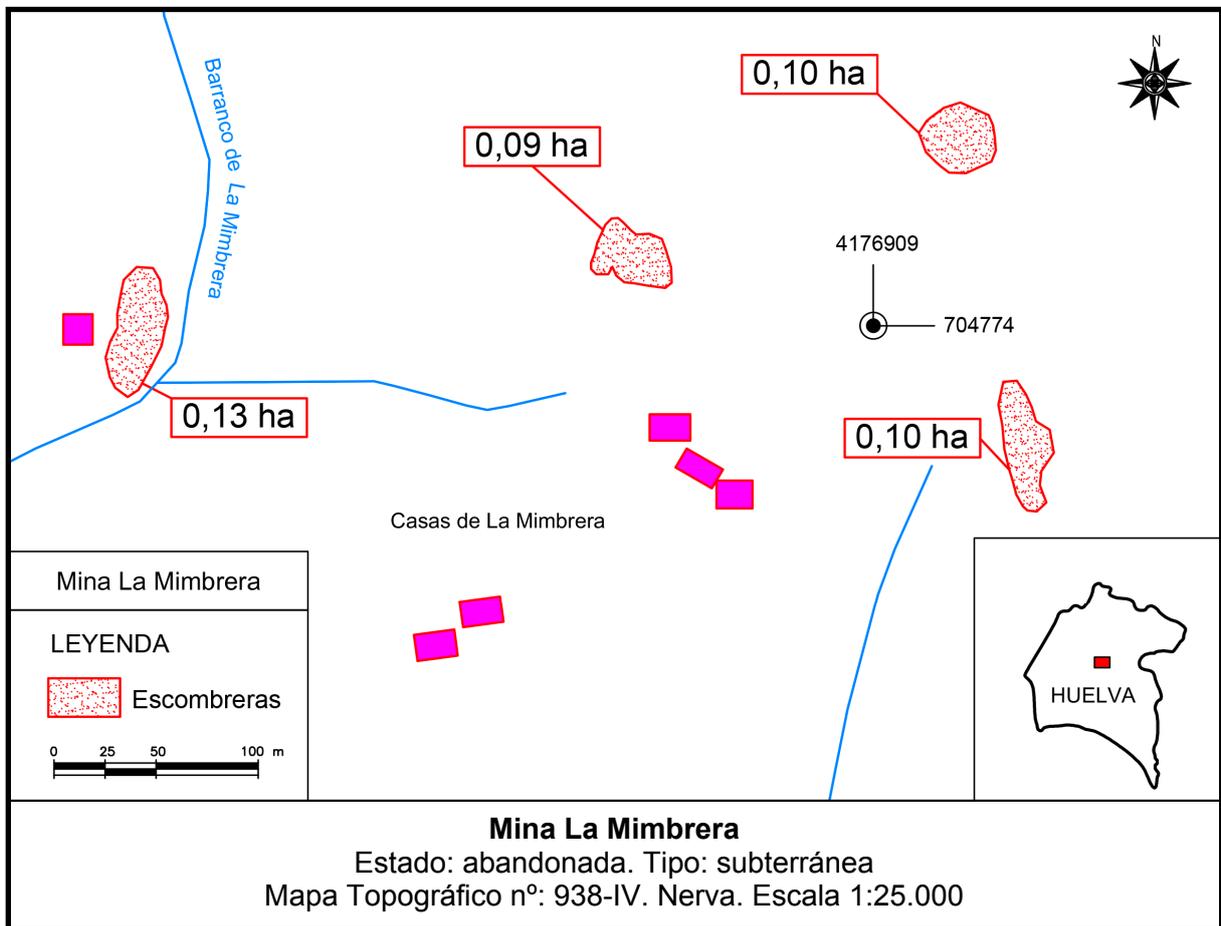
Mapa 55. Mina Gloria



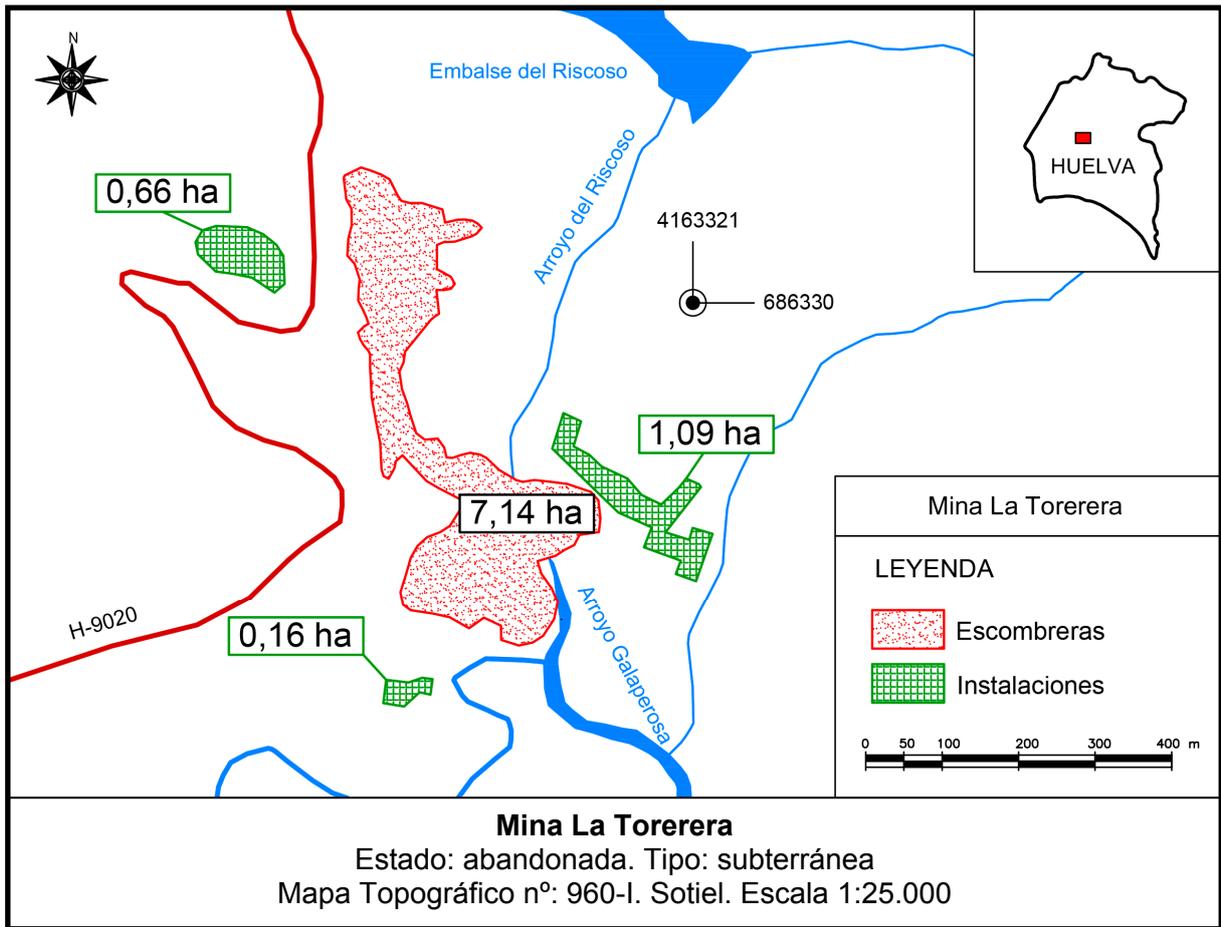
Mapa 56. Mina La Descamisada



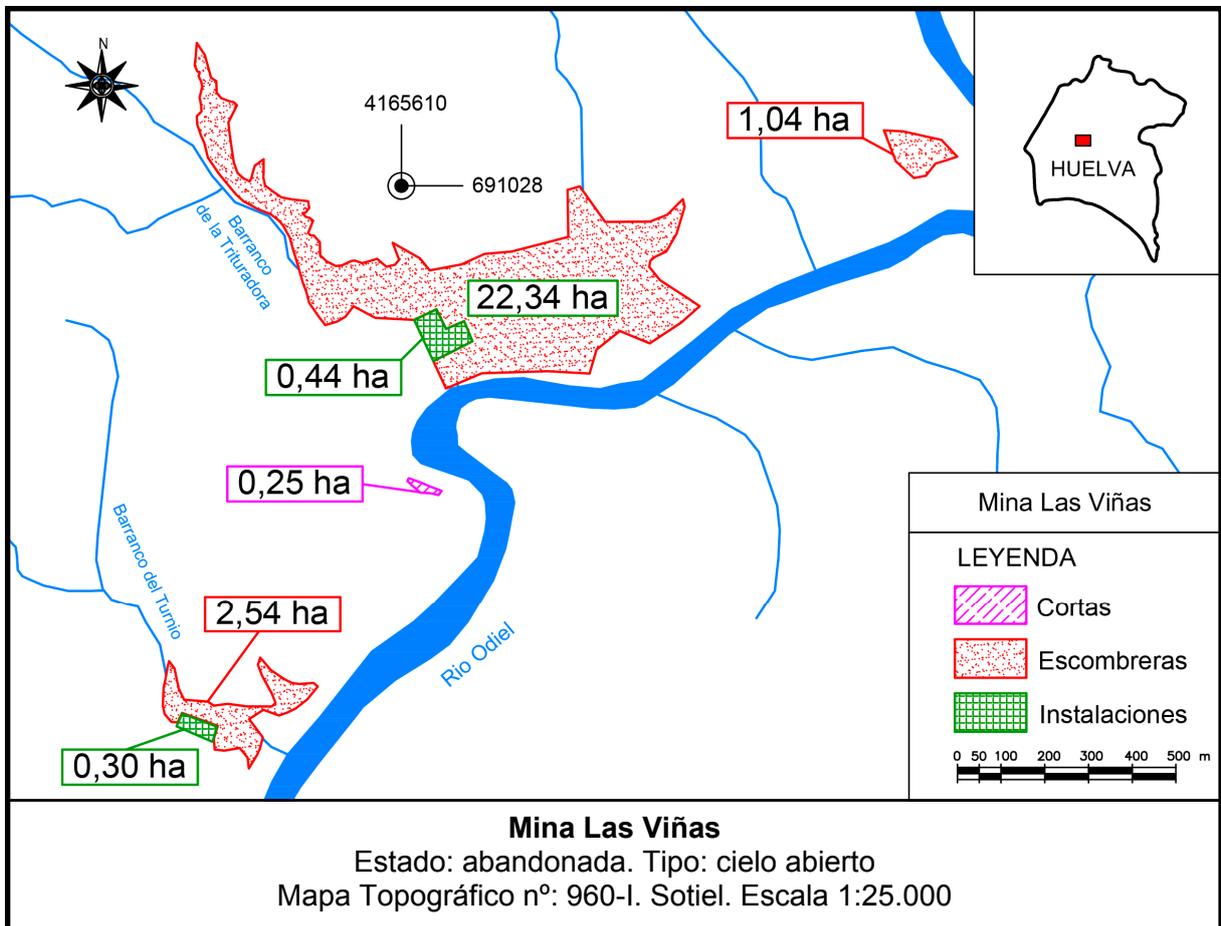
Mapa 57. Mina La Majada



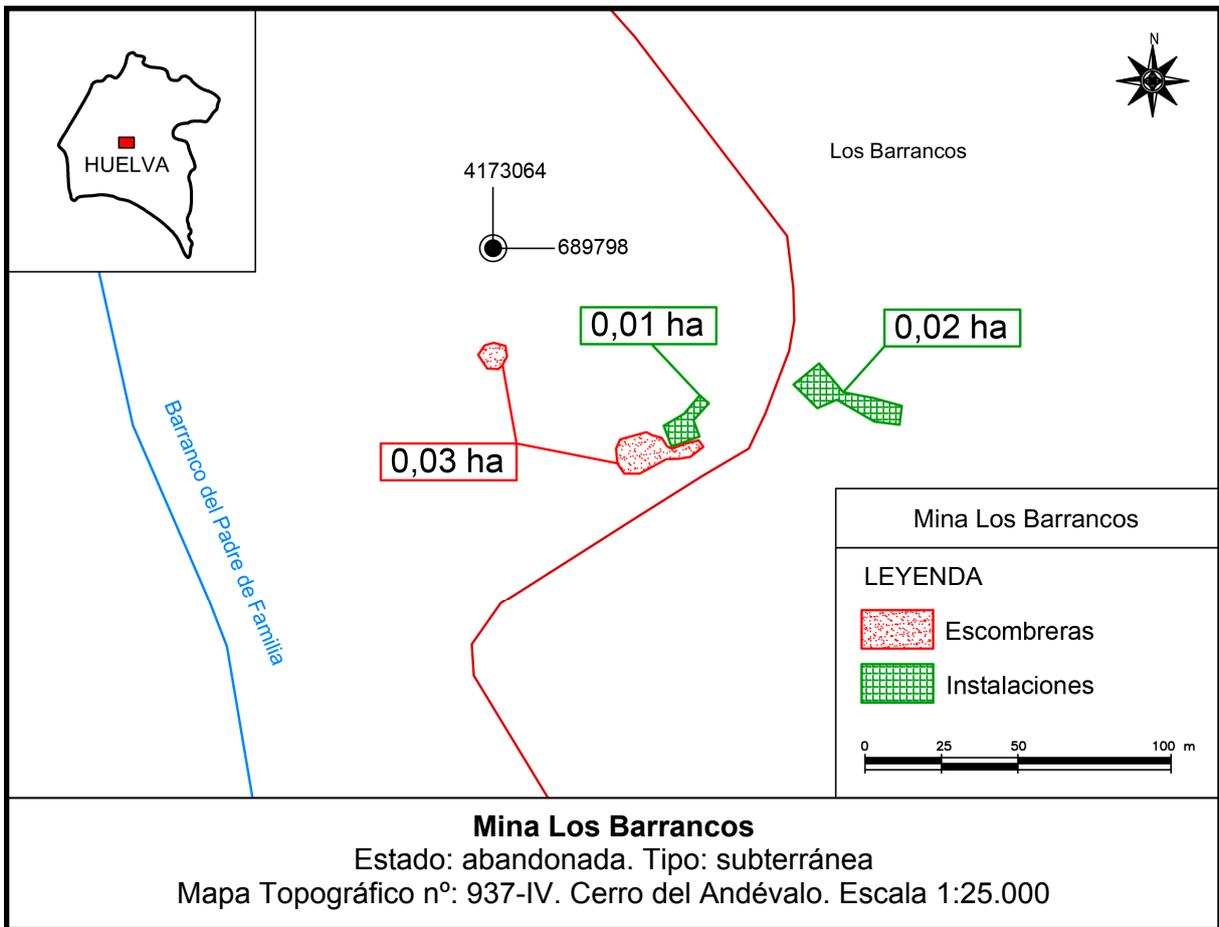
Mapa 58. Mina La Mimbrera



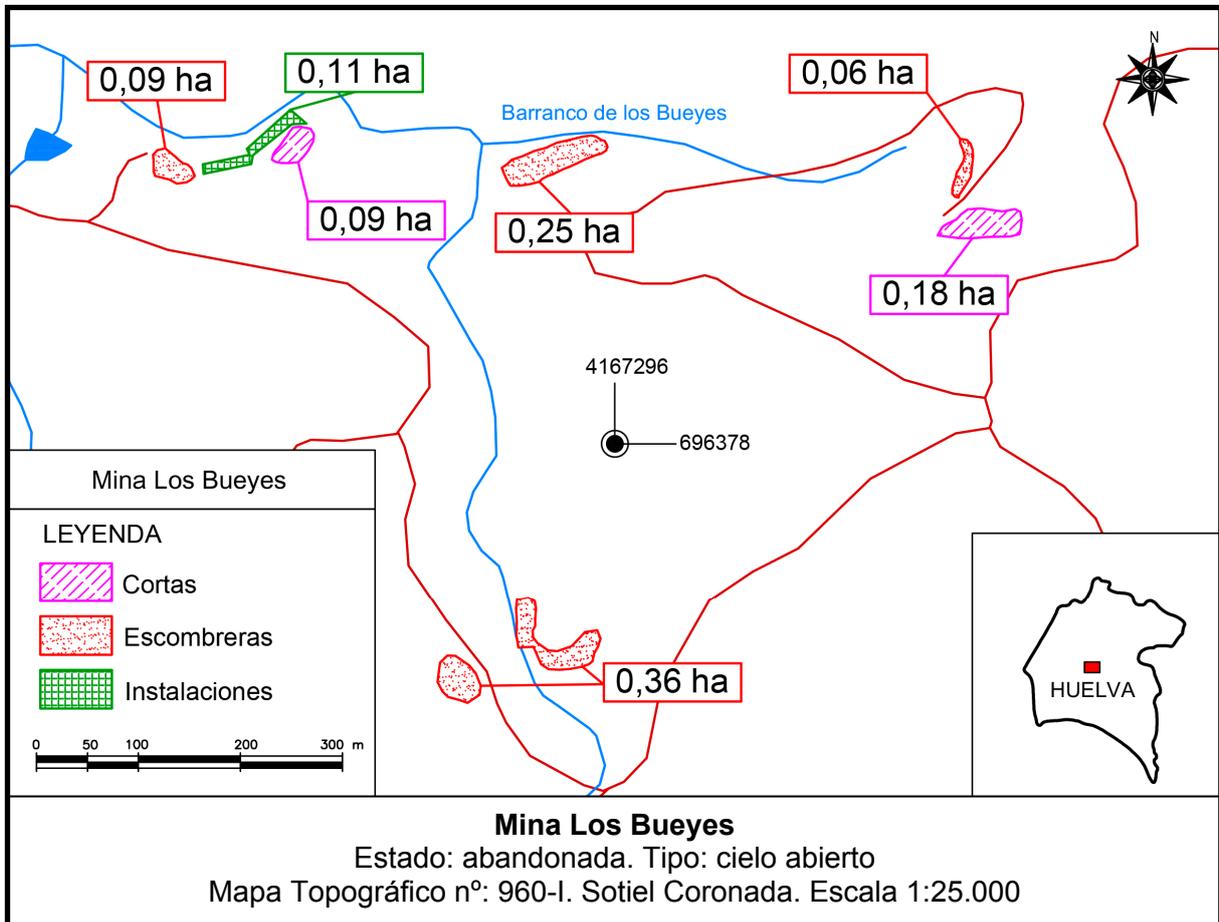
Mapa 59. Mina La Torerera



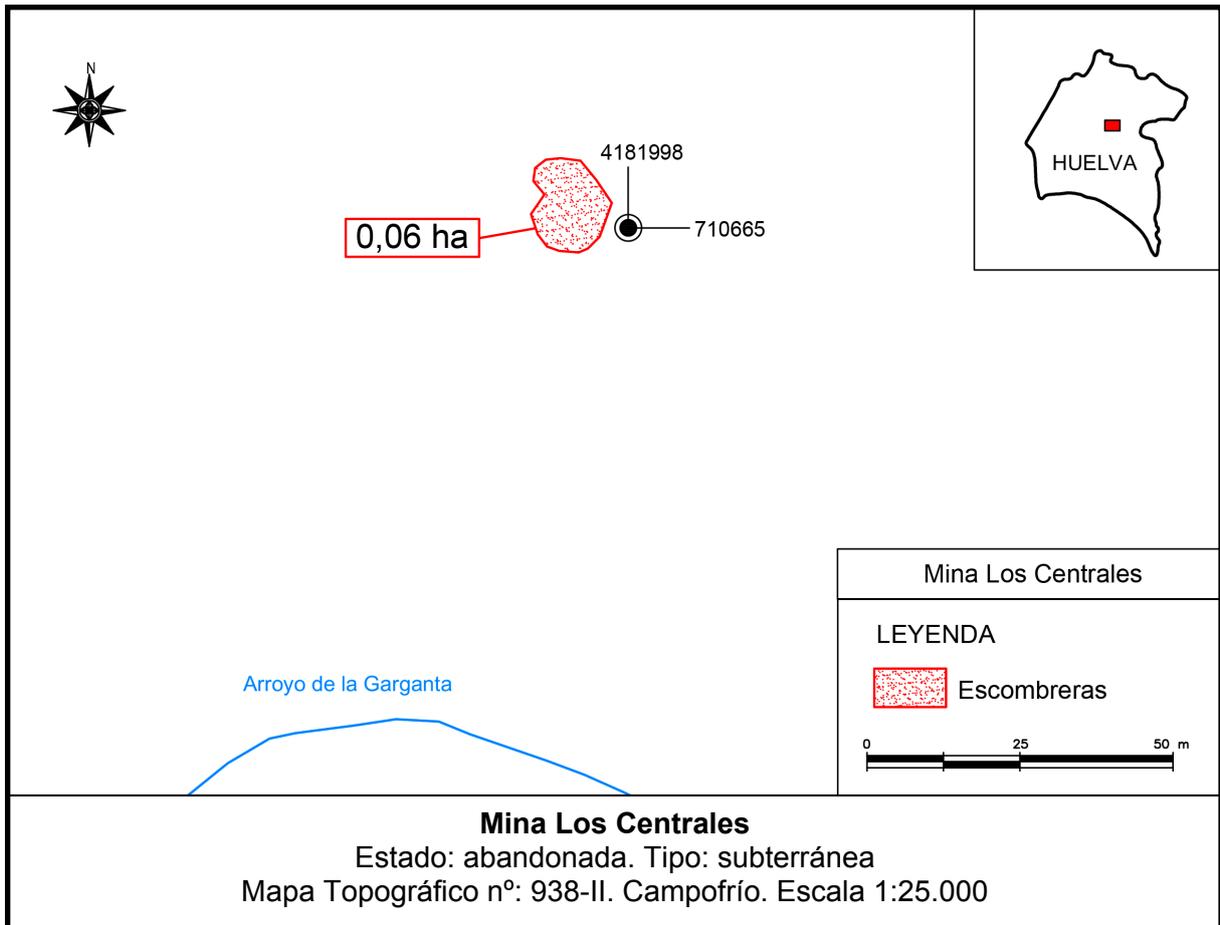
Mapa 60. Mina Las Viñas



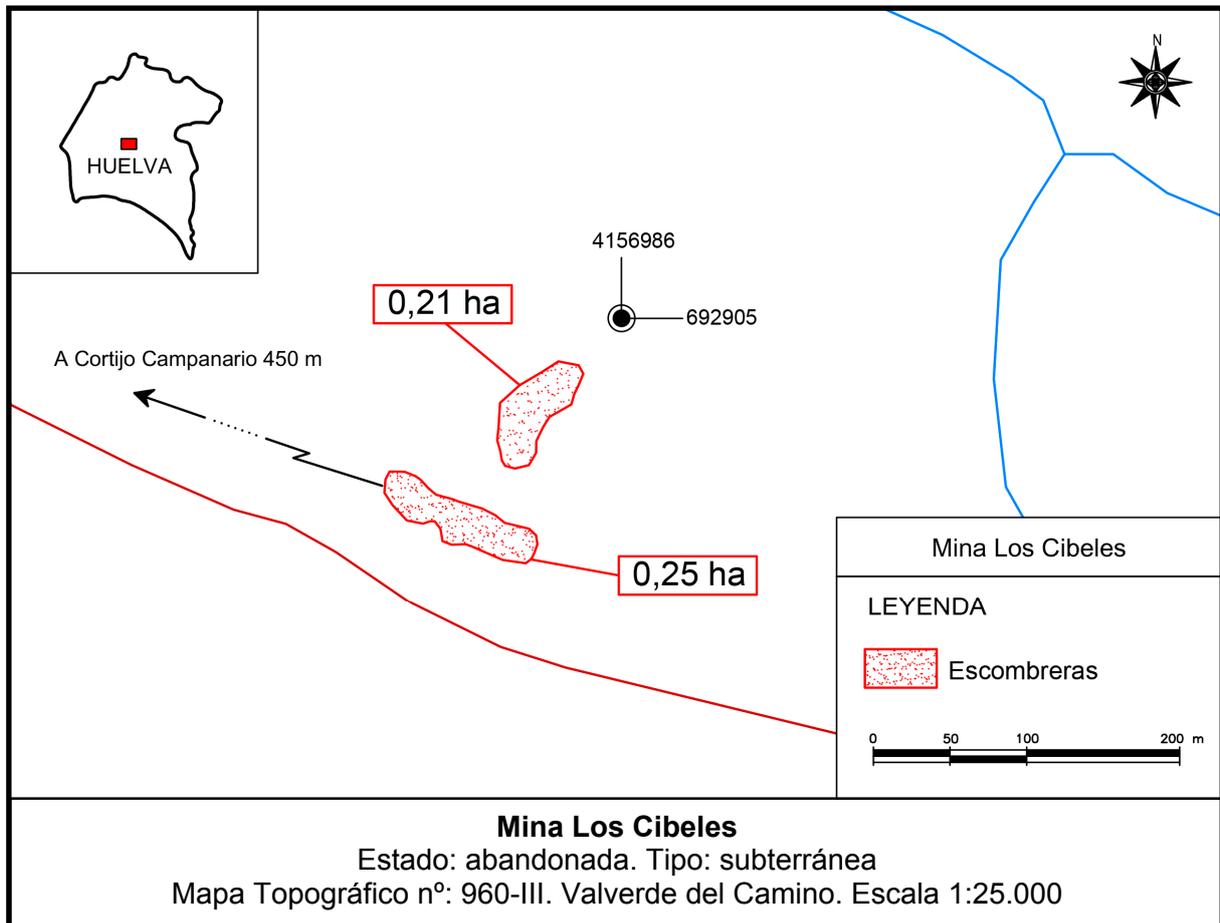
Mapa 61. Mina Los Barrancos



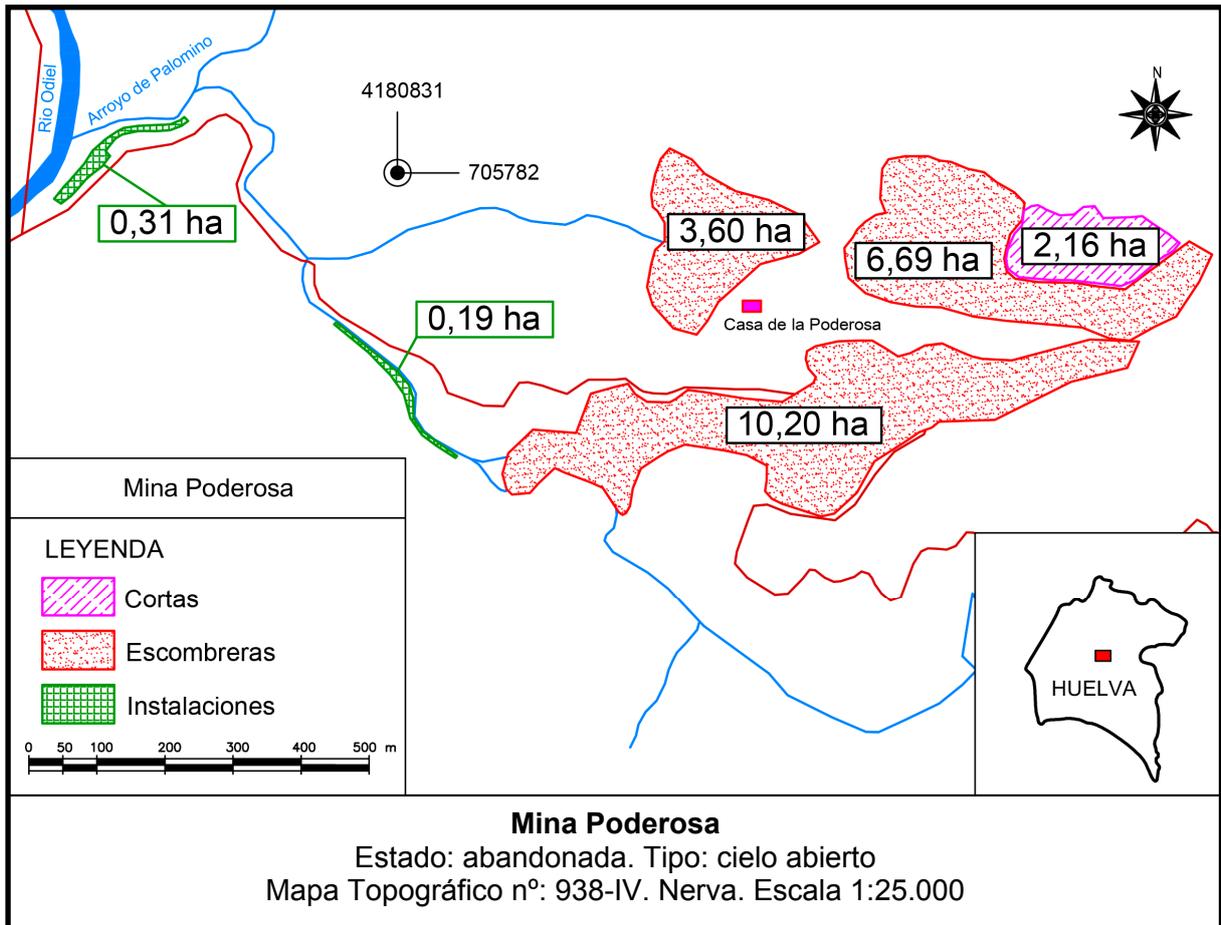
Mapa 62. Mina Los Bueyes



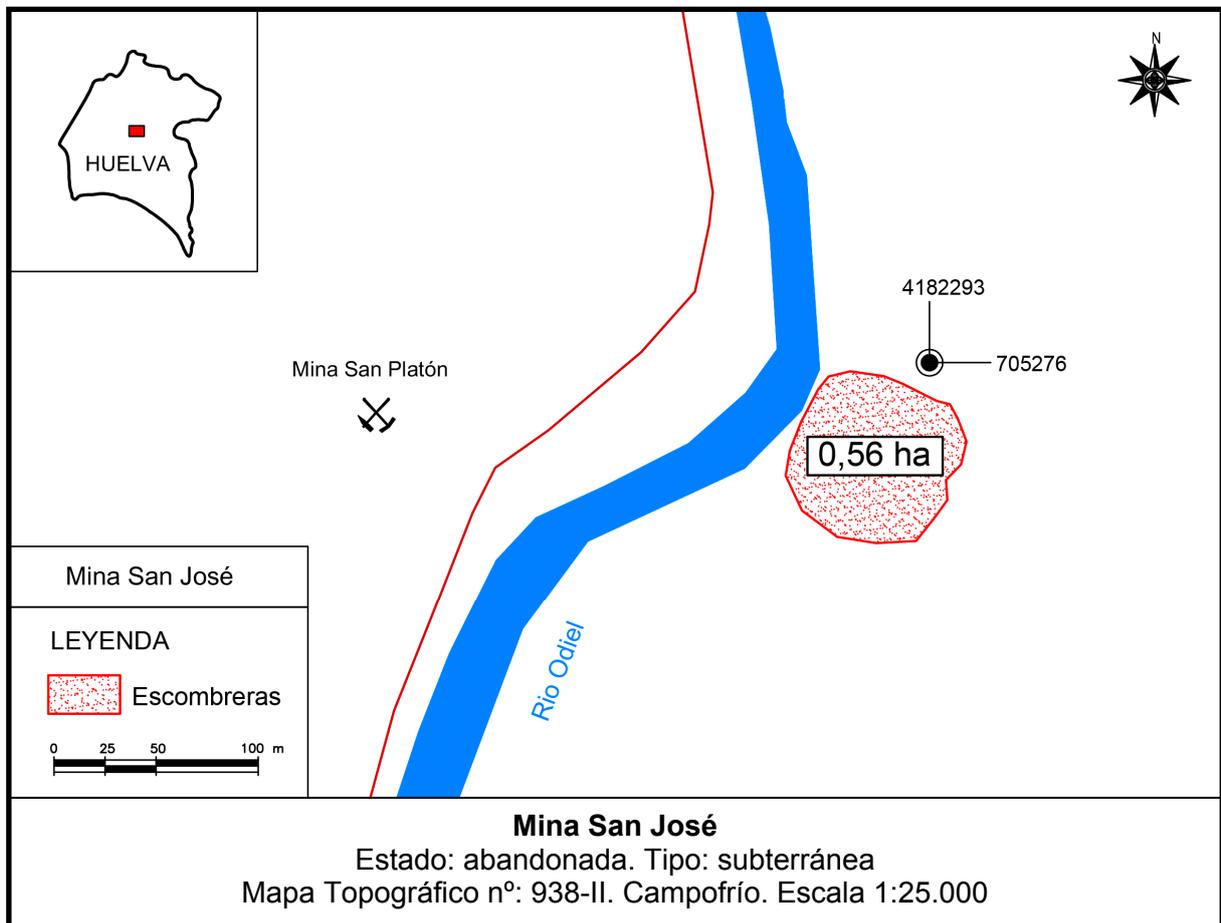
Mapa 63. Mina Los Centrales



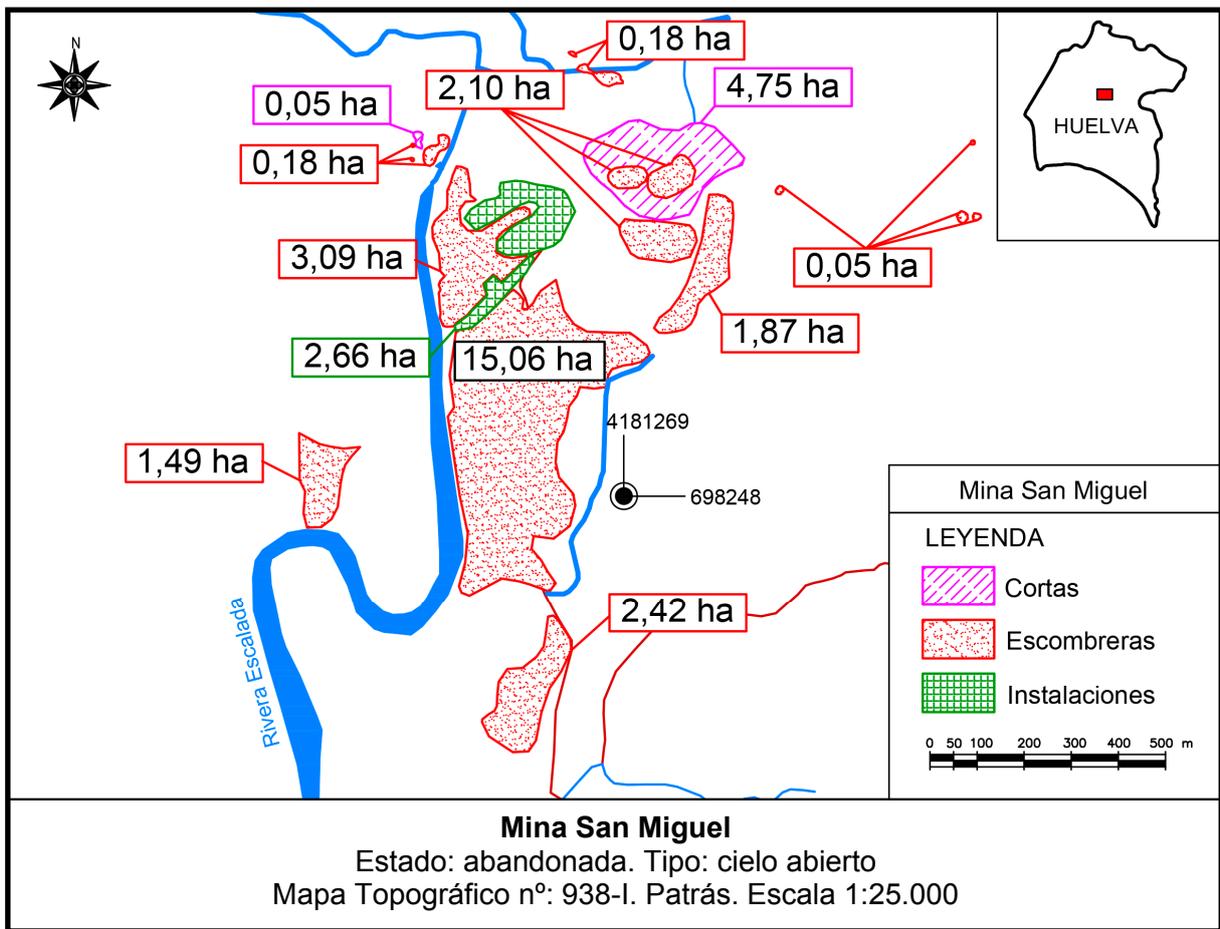
Mapa 64. Mina Los Cibeles



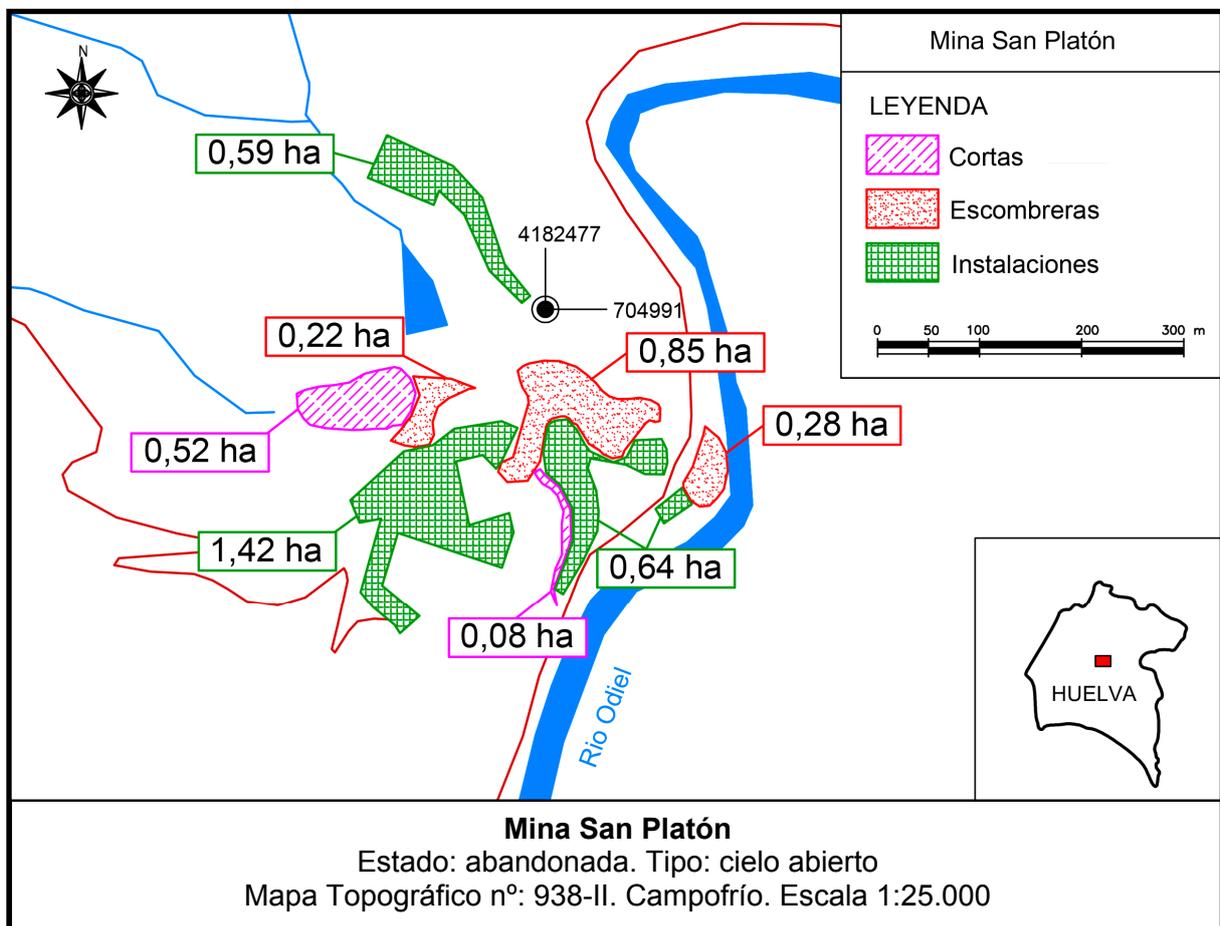
Mapa 65. Mina Poderosa



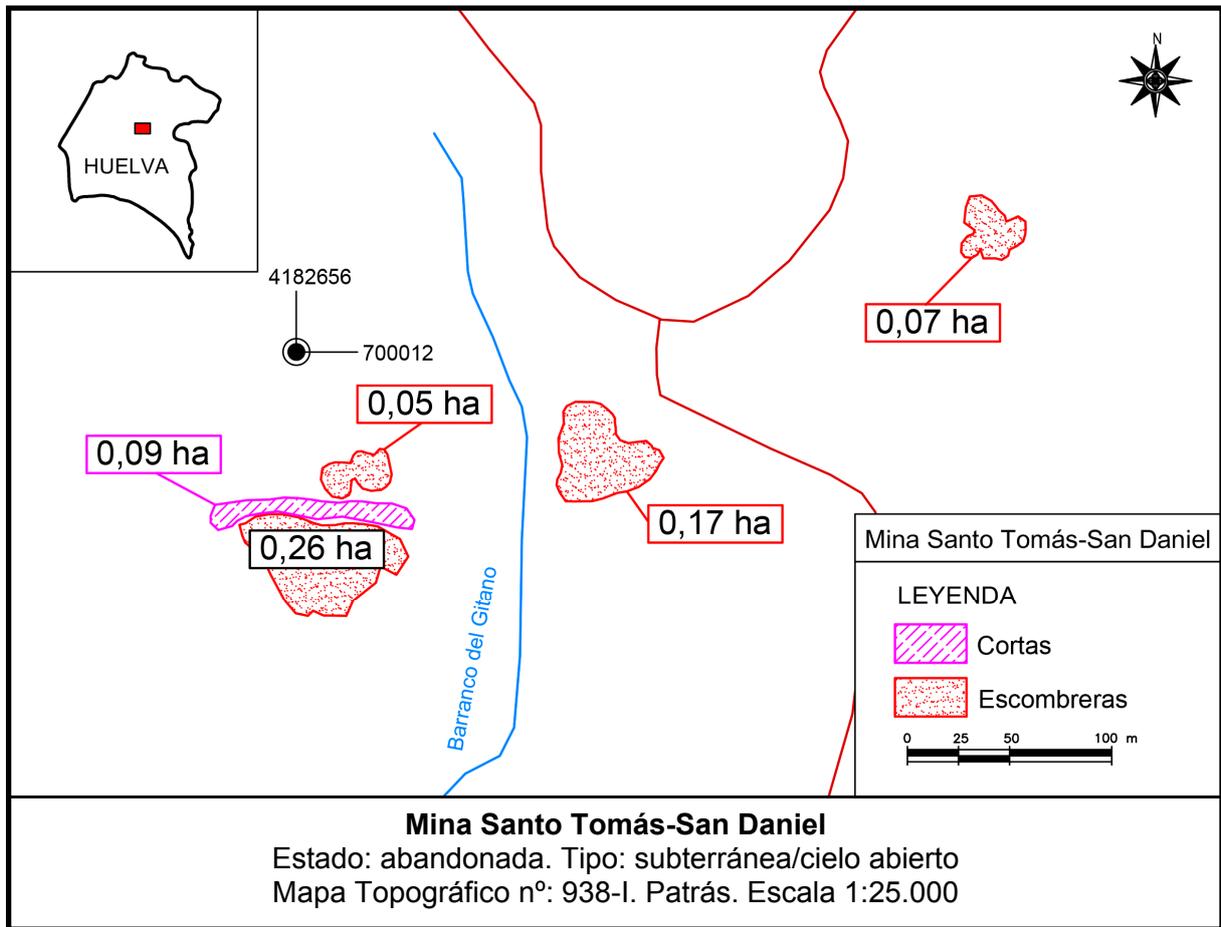
Mapa 66. Mina San José



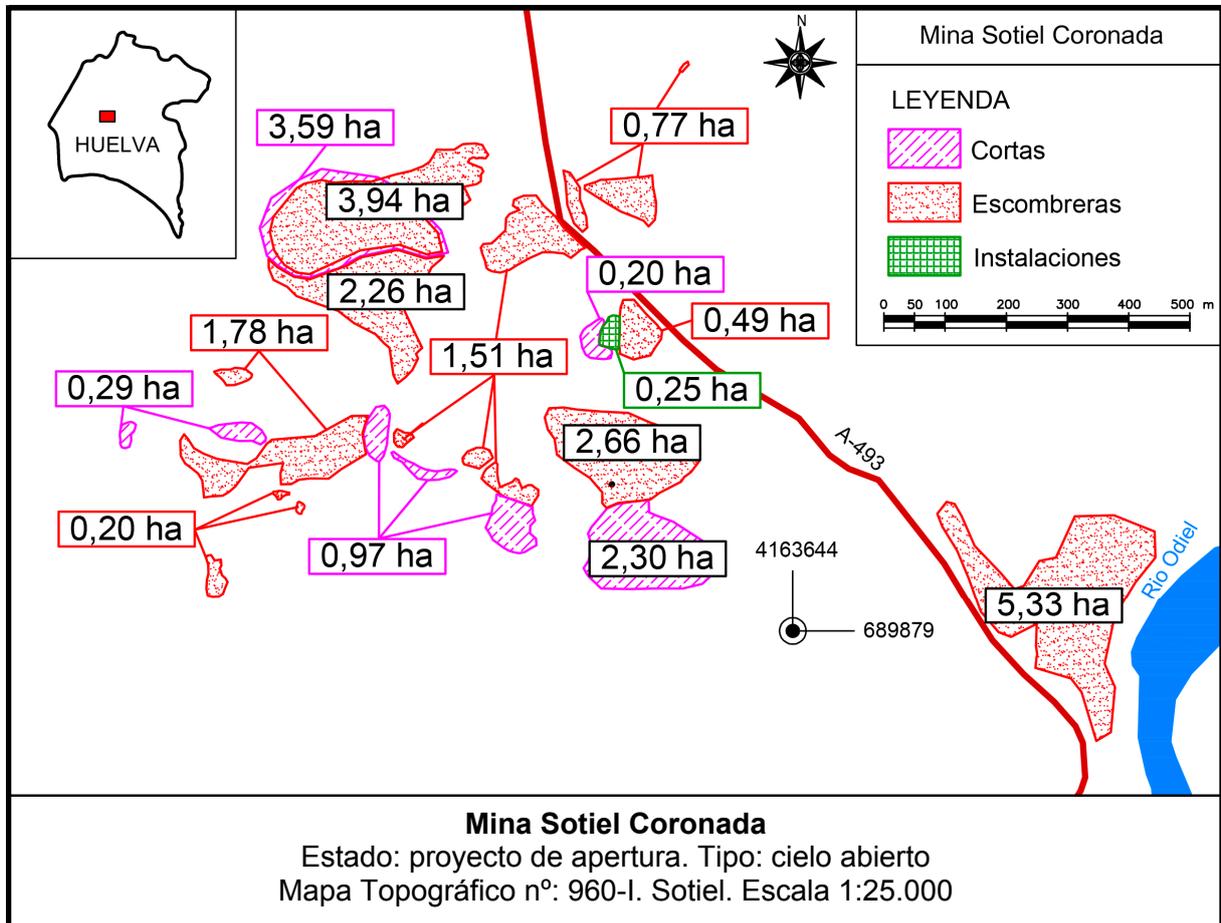
Mapa 67. Mina San Miguel



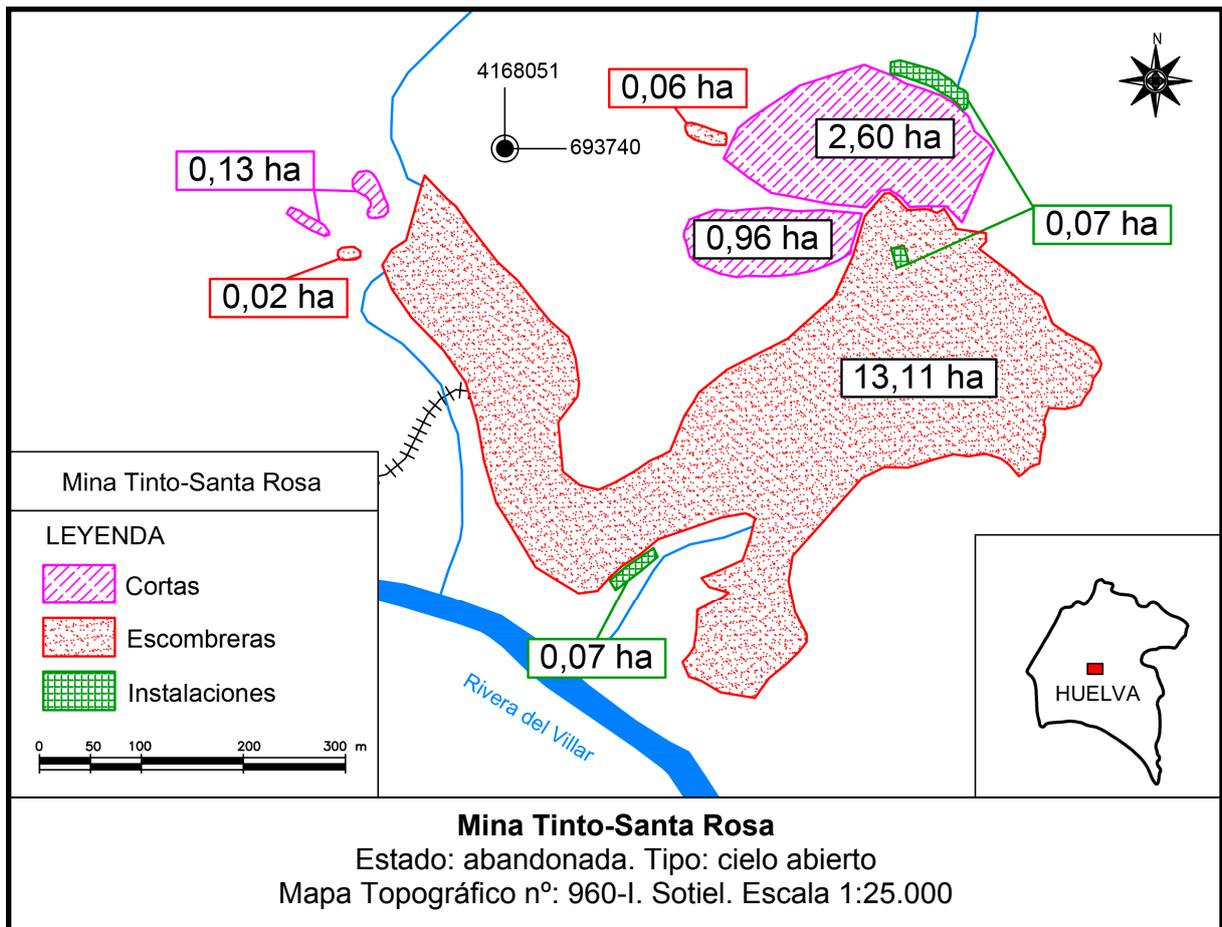
Mapa 68. Mina San Platón



Mapa 69. Mina Santo Tomás-San Daniel

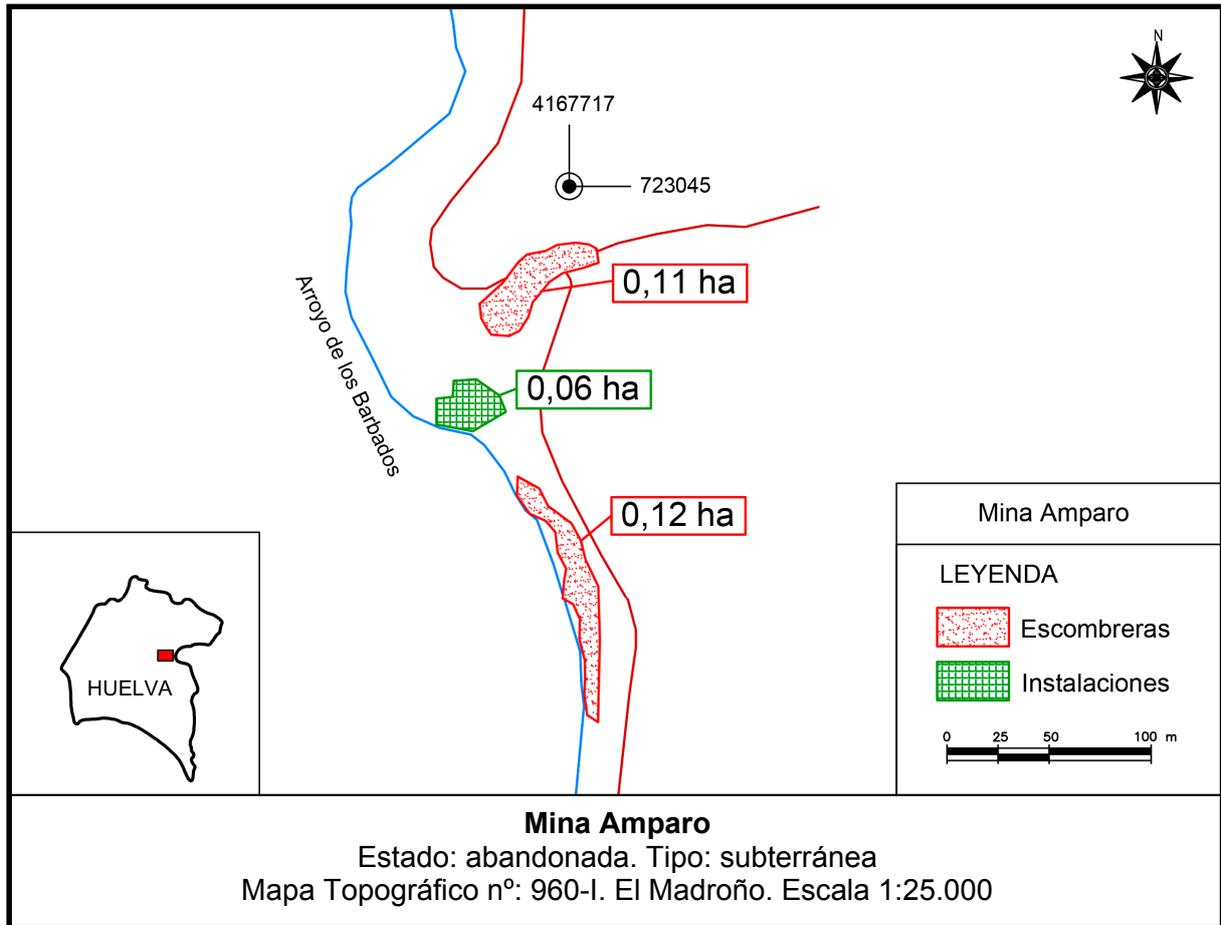


Mapa 70. Mina Sotiel Coronada

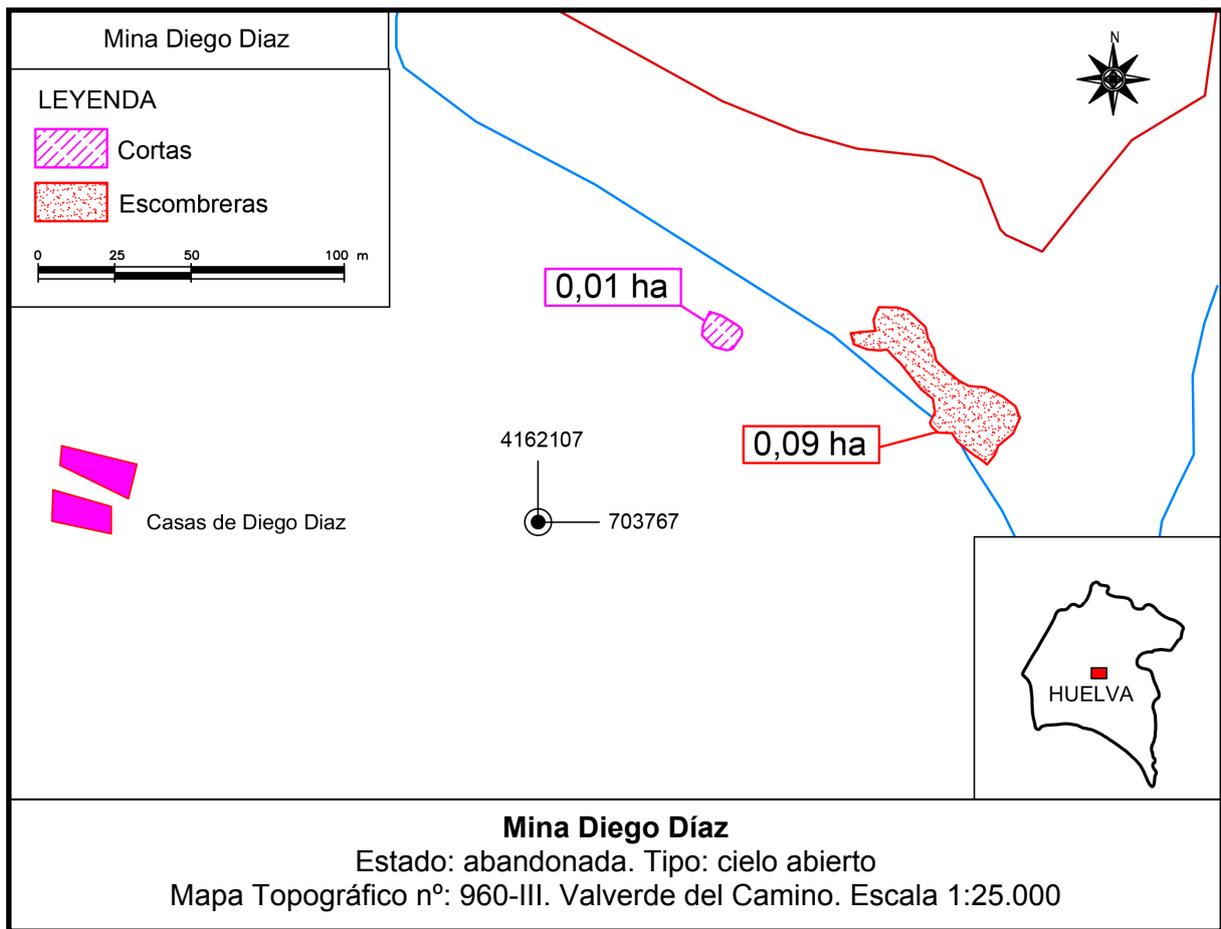


Mapa 71. Mina Tinto-Santa Rosa

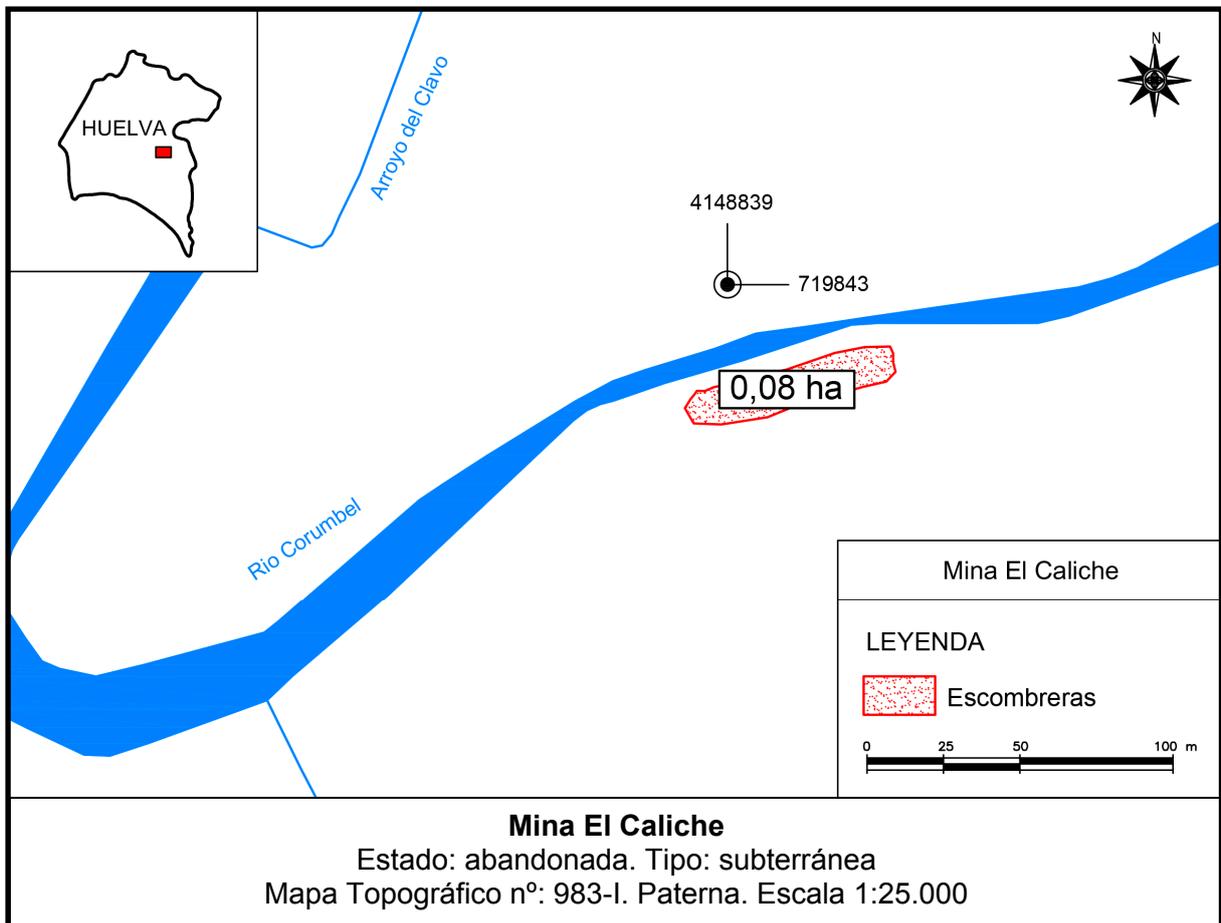
5.1.1.3 Cuenca del Tinto



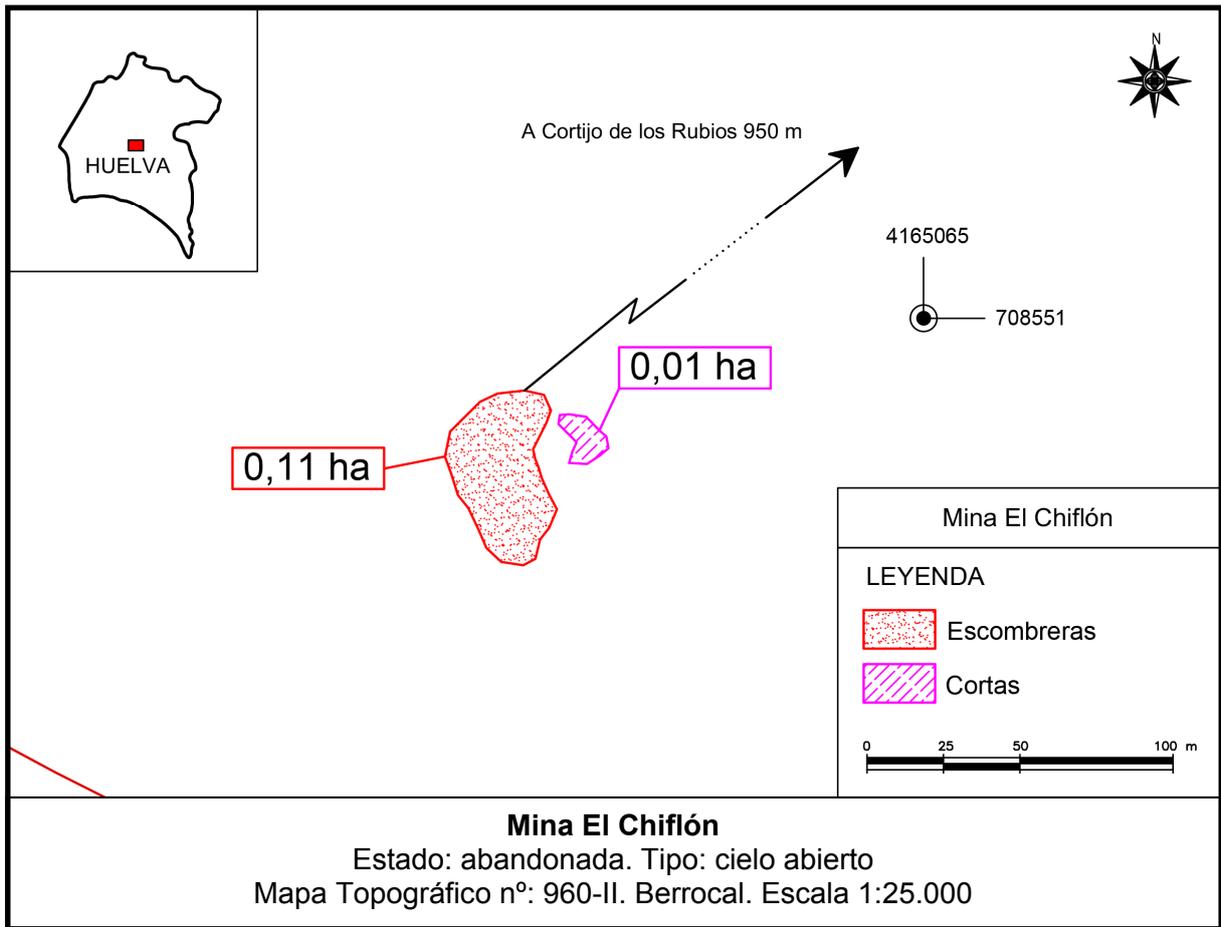
Mapa 72. Mina Amparo



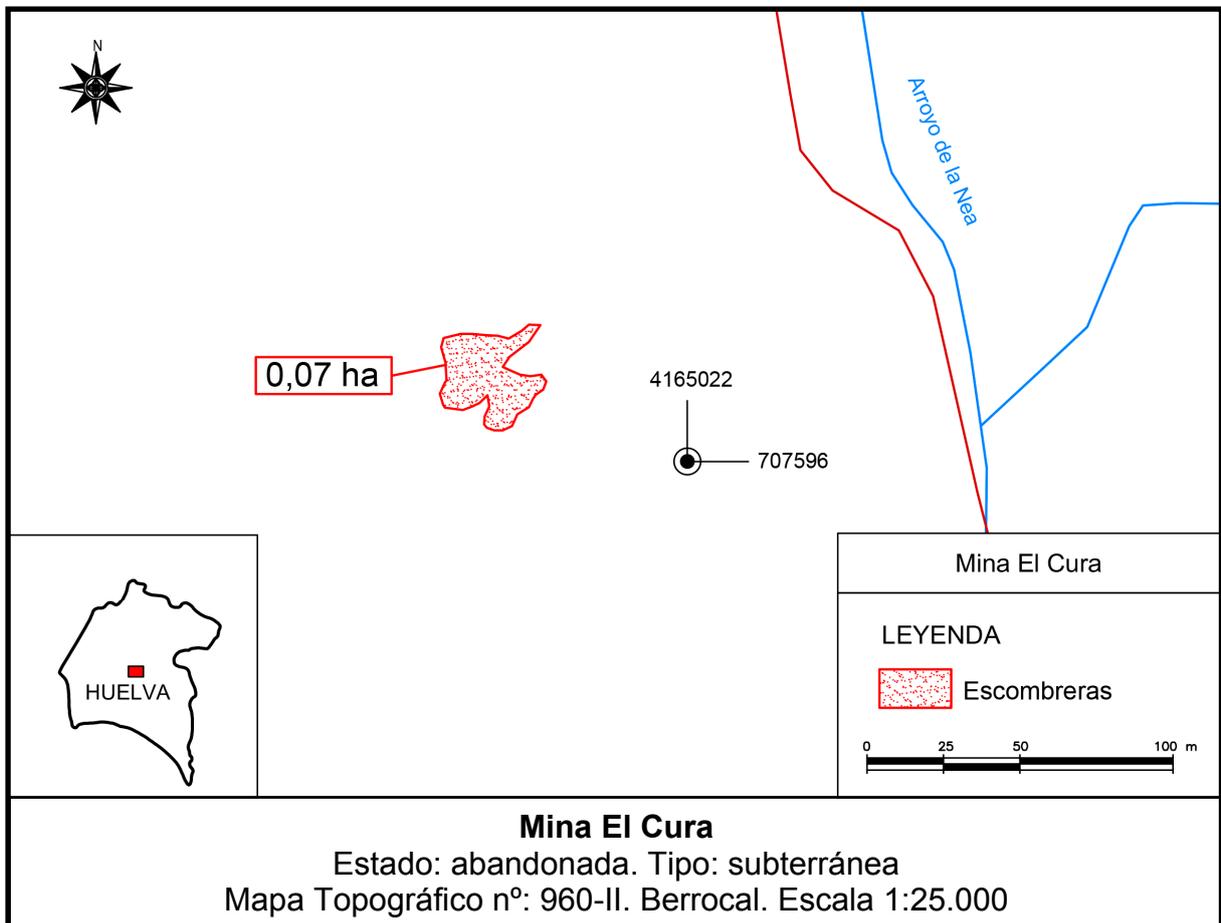
Mapa 73. Mina Diego Diaz



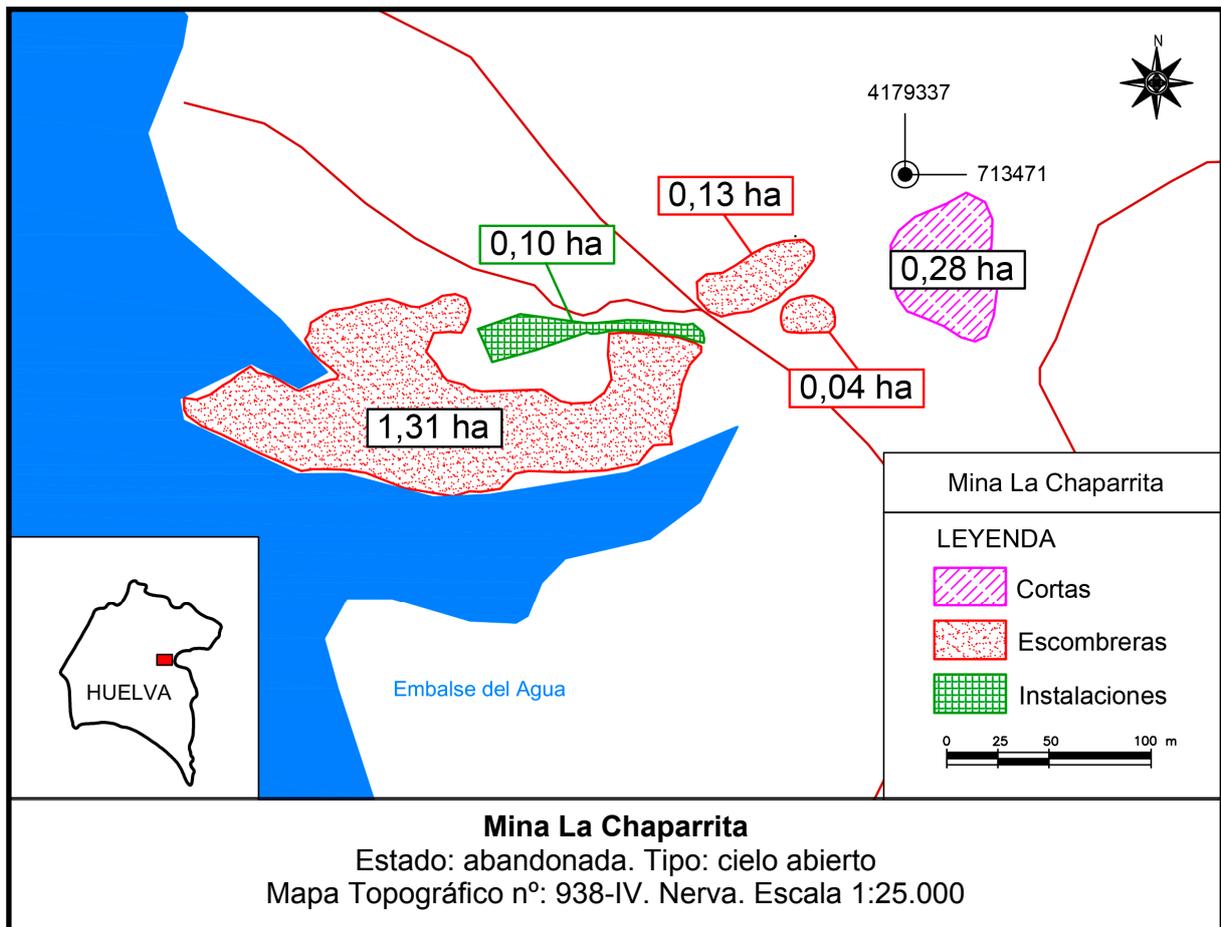
Mapa 74. Mina El Caliche



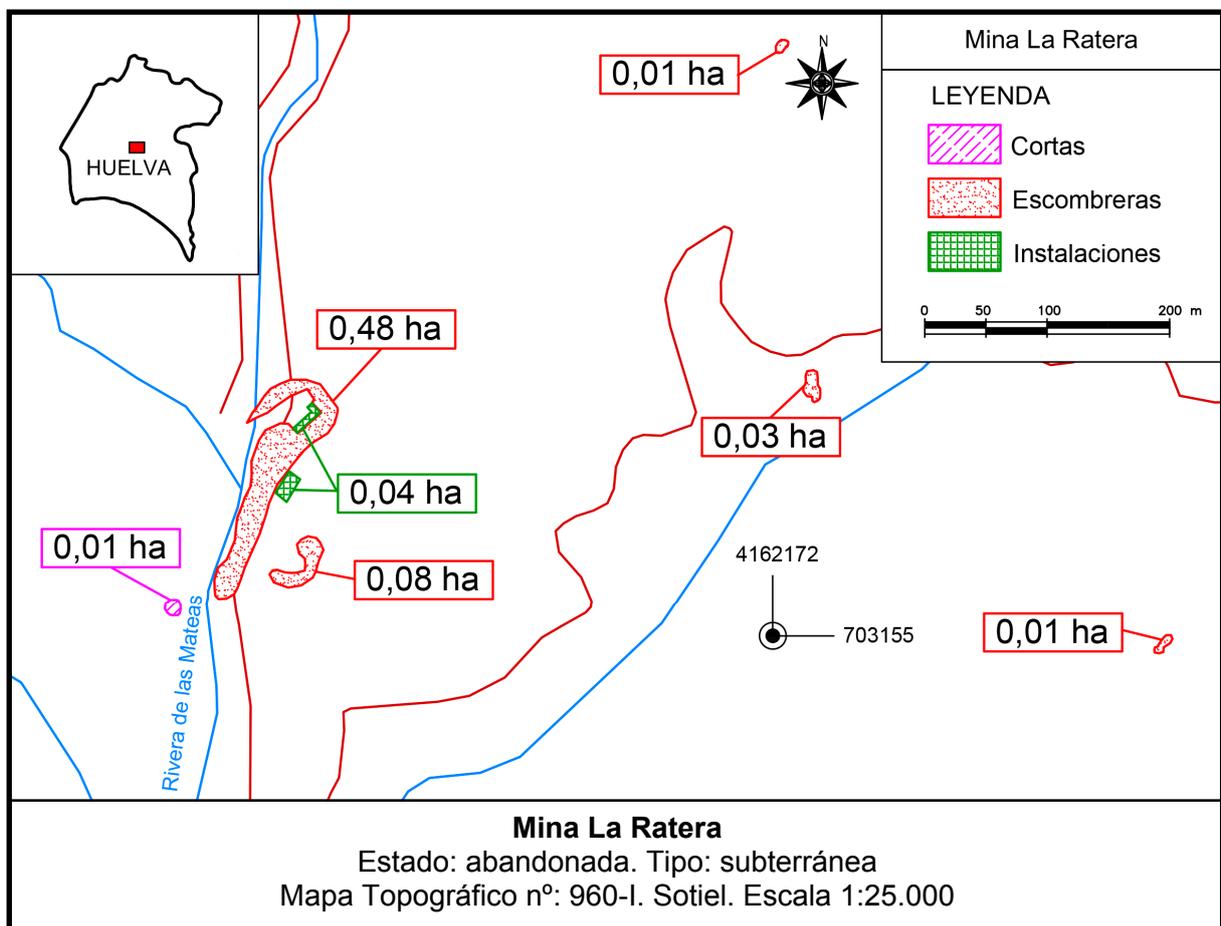
Mapa 75. Mina El Chiflón



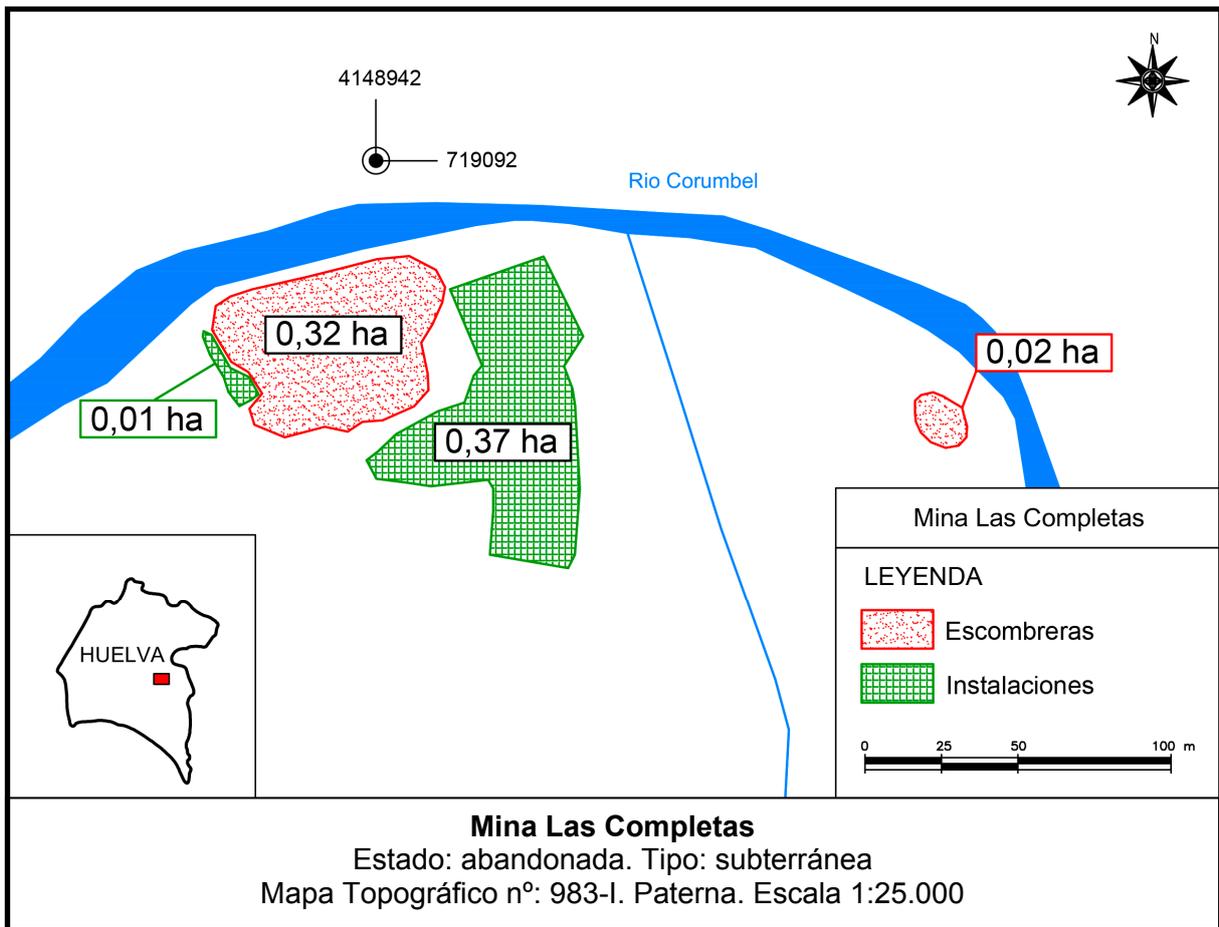
Mapa 76. Mina El Cura



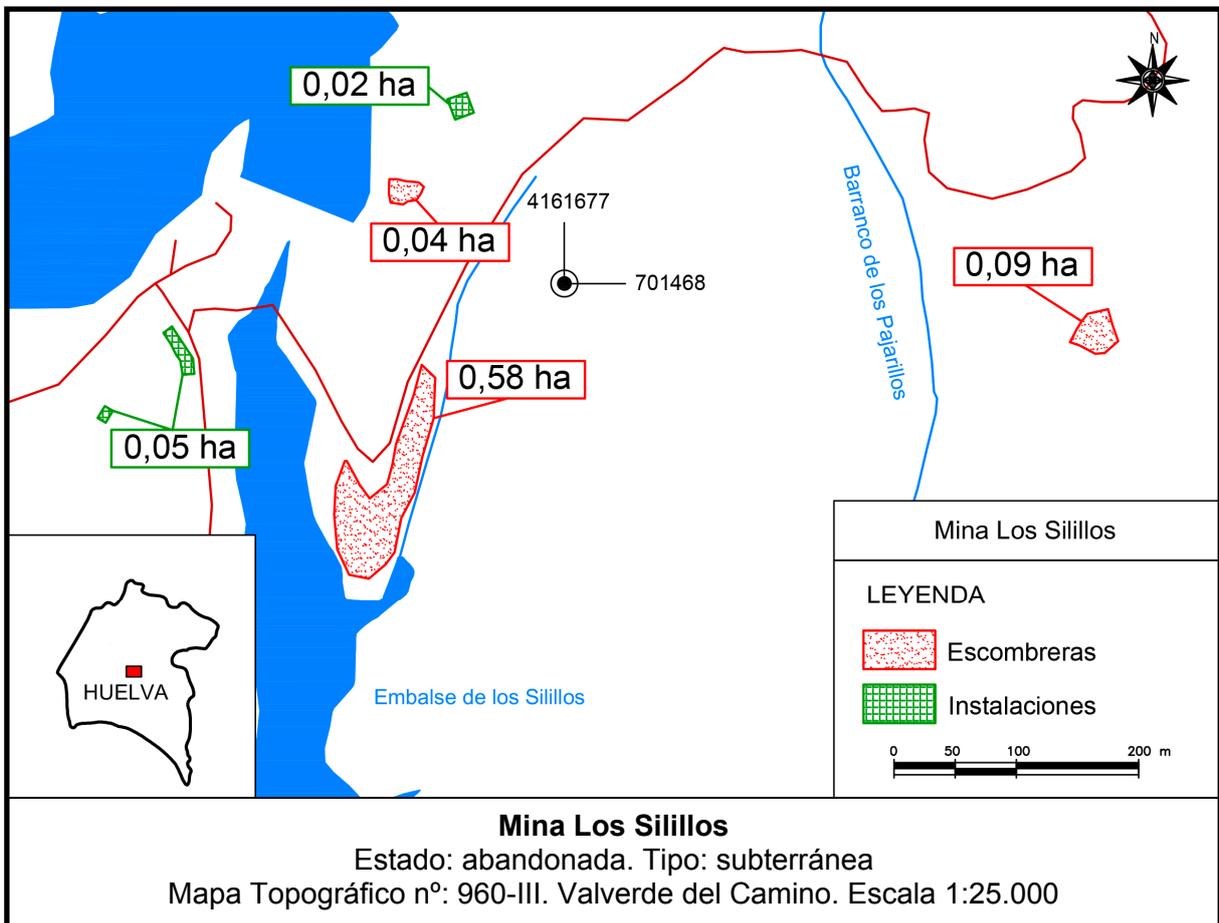
Mapa 77. Mina La Chaparrita



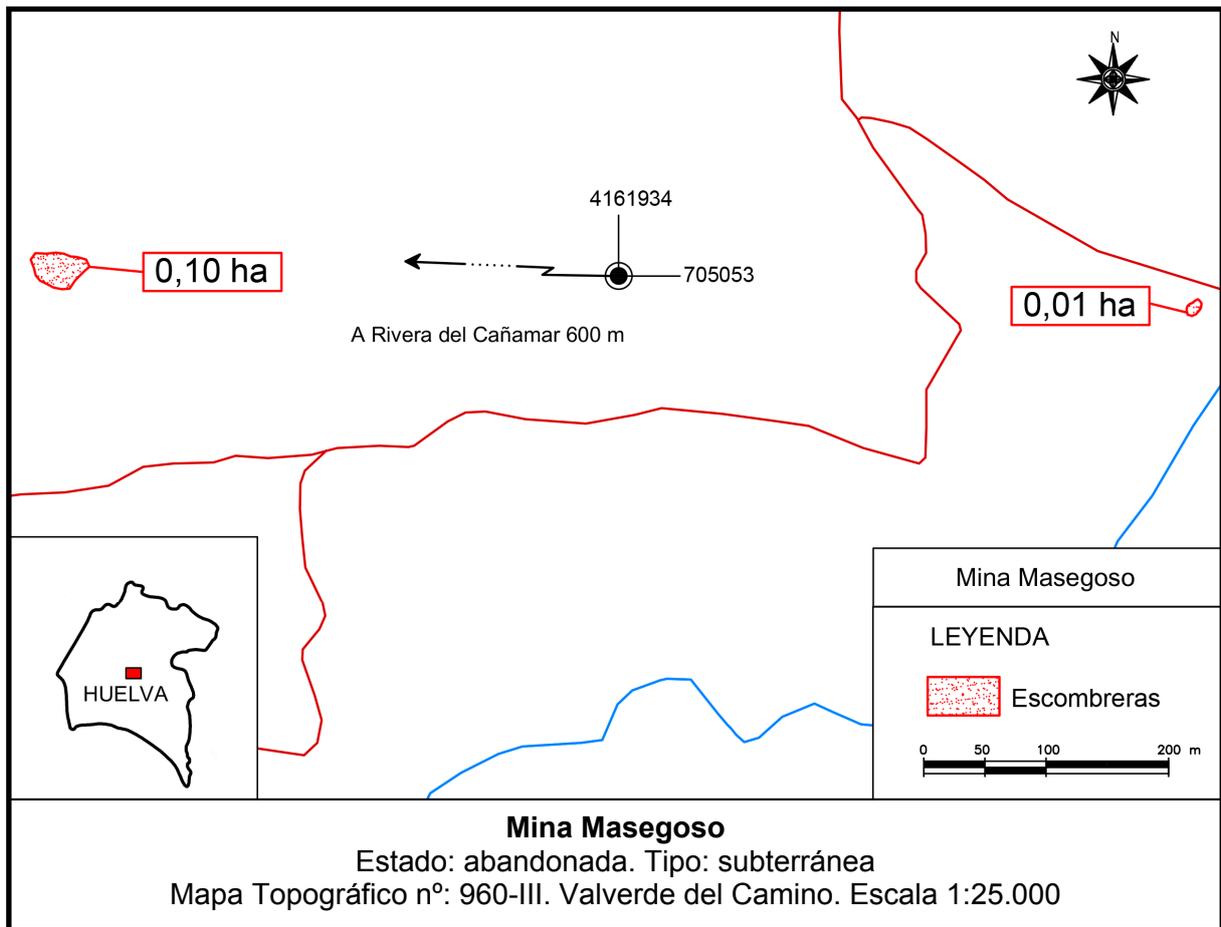
Mapa 78. Mina La Ratera



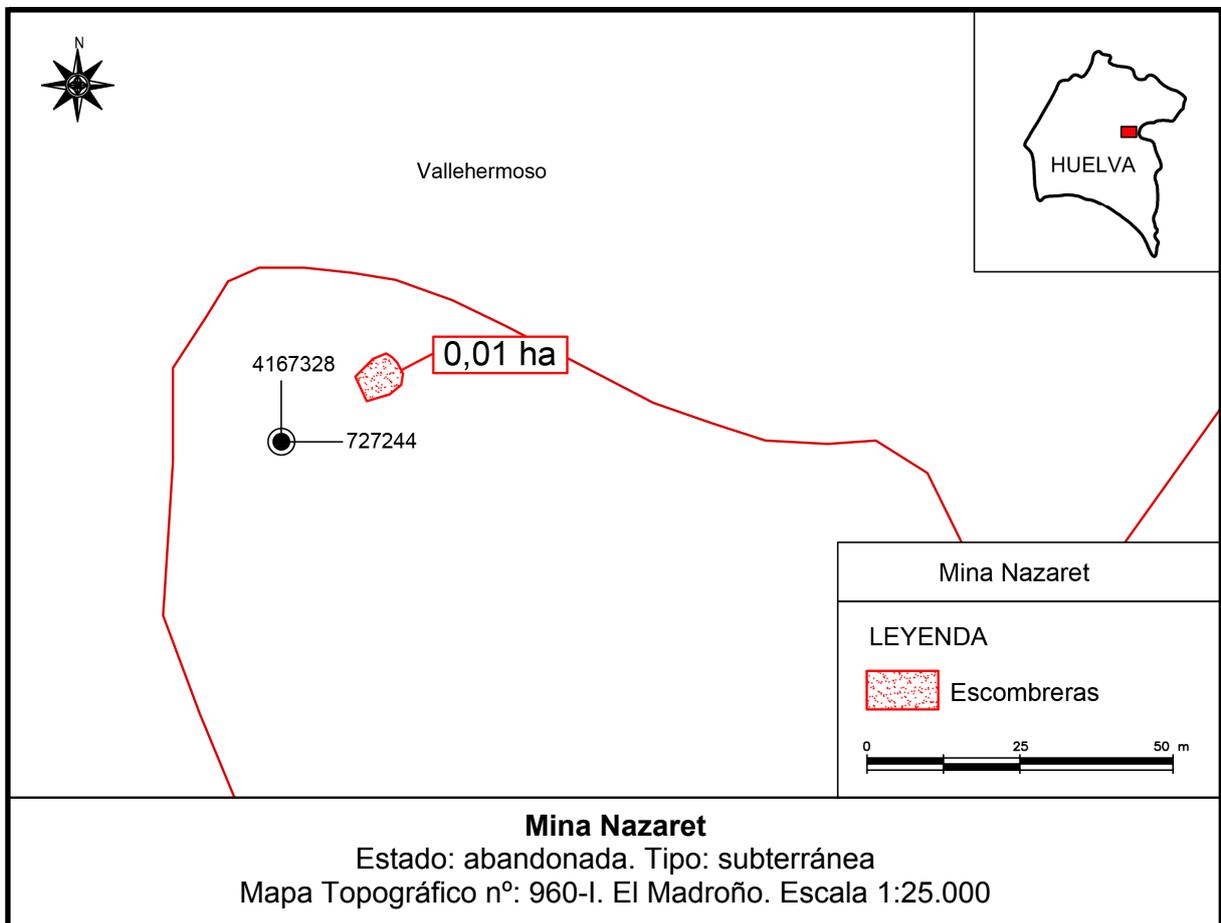
Mapa 79. Mina Las Completas



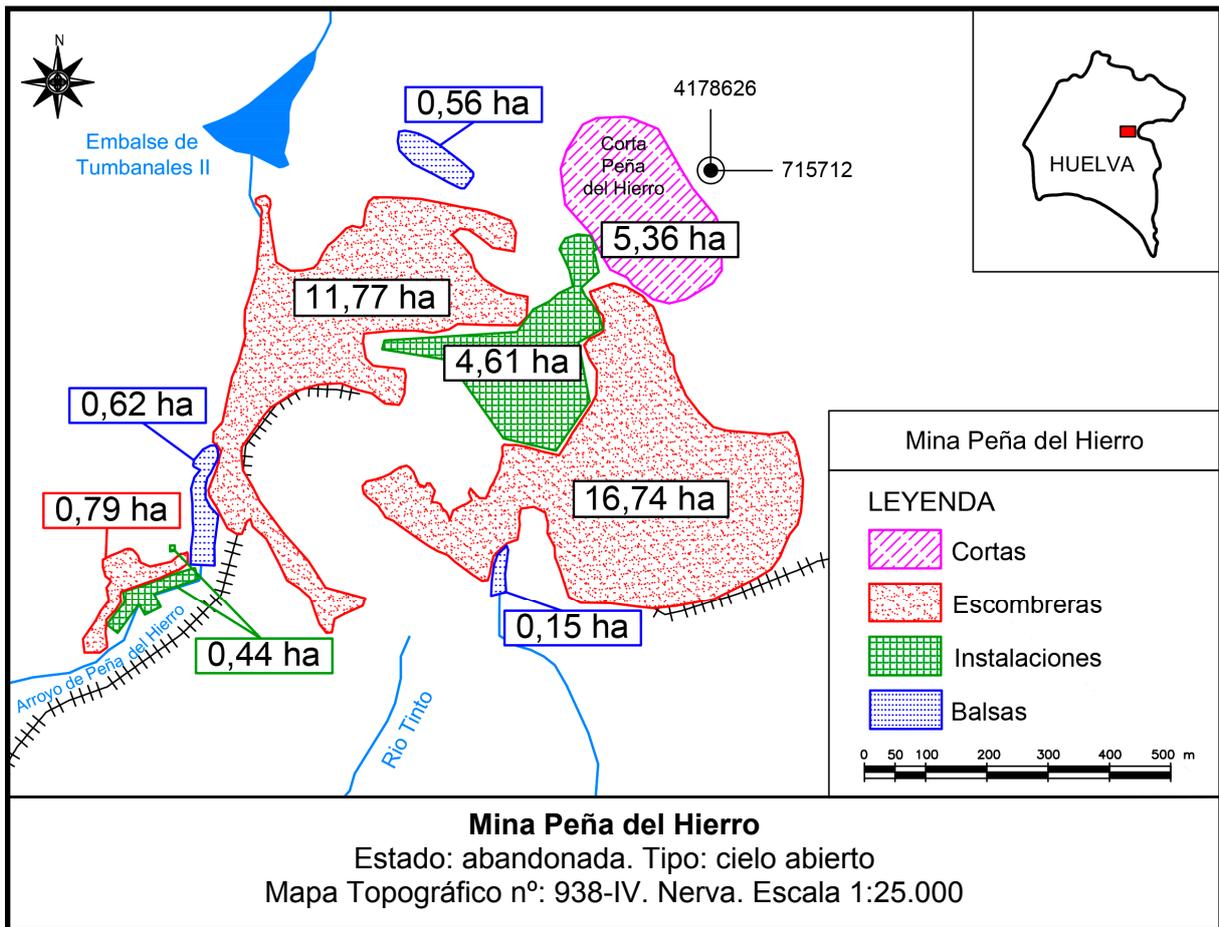
Mapa 80. Mina Los Silillos



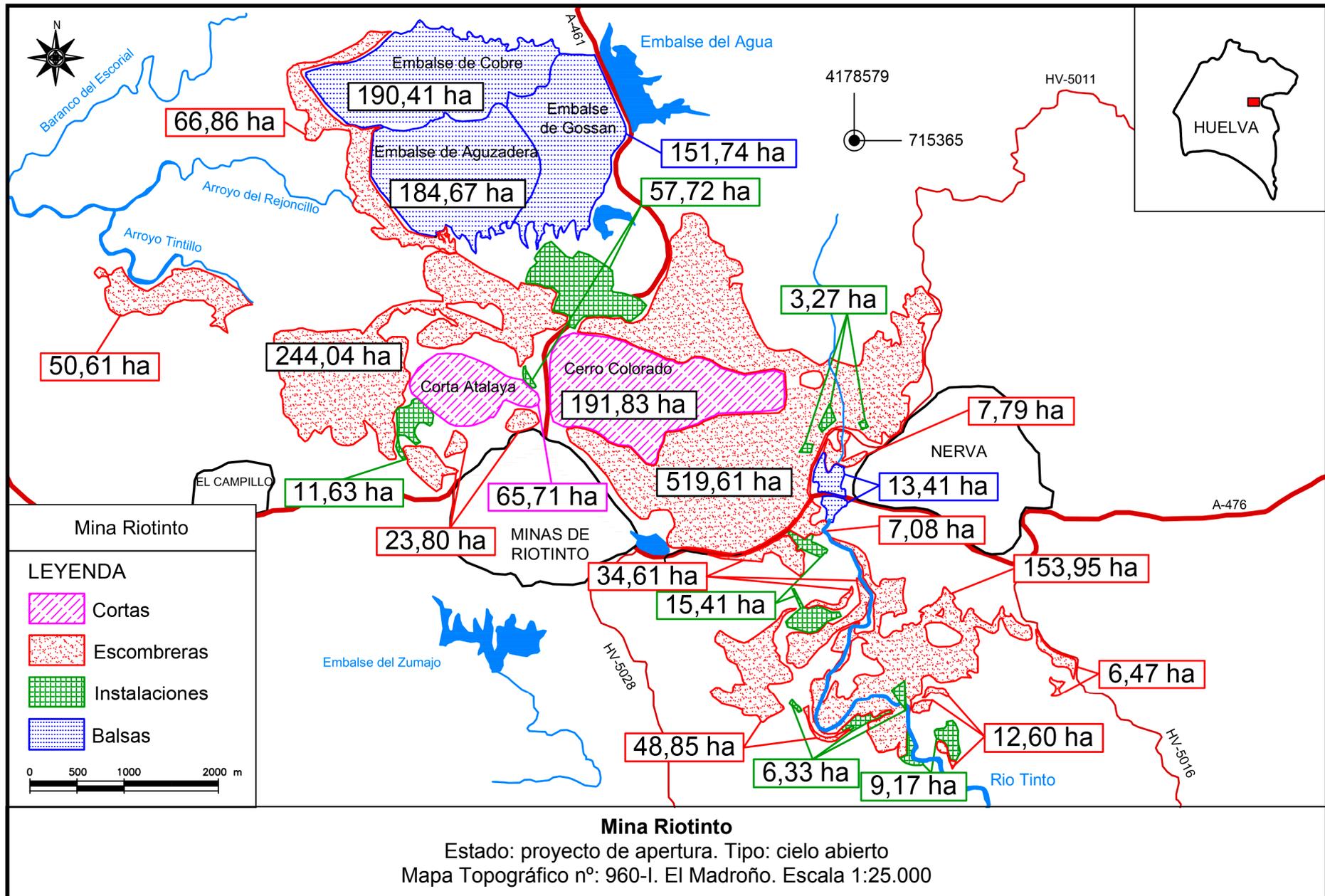
Mapa 81. Mina Masegoso

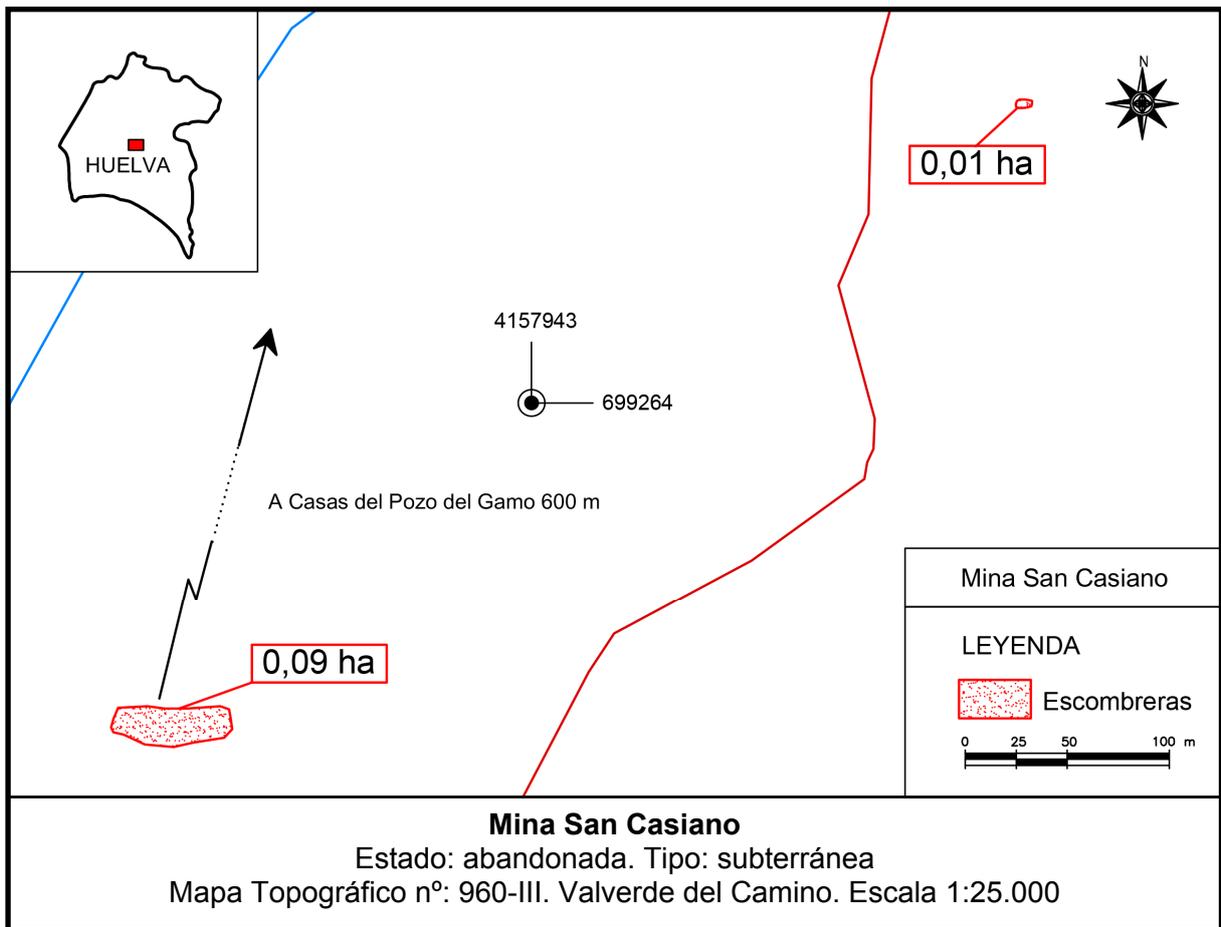


Mapa 82. Mina Nazaret



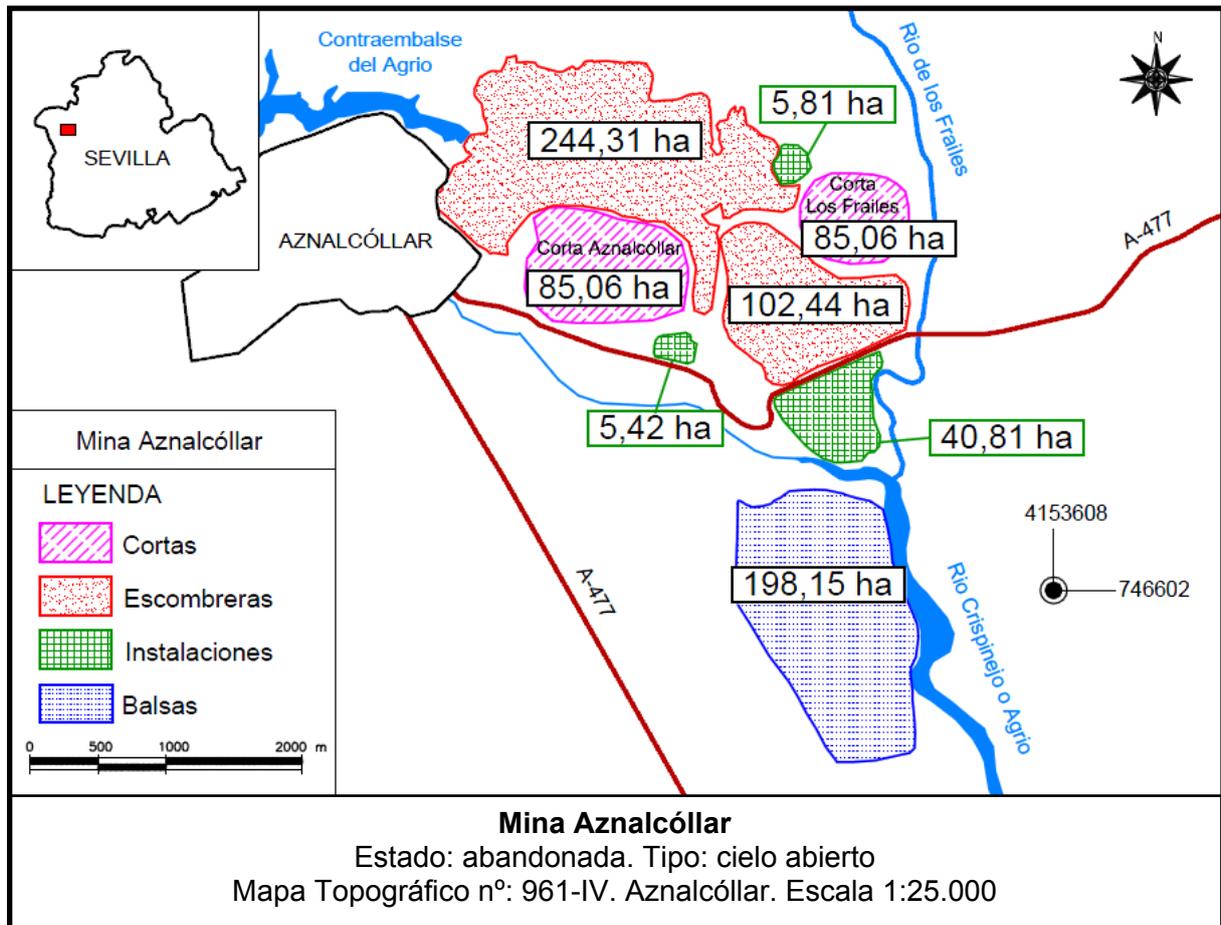
Mapa 83. Mina Peña del Hierro



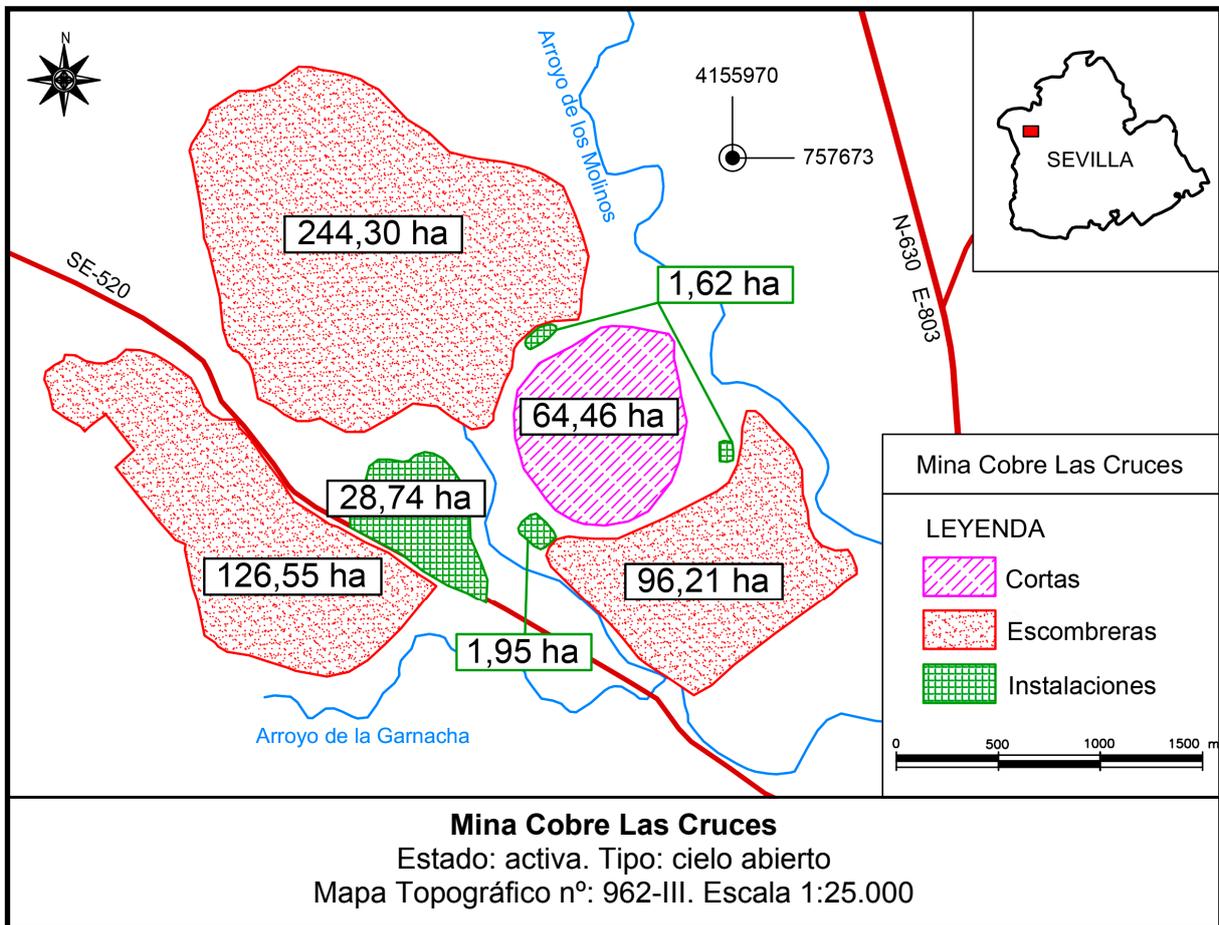
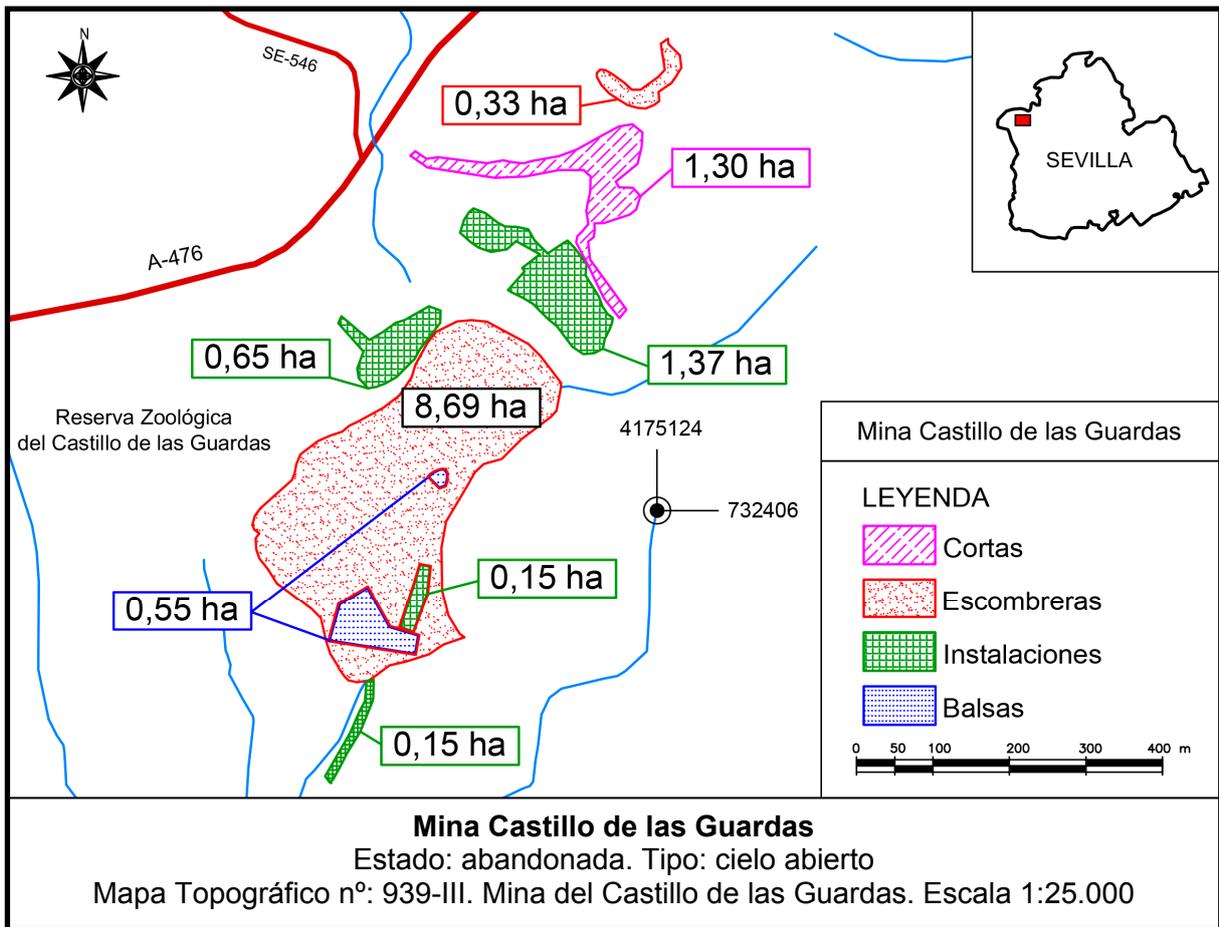


Mapa 85. Mina San Casiano

5.1.1.4 Cuenca del Guadamar



Mapa 86. Mina Aznalcóllar



5.1.2 SUPERFICIES OCUPADAS POR ESTRUCTURAS MINERAS

En la Tabla 5.1 quedan recogidos los valores medidos para los distintos tipos de superficies estudiadas y sus totales en cada explotación, distinguiendo entre cortas, escombreras, balsas e instalaciones mineras.

CUENCA	SUB CUENCA	MINA	CORTAS (ha)	ESCOMBRERAS (ha)	BALSAS (ha)	INSTALACIONES (ha)	TOTAL (ha)
Chanza	Trimpancho	El Toril		0,14			0,14
		Fronteriza		0,07			0,07
		La Condesa	0,35	1,06		0,01	1,42
		Santa Ana	1,11	4,46		0,01	5,58
		Trimpancho	0,22	1,72		0,01	1,95
		Voltafalsa		0,47		0,07	0,54
	Malagón	Del Cura			0,29		0,29
		La Preciosa			0,37		0,39
		La Rica			0,22		0,24
		La Romanera			0,62		0,68
		La Sierrecilla	0,30	1,55		0,03	1,88
		Los Silos	0,01	0,86		0,04	0,91
		San Fernando			0,24		0,24
		San Francisco			0,20		0,20
	Cobica	San José			0,06		0,06
		San Juan			0,83		0,83
		Cabezas de Pasto	1,17	7,26		0,66	9,09
		Dedi			0,03		0,03
Odiel	Meca	Herrerías	8,12	42,49	2,46	1,58	54,65
		Lagunazo	3,01	31,65	2,89	1,58	39,13
		Alcornocalilla			0,03		0,03
		Antigua Almagrera	0,31	0,58			0,89
		La Lapilla	1,62	10,60	0,69		12,91
		Prado Vicioso			0,38		0,38
	Oraque	Tharsis	95,97	371,98	18,03	14,22	500,20
		Vulcano	0,12	0,07	0,18		0,37
		Confesionarios	3,93	28,17		0,03	32,13
		Constancia			0,03	0,01	0,04
		El Carpio	0,40	3,79		1,38	5,57
		El Cruzadillo			0,35	0,02	0,37
		El Riskiño			0,06		0,06
		La Joya	2,87	14,13		0,01	17,01
	Olivargas	Lancha-Roma			0,43		0,44
		Lomero-Poyatos	2,92	10,33		0,26	13,51
		Nerón			0,83		0,83
		San Telmo	17,50	74,19	3,93	2,37	97,99
Aguas Tefidas				7,73	17,38	42,88	
Cueva de la Mora		2,97	29,48		1,83	34,28	
Ermita del Buen Pastor				0,04		0,04	
Herrerito				0,79		0,79	
La Romanita				0,16		0,16	
La Zarza-Perrunal		33,97	91,88	2,98	9,80	138,63	
Olivargas	Lavadero-Romerito	0,57	11,43	3,75	1,17	16,92	
	Sorpresa			0,08		0,08	
	Valdelamusa			2,61	0,85	3,46	

CUENCA	SUB CUENCA	MINA	CORTAS (ha)	ESCOMBRERAS (ha)	BALSAS (ha)	INSTALACIONES (ha)	TOTAL (ha)
Odiel	Almagrera			87,03	31,77	11,12	129,92
	Angelita	0,20	0,31			0,04	0,55
	Angostura	2,06	5,71			0,03	7,80
	Campanario	0,93	5,65			1,24	7,82
	Castillo del Buitrón	1,63	8,96	0,57		0,27	11,43
	Concepción	3,82	19,78	0,85		0,86	25,31
	Cruz Infante		0,46				0,46
	El Soldado	0,22	1,40				1,62
	Esperanza	0,66	2,88	0,03		6,63	10,20
	Gloria	0,30	1,52			0,06	1,88
	La Descamisada	0,19	1,05				1,24
	La Majada		0,32			0,11	0,43
	La Mimbrera		0,42				0,42
	La Torerera		7,14			1,91	9,05
	Las Viñas	0,25	25,92			0,74	26,91
	Los Barrancos		0,03			0,03	0,06
	Los Bueyes	0,27	0,76			0,11	1,14
	Los Centrales		0,06				0,06
	Los Cibeles		0,46				0,46
	Poderosa	2,16	20,49			0,50	23,15
	Riotinto	65,71	385,31	526,82		64,85	1.042,69
	San José		0,56				0,56
	San Miguel	4,80	26,44			2,66	33,90
San Platón	0,60	1,35			2,65	4,60	
Santo Tomás-San Daniel	0,09	0,55				0,64	
Sotiel Coronada	7,35	18,94			0,25	26,54	
Tinto Santa-Rosa	3,69	13,19			0,19	17,07	
Tinto	Amparo			0,23		0,06	0,29
	Diego Díaz	0,01	0,09				0,10
	El Caliche		0,08				0,08
	El Chiflón	0,01	0,11				0,12
	El Cura		0,07				0,07
	La Chaparrita	0,28	1,48			0,10	1,86
	La Ratera		0,34			0,38	0,72
	Las Completas	0,01	0,61			0,04	0,66
	Los Silillos		0,71			0,07	0,78
	Masegoso		0,11				0,11
	Nazaret		0,01				0,01
	Peña del Hierro	5,36	29,30	1,33		5,05	41,04
	San Casiano		0,10				0,10
Riotinto	191,83	790,96	13,41		38,68	1.034,88	
Guadamar	Aznalcóllar	170,12	346,75	198,15		52,04	767,06
	Castillo de las Guardas	1,30	9,02	0,55		2,32	13,19
	Cobre las Cruces	64,46	467,06			32,31	563,83
TOTAL FPI			705,75	3.038,53	825,77	279,12	4.849,10

Tabla 5.1. Superficies ocupadas por estructuras mineras en la FPI

Se constatan 88 explotaciones de sulfuros de muy diferentes magnitudes, agrupadas según la cuenca del río a la que vierten aguas ácidas.

Como puede apreciarse, existen más de 4.849 ha afectadas por las labores mineras de explotaciones de sulfuros en el sector español de la Faja Pirítica Ibérica, valor que difiere con el dato de Fernández-Caliani (2008), donde a partir de ortoimágenes de satélite, se estima aproximadamente que los suelos destruidos o afectados por las operaciones mineras y metalúrgicas en el sector español de la Faja Pirítica Ibérica ocupan una extensión superior a 4.200 ha.

Del total de la superficie afectada, 3.038 ha pertenecen únicamente a escombreras. El siguiente valor por orden de magnitud corresponde a las balsas mineras y cortas, con escasa diferencia, y finalmente, se encuentran las instalaciones.

Cada uno de estos valores máximos corresponden al Complejo Minero de Riotinto, la mayor mina de la Faja Pirítica Ibérica, la cual provoca AMD tanto sobre el río Odiel por las estructuras localizadas en el Oeste, como sobre el cauce del río Tinto desde las del Este. Es por este motivo por el que aparece dos veces en la Tabla 5.1, y cuyo territorio total en la FPI supera las 2.077 ha.

Las superficies totales obtenidas para cada cuenca y subcuenca se recogen en la Tabla 5.2.

CUENCA	SUBCUENCA	CORTAS (ha)	ESCOMBRERAS (ha)	BALSAS (ha)	INSTALACIONES (ha)	TOTAL (ha)
Chanza	Trimpancho	1,68	7,92	0,00	0,10	9,70
	Malagón	0,31	5,24	0,00	0,17	5,72
	Cobica	12,30	81,43	5,35	3,82	102,90
<i>Total Chanza</i>		<i>14,29</i>	<i>94,59</i>	<i>5,35</i>	<i>4,09</i>	<i>118,32</i>
Odiel	Meca	98,02	383,64	18,90	14,22	514,78
	Oraque	27,62	132,31	3,93	4,09	167,95
	Olivargas	37,51	144,20	24,11	31,42	237,24
	Odiel	94,93	636,69	560,04	94,25	1.385,91
<i>Total Odiel</i>		<i>258,08</i>	<i>1.296,84</i>	<i>606,98</i>	<i>143,98</i>	<i>2.305,88</i>
<i>Tinto</i>		<i>197,50</i>	<i>824,20</i>	<i>14,74</i>	<i>44,38</i>	<i>1.080,82</i>
<i>Guadiamar</i>		<i>235,88</i>	<i>822,83</i>	<i>198,70</i>	<i>86,67</i>	<i>1.344,08</i>

Tabla 5.2. Área ocupada por las labores mineras en cada cuenca de primer y segundo orden

Según se observa en las tablas 5.1 y 5.2, la cuenca del río Chanza abarca 20 minas, con escasa superficie ocupada por cada una de ellas, alcanzando un total de 118 ha. En dicha cuenca, la subcuenca perteneciente al río Cobica muestra casi la totalidad del área afectada por las estructuras mineras, frente a los valores muy inferiores de las subcuencas restantes. Las 3 explotaciones con mayores dimensiones en la cuenca del Chanza se localizan en esta subcuenca.

La cuenca del Odiel es la que presenta un mayor número de explotaciones. Como puede observarse posee 52 minas con tamaños muy variados, desde los complejos mineros Riotinto o Tharsis, que superan las 1.000 y 500 ha, respectivamente, hasta la Mina Alcornocalilla que solo ocupa 300 m². Asimismo, presenta el valor más elevado en área afectada en relación con las demás cuencas, superando 2.300 ha. A nivel de subcuenca, es el propio río Odiel el que aparece más afectado por número y extensión de las explotaciones,

ya que en su cuenca se localizan 27 minas, algunas de gran envergadura como Riotinto. Le siguen, en función de la superficie, las subcuencas Meca, Olivargas y Oraque, respectivamente, aunque es esta última la que recoge mayor número de explotaciones tras la del Odiel.

La Cuenca del Tinto, con una superficie total afectada superior a 1.080 ha, incluye a Riotinto como la explotación con más área ocupada (1.035 ha), seguida por Peña del Hierro y doce explotaciones de pequeña envergadura.

En la cuenca del río Guadamar solo se ubican tres explotaciones, de las cuales Aznalcóllar y Cobre las Cruces son las que presentan mayores extensiones en toda la FPI por detrás de Riotinto, provocando que el área total ocupada en dicha cuenca sea de 1.344 ha.

En la Figura 5.2 se han representado los valores porcentuales de las superficies ocupadas en la FPI de cada cuenca de primer orden. Esto conlleva a que la cuenca del río Odiel sea la que presente mayor área afectada, abarcando el 48% respecto al resto de cuencas.

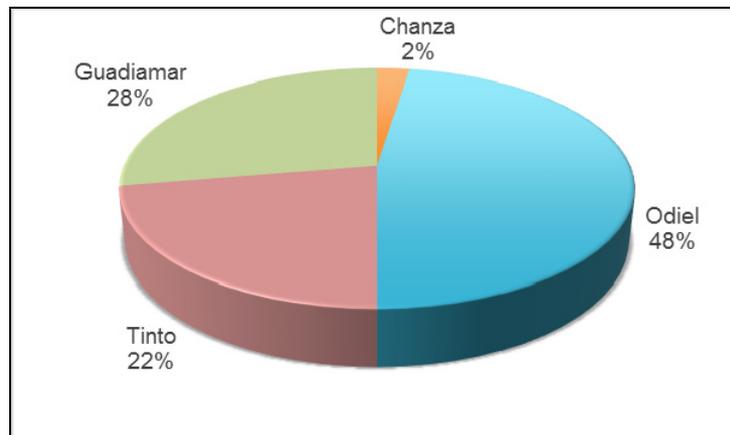


Figura 5.2. Distribución de la superficie afectada por labores mineras según cuencas

En la cuenca del Odiel la explotación minera con mayor territorio ocupado es Riotinto, al que corresponde el 45% del área ocupada por las estructuras mineras de la cuenca. Como se ha comentado anteriormente, este gran complejo minero vierte sus aguas ácidas tanto al río Odiel como al río Tinto, según la ubicación de cada zona afectada. El resto de la cuenca está ocupada por un gran número de minas de diversa entidad.

La cuenca del río Tinto, a la que pertenecen el 22% de las hectáreas afectadas en la Faja Pirítica Ibérica, debe este valor a las escombreras y otras labores del Complejo Minero Riotinto que vierten lixiviados ácidos a su cauce. A pesar de que en su cuenca se ubican trece explotaciones, aproximadamente el 96% del territorio transformado pertenece a esta mina.

La cuenca del Chanza, la segunda cuenca con mayor número de minas de sulfuros (20), solo representa el 2% del total debido a que prácticamente todas las minas son pequeñas explotaciones diseminadas. Las minas Herrerías y Lagunazo ocupan el 79% de la superficie de afección en la cuenca.

En contraposición, la cuenca del Guadamar, en la que únicamente se localizan las minas de Aznalcóllar, Cobre las Cruces, y Castillo de las Guardas, es la segunda zona más afectada de la Faja Pirítica Ibérica en cuanto a área ocupada por labores mineras.

Se debe hacer una puntualización en este caso, ya que Cobre las Cruces es un complejo minero explotado en la actualidad que realiza una gestión eficiente de los recursos tratando de compatibilizar minería y entorno. Han diseñado sus depósitos de estériles de forma que minimicen el impacto ambiental, mediante sellado y restauración progresiva, por lo que no podemos considerar esta mina como fuente de contaminación por aguas ácidas. Lo mismo sucede con Aguas Teñidas, el otro complejo minero de la FPI actualmente en explotación.

Por ello, en la Figura 5.3, se representa la ocupación de las explotaciones mineras según las cuencas principales, sin incluir las superficies ocupadas por Cobre las Cruces y Aguas Teñidas, las dos explotaciones activas de la FPI, que se adecuan al marco legislativo ambiental actual.

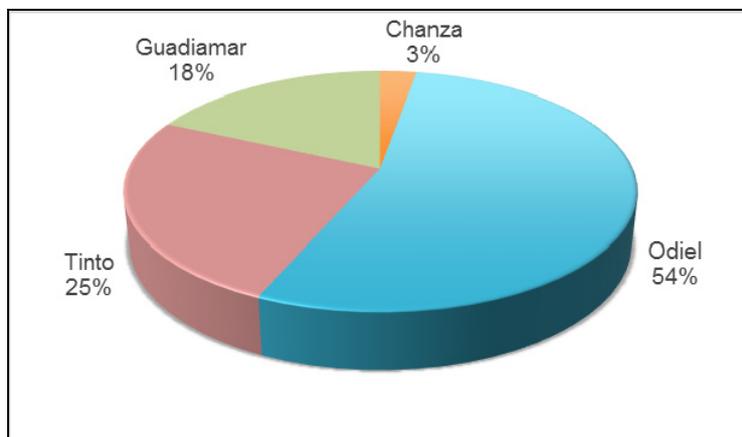


Figura 5.3. Distribución de la superficie afectada por labores mineras, según cuencas, sin incluir las explotaciones actualmente activas

De igual forma, y dado que las escombreras son el principal foco contaminante de AMD, se ha comparado la ocupación de estas en cada cuenca (Figura 5.4).

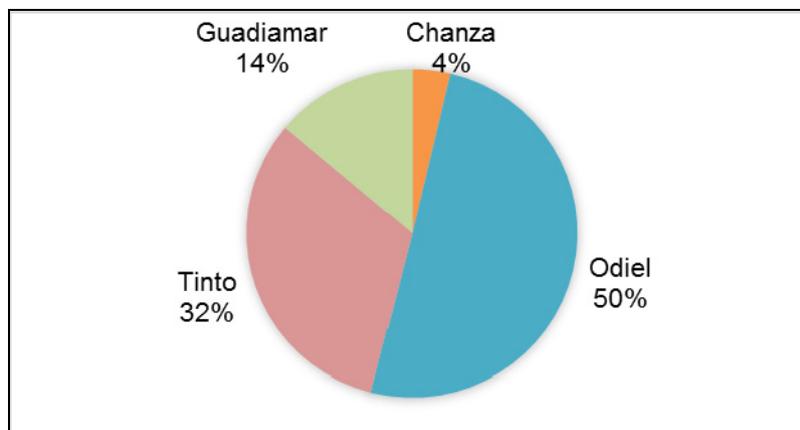


Figura 5.4. Distribución de la superficie afectada por las escombreras, según cuencas, sin incluir las explotaciones actualmente activas

Si no se contabiliza el área ocupada por estas explotaciones activas, la cuenca del Tinto pasa a ser la segunda cuenca más afectada por estructuras mineras (Figura 5.3) y escombreras (Figura 5.4), dato que coincide con el de que los ríos Tinto y Odiel son los más contaminados por AMD en la Faja Pirítica Ibérica.

Otro aspecto a considerar para los índices más bajos de contaminación por AMD en la cuenca del Guadamar respecto a la del Tinto o el Odiel, es la serie de medidas correctoras que se tomaron para restaurar la zona, tras el vertido al río Guadamar por la rotura de la balsa de lodos de la Mina Aznalcóllar.

Si se compara el área ocupada por las escombreras diferenciando entre subcuencas (Figura 5.5), se aprecia que, desde el punto de vista de superficies afectadas, la principal fuente de afección del río Chanza proviene de las explotaciones ubicadas en la cuenca del río Cobica. En la cuenca del Odiel, es el propio río Odiel, como subcuenca, el que mayor superficie de escombreras, con valores similares a las cuencas de Guadamar y Tinto. El segundo lugar corresponde a la subcuenca del Meca.

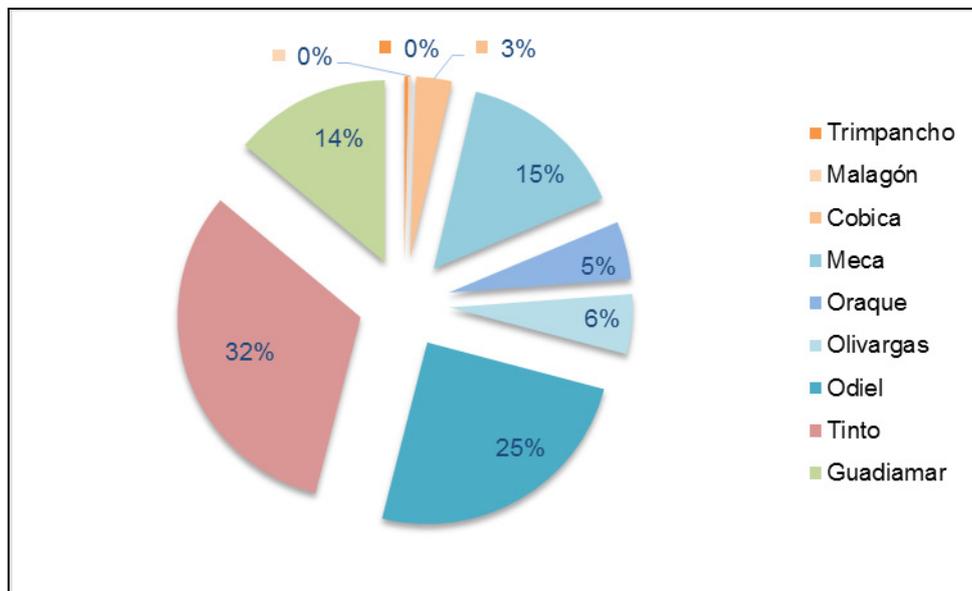


Figura 5.5. Distribución de la superficie afectada por escombreras, según subcuencas, sin incluir las explotaciones activas de la FPI

Particularizando en los distintos tipos de estructuras estudiadas, los valores presentados para cada una de ellas en cada explotación, oscilan desde mínimos de cero, asociados a la no existencia de dichas estructuras, hasta máximos que superan las 190 ha para las cortas, 790 ha para las escombreras, 526 ha para balsas mineras y que casi alcanzan 65 ha en instalaciones.

Para contrastar las áreas ocupadas por cada una de las estructuras mineras en las nueve subcuencas vertientes de estudio, se han representado los resultados obtenidos en la Figura 5.6.

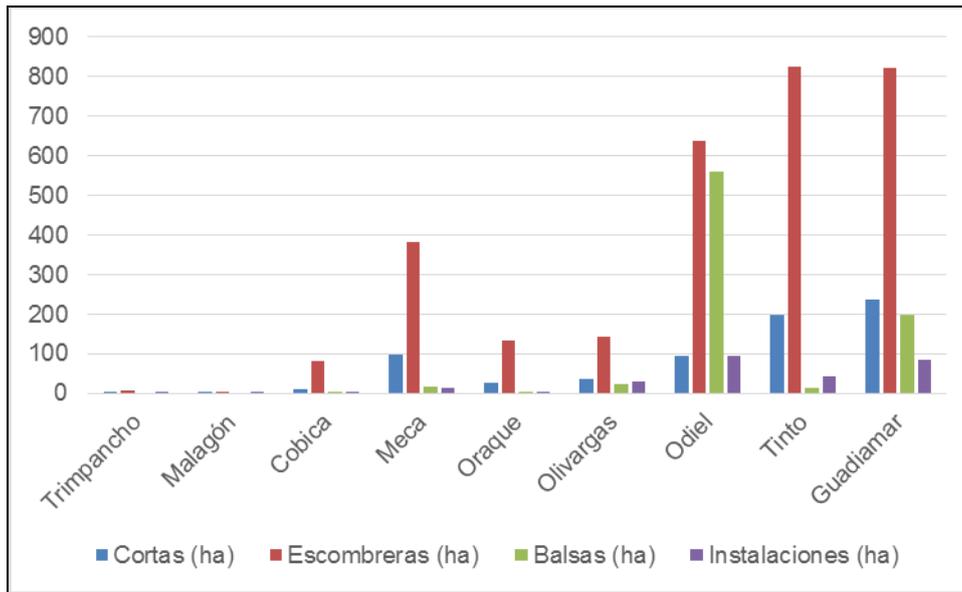


Figura 5.6. Área de estructuras mineras según subcuencas

Se observa que las escombreras son las estructuras mineras que suponen mayor afectación en todos los casos. Los valores acumulados en las cuencas del Guadiamar y Tinto son similares, al considerar todas explotaciones existentes, tanto abandonadas como activas.

En relación con las cortas, la cuenca del Guadiamar, donde se localizan las grandes explotaciones de Aznalcóllar y Cobre las Cruces, superaría a las de Tinto y Odiel.

En la cuenca del río Odiel, a diferencia del resto, las balsas mineras superan la extensión de las cortas debido a que se incluyen las presas mineras de Riotinto. Estas presas de cola, Gossan, Cobre y Aguzadera, con más de 526 ha, corresponden prácticamente a la totalidad de las balsas de esta cuenca y suponen más del 65% de la superficie afectada por balsas en la FPI. Aznalcóllar, situada en la cuenca del Guadiamar, cuenta con el segundo valor más alto. Las cuencas de los ríos Trimpancho y Malagón no poseen estructuras de este tipo.

Desde el punto de vista de su extensión, las labores de transformación del mineral son las menores fuentes potenciales de contaminación por aguas ácidas. Las explotaciones de Riotinto, en las cuencas del Tinto y del Odiel, y Aznalcóllar y Cobre las Cruces, en la cuenca del Guadiamar, son las que producen valores más altos.

A pesar de la aparente superioridad obtenida en los valores de las cuencas del Tinto y Guadiamar, en conjunto, la cuenca del Odiel, incluyendo a las subcuencas del Odiel, Meca, Oraque y Olivargas, alcanza el máximo de la superficie ocupada para cada tipo de estructura minera estudiada en la FPI (Figura 5.7).

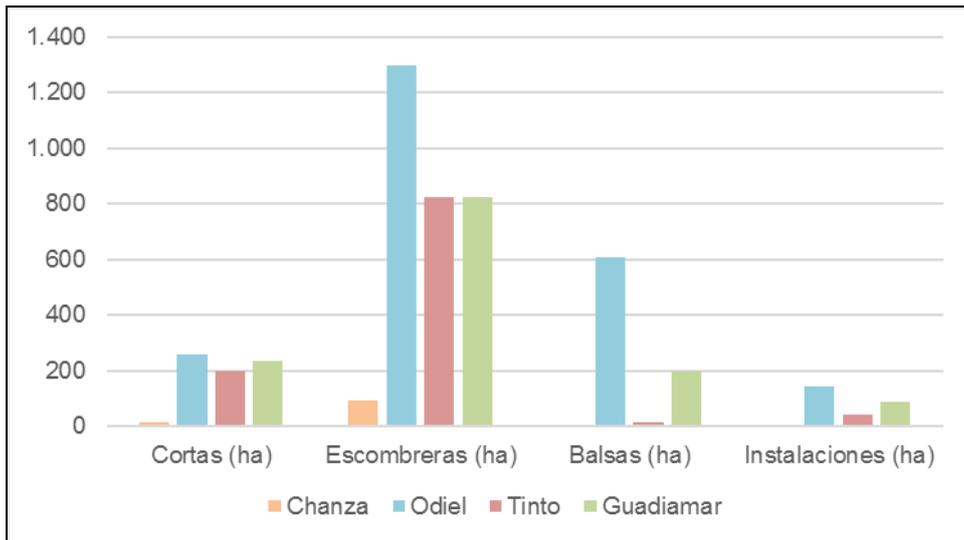


Figura 5.7. Tipos de estructuras mineras por cuencas vertientes principales

Analizando la distribución de cada tipo de área afectada respecto al total de la Faja Pirítica Ibérica, como era de prever, puede apreciarse que se sigue la tendencia observada en la cuenca del río Odiel, por ser esta la que mayor territorio afectado presenta (Figura 5.8).

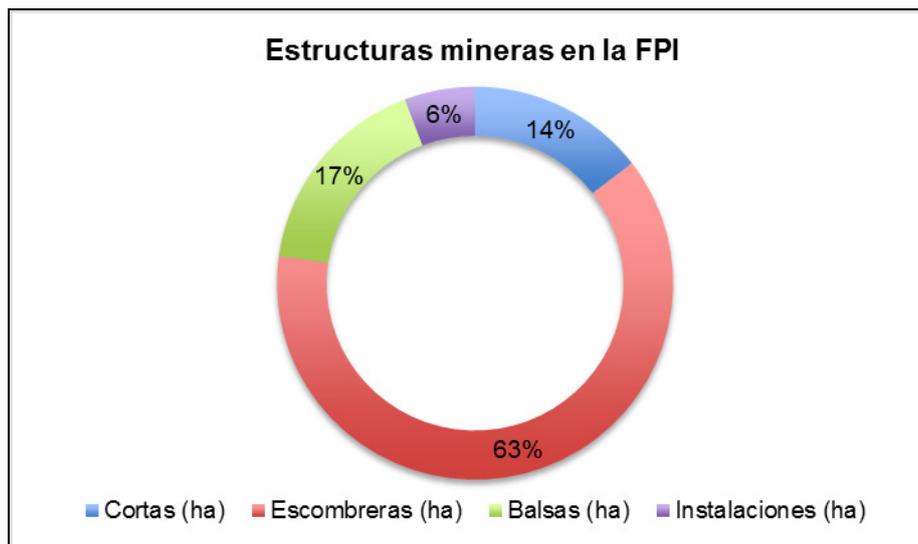


Figura 5.8. Distribución de estructuras mineras en la FPI

Las escombreras ocupan más del 60% de la superficie degradada, seguidas por las balsas mineras y cortas, respectivamente, y las instalaciones mineras, que son las que menor área abarcan. Si bien, se ha de considerar respecto a estas últimas, que muchas de ellas han desaparecido tras siglos de inactividad.

Atendiendo al terreno ocupado por las explotaciones, se han recogido en la Tabla 5.3 las diez explotaciones con mayor territorio ocupado en la FPI, con seis de ellas pertenecientes a la cuenca del Odiel, dos a la cuenca del Tinto, dos a la del Guadiamar y únicamente una mina a la cuenca del Chanza, contabilizando Riotinto para las cuencas de Odiel y Tinto.

MINA	AREA OCUPADA (ha)
Riotinto	2.078
Aznalcóllar	767
Cobre Las Cruces	564
Tharsis	500
La Zarza-Perrunal	139
Almagrera	130
San Telmo	98
Herrerías	55
Aguas Teñidas	43
Peña del Hierro	41

Tabla 5.3. Resumen del área total ocupada por las minas más extensas de la FPI

Se puede afirmar que Riotinto representa aproximadamente el 43% del área ocupada por todas las explotaciones y labores de la FPI. Las siguientes minas serían Aznalcóllar (16%)>Cobre las Cruces (12%)>Tharsis (10%)>La Zarza (3%)>Almagrera (3%)>San Telmo (2%)>Herrerías (1%)>Aguas Teñidas (1%)>Peña del Hierro (1%).

Para obtener una estimación de las magnitudes de afección presentes en la FPI, podría realizarse una comparación con la mina Chuquicamata de Chile, la mayor mina a cielo abierto en el mundo, actualmente en explotación. La mayor corta (Chuquicamata) de este espectacular complejo minero posee 800 ha aproximadamente y la superficie afectada por escombreras supera las 4000 ha. Estos datos superan con gran diferencia a los existentes en la presente zona de estudio, donde las escombreras y cortas de Riotinto, la mayor explotación de la FPI, representa el 30% aproximadamente de las escombreras y cortas de Chuquicamata. Asimismo, la superficie total del complejo Chuquicamata, supera al área afectada por las distintas estructuras mineras de explotaciones de sulfuros en la FPI.

5.2 CARACTERIZACIÓN HIDROQUÍMICA DE EFLUENTES

Los resultados obtenidos a partir del muestreo de los lixiviados mineros y de cauces receptores, proporcionan la observación a nivel global del grado de afección sobre el medio hídrico de las explotaciones mineras de sulfuros de la FPI. Este hecho resulta novedoso por su contenido, pues no existe en la literatura científica antecedentes que definan toda una provincia metalogénica a esta escala de detalle. Esto, permite la definición pormenorizada, a nivel de cada una de las variables en estudio, de un amplio escenario, el cual, permitirá invocar la existencia de fenómenos reguladores de las relaciones causa-efecto entre procesos (tamaño de las escombreras como foco generador) y resultados (grado de afección del medio hídrico denunciado por el pH, la carga metálica y los sulfatos).

5.2.1 FOCOS CONTAMINANTES

La Tabla 5.4 recoge los resultados de análisis químicos y los parámetros físico-químicos medidos *in situ* de los 81 puntos de muestreo correspondientes a las explotaciones en estudio, de acuerdo con el plan de muestreo presentado en el capítulo de Materiales y Métodos.

Minas	Fe (mg/L)	Cu (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)	Zn (mg/L)	Mn (mg/L)	Co (mg/L)	Ni (mg/L)	Mg (mg/L)	Ca (mg/L)	Al (mg/L)	As (mg/L)	Sb (mg/L)	pH	Cond (µS/cm)	TDS (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)
Fronteriza	32,600	6,910	0,066	0,083	4,340	5,420	0,191	0,193	85,590	16,800	0,396	N.D.	0,016	2,45	671	440	1121
El Toril	0,241	0,331	0,112	0,071	0,756	0,291	0,062	0,048	52,570	16,990	0,415	N.D.	0,007	5,37	119	77	67
La Condesa	78,190	55,340	0,704	0,508	7,453	18,790	0,564	0,740	106,300	19,930	0,184	N.D.	0,086	2,16	1943	1244	2460
Santa Ana	71,640	17,160	0,217	0,082	2,771	16,530	0,433	0,370	107,800	27,450	0,648	N.D.	0,045	2,35	1289	827	1500
Trimpancho	31,830	5,704	0,090	0,084	4,083	10,110	0,197	0,191	127,300	21,140	0,418	N.D.	0,021	2,48	803	515	1180
Voltafalsa	30,260	6,590	0,053	0,078	4,533	9,540	0,161	0,133	96,690	17,800	0,496	N.D.	0,019	2,45	781	500	1060
Del Cura	64,150	6,703	0,015	0,124	2,528	5,476	0,044	0,065	20,460	5,552	0,489	0,001	0,019	2,95	2820	1805	1070
La Preciosa	15,570	0,012	N.D.	1,059	0,137	0,060	0,067	N.D.	0,952	7,480	0,541	0,002	0,001	5,17	195	80	50
La Rica	15,560	0,006	3,601	0,116	0,153	0,058	0,027	0,510	13,130	12,560	0,459	0,001	0,002	4,23	482	309	129
La Romanera	72,880	3,267	1,854	0,193	6,958	3,093	0,158	0,211	35,130	159,700	0,568	4,050	0,205	2,31	2030	1300	620
La Sierrecilla	0,985	1,189	0,226	0,182	6,779	0,215	0,025	0,010	46,040	45,600	0,744	0,006	0,013	4,29	197	126	155
Los Silos	70,270	11,670	0,030	0,073	0,293	0,969	0,382	0,120	40,590	18,540	0,568	N.D.	0,022	2,27	877	561	960
San Fernando	0,135	0,011	0,055	0,079	2,433	0,031	0,060	0,060	65,820	33,560	0,175	N.D.	0,504	5,33	216	138	73
San Francisco	0,294	0,011	0,019	0,069	0,100	0,082	0,056	0,049	25,120	12,160	0,280	N.D.	0,016	4,25	535	342	95
San José	10,570	N.D.	N.D.	1,459	0,037	0,030	0,037	N.D.	0,852	7,548	1,000	0,002	0,001	6,97	125	80	20
San Juan	14,930	29,500	0,015	0,036	6,999	12,400	0,813	0,752	50,140	26,770	0,568	0,103	0,004	4,42	2480	1300	1725
Cabezas de Pasto	71,050	29,370	0,135	0,152	2,016	7,984	1,751	1,074	6,720	2,572	0,650	1,285	0,287	2,54	2450	1368	1425
Dedi	0,261	0,001	0,048	0,132	0,018	0,073	0,053	0,003	41,890	119,100	0,016	N.D.	0,011	6,37	379	240	47
Herrerías	28,610	14,740	0,165	0,246	7,527	23,970	1,315	1,231	81,770	1,662	0,285	4,210	0,041	2,86	1655	1058	2450
Lagunazo	73,150	73,430	0,194	1,557	7,968	9,301	0,174	0,663	1,213	27,110	0,077	0,126	0,167	2,35	12380	7920	1630
Alcornocalilla	1,340	0,075	N.D.	0,670	0,010	2,120	0,036	0,024	10,910	16,090	0,994	0,010	0,003	7,75	316	202	20
Antigua Almagrera	69,690	6,798	0,155	0,158	7,020	8,750	0,837	0,406	66,960	13,580	0,621	2,527	0,181	2,22	2430	1558	2875
La Lapilla	5,020	0,888	0,275	0,138	2,201	2,778	0,165	0,032	74,550	4,171	0,675	0,206	0,056	2,92	379	242	520
Prado Vicioso	5,804	0,580	0,078	0,142	0,524	0,217	0,029	0,014	82,770	1,041	0,910	0,006	0,007	3,28	102	65	97
Tharsis	63,090	23,150	0,028	1,584	12,760	12,900	0,592	0,462	1,147	14,040	0,174	0,181	0,014	2,36	1454	929	1875
Vulcano	0,099	0,988	0,518	0,141	0,840	1,246	0,098	0,023	2,642	34,670	0,620	0,108	0,013	3,8	151	96	125
Confesionarios	69,450	0,388	N.D.	1,522	0,644	0,632	1,102	0,006	0,102	11,050	0,170	0,115	0,011	2,23	5390	3450	2425
Constancia	13,600	0,016	N.D.	0,157	1,148	19,250	0,867	0,093	5,931	13,210	0,519	0,002	0,010	3,58	2460	1575	1650

Minas	Fe (mg/L)	Cu (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)	Zn (mg/L)	Mn (mg/L)	Co (mg/L)	Ni (mg/L)	Mg (mg/L)	Ca (mg/L)	Al (mg/L)	As (mg/L)	Sb (mg/L)	pH	Cond (µS/cm)	TDS (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)
El Carpio	67,540	2,826	0,095	0,162	6,255	4,939	0,234	0,134	86,560	44,310	0,671	0,097	0,115	2,48	1226	782	1710
El Cruzadillo	33,440	32,350	N.D.	1,067	0,630	2,680	0,028	0,051	0,194	14,230	0,646	0,014	0,004	2,72	649	414	860
El Risquiño	1,461	0,001	0,001	1,312	0,025	0,232	0,043	0,007	12,840	43,280	1,132	0,112	0,004	7,16	676	433	169
La Joya	44,320	2,414	0,121	0,159	5,824	11,760	0,185	0,055	58,990	6,709	0,520	0,021	0,010	2,87	691	443	830
Lancha-Roma	21,230	39,650	N.D.	1,674	1,453	7,470	0,367	0,006	30,300	13,380	0,444	0,153	0,007	3,46	4390	2810	2575
Lomero-Poyatos	55,090	11,880	0,047	1,190	7,012	4,612	0,033	0,002	13,310	24,760	0,552	0,655	0,008	2,81	1114	714	1550
San Telmo	67,410	63,720	0,001	1,614	7,788	28,000	1,380	0,967	6,348	35,930	0,190	0,042	0,018	2,61	3010	1935	1970
Cueva de la Mora	29,420	1,365	3,318	0,135	0,604	0,473	0,070	0,035	39,220	41,370	0,420	0,051	0,013	2,42	352	225	280
Ermita del Buen Pastor	0,310	0,003	0,059	0,135	N.D.	0,064	0,046	0,003	0,331	1,053	0,210	0,009	0,006	3,41	35	22	41
La Romanita	1,853	0,009	0,057	0,136	0,247	0,061	0,023	0,005	55,950	1,951	1,109	0,103	0,006	5,1	73	46	31
La Zarza	73,480	20,170	0,143	0,165	6,017	7,923	0,517	0,770	0,370	5,326	0,037	4,132	0,333	2,53	2340	1494	2525
Lavadero-Romerito	10,380	0,641	1,077	0,150	3,510	0,041	0,034	0,012	84,690	1,219	0,335	0,067	0,005	3,26	53	37	52
Sorpresa	4,300	1,245	N.D.	0,983	0,541	6,126	0,031	0,021	3,309	36,980	0,514	0,028	0,009	3,1	91	614	1090
Valdelamusa	69,960	10,710	0,847	0,218	7,420	2,247	0,146	0,143	93,630	2,311	0,575	2,645	0,156	2,24	985	630	1400
Confesionarios	69,450	0,388	N.D.	1,522	0,644	0,632	1,102	0,006	0,102	11,050	0,170	0,115	0,011	2,23	5390	3450	2425
Constancia	13,600	0,016	N.D.	0,157	1,148	19,250	0,867	0,093	5,931	13,210	0,519	0,002	0,010	3,58	2460	1575	1650
El Cruzadillo	33,440	32,350	N.D.	1,067	0,630	2,680	0,028	0,051	0,194	14,230	0,646	0,014	0,004	2,72	649	414	860
El Carpio	67,540	2,826	0,095	0,162	6,255	4,939	0,234	0,134	86,560	44,310	0,671	0,097	0,115	2,48	1226	782	1710
El Risquiño	1,461	0,001	0,001	1,312	0,025	0,232	0,043	0,007	12,840	43,280	1,132	0,112	0,004	7,16	676	433	169
Lancha-Roma	21,230	39,650	N.D.	1,674	1,453	7,470	0,367	0,006	30,300	13,380	0,444	0,153	0,007	3,46	4390	2810	2575
La Joya	44,320	2,414	0,121	0,159	5,824	11,760	0,185	0,055	58,990	6,709	0,520	0,021	0,010	2,87	691	443	830
Lomero-Poyatos	55,090	11,880	0,047	1,190	7,012	4,612	0,033	0,002	13,310	24,760	0,552	0,655	0,008	2,81	1114	714	1550
San Telmo	67,410	63,720	0,001	1,614	7,788	28,000	1,380	0,967	6,348	35,930	0,190	0,042	0,018	2,61	3010	1935	1970
Almagrera	71,990	73,140	0,035	1,147	8,055	17,060	2,272	1,663	27,260	84,560	1,140	0,980	0,035	2,3	800	1476	1700
Angelita	0,243	6,838	0,196	0,941	4,723	1,209	0,032	0,016	0,286	9,590	0,549	0,007	0,001	2,8	389	250	640
Angostura	0,321	6,472	N.D.	0,720	0,403	0,758	0,044	0,044	27,600	12,710	0,564	0,007	0,008	3,58	1231	788	680

Minas	Fe (mg/L)	Cu (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)	Zn (mg/L)	Mn (mg/L)	Co (mg/L)	Ni (mg/L)	Mg (mg/L)	Ca (mg/L)	Al (mg/L)	As (mg/L)	Sb (mg/L)	pH	Cond (µS/cm)	TDS (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)
Campanario	69,470	33,950	0,003	0,415	7,568	6,765	0,102	0,108	0,104	10,420	0,036	0,033	0,050	2,52	6480	4100	2475
Castillo del Buitrón	39,800	2,183	0,008	0,001	5,227	2,168	N.D.	0,627	65,310	6,088	0,410	0,033	N.D.	4,58	631	282	282
Concepción	42,490	17,270	0,328	1,490	0,646	2,850	0,022	0,006	0,204	15,590	0,796	0,201	0,014	2,78	791	508	870
Cruz Infante	0,349	0,069	N.D.	0,568	0,513	0,027	0,034	0,434	5,665	22,590	1,195	0,020	0,001	5,53	134	84	32
El Soldado	0,258	1,347	0,044	1,426	1,252	0,036	0,013	0,003	33,690	28,210	0,827	0,111	0,003	2,9	361	231	410
Esperanza	67,370	45,220	0,013	1,108	7,070	5,202	0,357	0,158	3,827	21,450	0,269	1,500	0,011	2,7	1480	946	2440
Gloria	52,850	56,340	0,015	0,931	5,277	3,400	0,486	0,202	6,821	3,660	0,326	0,055	0,001	2,9	2100	1620	1359
La Descamisada	0,313	8,539	0,122	0,619	1,931	5,090	0,045	0,063	3,725	54,430	0,760	0,696	0,003	3,42	914	585	390
La Majada	9,851	0,592	0,036	1,026	0,245	0,032	0,027	0,011	9,663	8,495	0,638	0,007	0,001	3,41	195	121	121
La Mimblera	7,452	25,460	0,002	0,816	0,524	4,256	0,378	0,051	11,860	24,130	0,044	0,022	0,023	3,28	2550	1634	1460
La Torerera	11,160	2,171	0,032	1,352	2,426	5,568	0,022	0,009	77,190	6,640	0,733	0,106	0,001	3,1	1120	724	1270
Las Viñas	62,140	16,150	0,021	1,833	5,529	2,319	0,027	0,050	9,509	26,730	0,625	0,004	0,010	2,57	2500	1601	990
Los Bueyes	45,800	10,483	0,015	0,010	5,227	0,168	N.D.	0,366	5,310	3,088	0,310	0,053	N.D.	3,5	1250	825	1398
Los Cibeles	3,849	0,694	N.D.	0,618	0,521	0,097	0,036	0,340	5,465	6,590	0,695	0,021	0,002	4,53	185	112	89
Poderosa	72,810	73,490	0,213	1,231	7,798	4,117	2,025	0,320	7,205	10,720	0,768	0,879	0,165	2,05	6410	4100	2700
Riotinto	74,210	68,530	0,782	2,540	8,211	28,740	12,510	1,088	6,439	8,159	0,049	1,277	0,002	2,01	41300	26400	3850
San Miguel	71,190	23,250	N.D.	1,646	2,743	3,048	0,927	0,047	59,760	37,600	0,143	0,584	0,009	2,32	2960	1892	2580
San Platón	0,269	40,270	0,188	1,390	7,629	1,647	0,032	0,028	28,990	66,950	0,444	2,384	0,012	2,61	1053	682	1250
Santo Tomas-San Daniel	18,380	20,850	0,012	1,703	2,498	2,777	0,066	0,005	63,270	11,540	0,320	0,009	0,001	2,93	724	463	980
Sotiel Coronada	72,490	32,900	0,721	1,633	5,168	19,310	1,524	1,363	79,900	13,130	0,422	1,158	3,326	4,58	4130	2640	775
Tinto Santa-Rosa	65,790	52,820	N.D.	0,517	7,663	19,340	1,004	0,916	1,414	11,260	0,614	N.D.	0,011	3,58	3530	2260	1510
Amparo	5,549	0,026	N.D.	0,206	0,066	0,053	0,027	0,005	6,648	75,660	1,194	0,005	0,001	6,84	163	104	31
Diego Díaz	1,301	5,603	N.D.	0,312	0,257	0,050	0,054	0,030	0,339	13,990	1,007	N.D.	0,001	5,2	146	93	36
El Caliche	2,401	6,103	N.D.	0,156	0,980	0,060	0,039	0,011	0,671	5,230	0,987	N.D.	0,001	4,5	156	121	54
El Chiflón	0,313	6,979	N.D.	0,858	0,056	0,034	0,039	0,008	29,440	5,256	1,184	N.D.	0,002	5,66	83	53	20

Minas	Fe (mg/L)	Cu (mg/L)	Pb (mg/L)	Cd (mg/L)	Zn (mg/L)	Mn (mg/L)	Co (mg/L)	Ni (mg/L)	Mg (mg/L)	Ca (mg/L)	Al (mg/L)	As (mg/L)	Sb (mg/L)	pH	Cond (μ S/cm)	TDS (mg/L)	SO ₄ ²⁻ (mg/L)
El Cura	0,221	0,065	0,008	0,900	0,731	0,102	0,031	0,009	0,396	8,156	0,917	1,500	0,001	5,38	172	110	39
La Chaparrita	0,240	57,180	N.D.	0,106	7,457	4,387	0,216	0,406	4,437	17,340	0,162	0,031	0,023	2,23	8070	5170	2600
Las Completas	33,490	9,689	0,008	0,569	1,113	0,270	0,336	0,440	4,665	11,590	1,020	0,010	0,009	3,3	1934	1204	892
La Ratera	54,850	58,420	0,014	0,053	7,277	10,400	1,486	0,124	8,821	18,660	0,526	0,055	0,015	3,03	2700	1720	1160
Los Silillos	0,320	0,881	1,340	0,363	0,121	0,042	0,046	0,022	0,248	10,440	0,746	N.D.	0,165	5,06	113	72	31
Masegoso	2,421	0,651	0,009	0,100	0,310	0,112	0,041	0,010	0,496	6,156	0,817	0,150	0,001	5,18	162	102	46
Peña del Hierro	68,410	17,370	0,057	1,858	60,890	0,842	0,594	0,035	29,200	28,640	0,564	0,003	0,009	2,74	3600	2300	1240
Riotinto	75,120	45,890	0,820	1,215	75,010	25,033	12,910	1,388	6,914	12,190	1,120	1,380	0,002	2,18	8140	11320	3150
San Casiano	2,271	0,169	N.D.	N.D.	3,120	0,850	N.D.	0,575	29,320	43,490	0,396	0,008	0,001	4,77	282	82	82
Aznalcóllar	69,600	59,030	0,028	0,796	7,824	18,710	0,685	0,298	9,856	74,370	0,022	0,026	0,033	2,47	7910	4930	2375
Castillo de las Guardas	61,600	31,920	N.D.	0,209	3,763	4,922	0,064	0,048	27,220	70,340	0,562	0,003	0,013	2,99	2980	1904	1222

N.D.: Por debajo del límite de detección de 0,001 μ g/L; TDS: Total de sólidos disueltos.

Tabla 5.4. Concentración de metales, sulfatos y parámetros físico-químicos de lixiviados mineros.

No se recogen los resultados correspondientes a 6 explotaciones de muy pequeña envergadura en la que no se encontraron lixiviados en el momento del muestreo (Nerón, Herrerito, Los Barrancos, Los Centrales, San José, Nazaret). Asimismo, tampoco se presentan los análisis para las minas Aguas Teñidas y Cobre las Cruces, actualmente en explotación que no realizan vertidos ácidos, como se ha comentado anteriormente. Riotinto ha sido muestreado en dos zonas, correspondientes a las cuencas del Odiel y del Tinto.

Con respecto a las concentraciones de metales y arsénico, se observan valores muy dispares para los distintos puntos de muestreo. Aparecen explotaciones cuyos lixiviados presentan concentraciones elevadas, representativas de medios afectados por procesos AMD, y otros con valores ínfimos. Al igual sucede con el pH, con valores mínimos próximos a 2 para explotaciones como Riotinto o Poderosa, y máximos superiores a 7 en Alcornocalilla. La conductividad eléctrica, el total de sólidos disueltos y los sulfatos muestran, del mismo modo, valores muy desiguales.

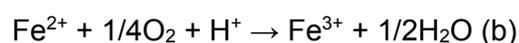
En general, los valores mostrados en la Tabla 5.4 son similares a los expuestos en el trabajo de Grande *et al.* (2010a), pero claramente inferiores a algunos de los recogidos en la abundante literatura científica disponible sobre contaminación por AMD en la FPI (Sarmiento, 2007; Jiménez *et al.*; 2009; Grande *et al.*, 2010b; de la Torre *et al.*, 2011), aunque manteniendo respecto a estos una proporcionalidad constante.

Una de las razones para explicar la menor concentración de valores obtenidos, se basa en el periodo seleccionado para la campaña de muestreo, realizado durante la época lluviosa, permitiendo así obtener lixiviados de casi la totalidad de las escombreras en estudio. Dadas las características pluviométricas de la zona, las grandes precipitaciones registradas al comienzo de año hidrológico, especialmente en los años húmedos, "cargan" las escombreras, elevándose el caudal base (Sainz *et al.*, 2002). La etapa de muestreo elegida en Grande *et al.*, 2010a, también coincidió con abundantes precipitaciones.

Algunas de las minas recogidas en la Tabla 5.4 presentan valores relativos a sus parámetros hidroquímicos que se alejan de los típicos efluentes AMD. En la mayor parte de los casos, la razón no es otra que el reducido tamaño de la explotación o el acarreo previo de materiales de las escombreras para su posterior uso a nivel local en el relleno de caminos o pistas forestales. Ocasionalmente, este hecho se ve además influenciado por el régimen de lluvias que han condicionado la larga duración del periodo de muestreo por el elevado número de explotaciones inventariadas y la extraordinaria superficie ocupada por algunas. Con todo ello, el escenario climático también ha podido modificar la respuesta hidroquímica de algunas escombreras de pequeño tamaño que, tras precipitaciones intensas y prolongadas, apenas producen lixiviados, cuyas propiedades reflejan el escaso tiempo de residencia del agua en el interior de la estructura.

Las escombreras pequeñas son más sensibles a precipitaciones puntuales. Una escombrera pequeña con igual grado de saturación de agua que una grande será mucho más sensible a una precipitación desde el punto de vista hidrodinámico e hidroquímicos, aplicando el concepto de inercia hidroquímica descrito por de la Torre *et al.* (2014) para medios AMD.

Otro de los motivos se fundamenta en la distancia elegida para el muestreo de los puntos contemplados en este estudio respecto al foco generador. Tomando como referencia el trabajo de de Torre *et al.* (2011), y comparándolo con los resultados obtenidos en el presente caso para el complejo minero Riotinto, se observa una notable diferencia entre ellos. Efectivamente, la mayor proximidad al medio generador de los puntos de muestreo de este trabajo, ubicados a pie de escombrera, conforma un escenario en el que las aguas afectadas han sufrido un proceso menor de oxidación como consecuencia del tránsito a través del propio cauce. En él, el ión Fe^{2+} liberado por las reacciones iniciales de oxidación de sulfuros a sulfatos, para dar hidrogeniones y caída de pH, provoca la aparición de óxido ferroso, que aguas abajo de un medio altamente dinámico y oxidante se transforma en férrico (ecuaciones a-c). Esto libera nuevos protones y aumenta la acidez, permitiendo una mayor disolución de los abundantes metales y sulfatos presentes en medio generador como materia particulada. De este modo, quedaría justificada la existencia de una mayor concentración de metales aguas abajo como consecuencia del descenso de pH por la hidrólisis del hierro.



Aguas abajo, comienzan otro tipo de reacciones que van a determinar la aparición de diferentes precipitados en el cauce, a expensas de su disponibilidad en el medio hídrico y de las condiciones ambientales, fundamentalmente variaciones de pH, Eh y oxígeno disuelto provocados por la propia dinámica fluvial y por potenciales aportes de agua limpia al cauce contaminado. Aunque en condiciones ideales el reservorio final del hierro sea una forma insoluble de óxido u oxidróxido de hierro, representado en las ecuaciones (a-c) por $\text{Fe}(\text{OH})_3$, hay una multitud de productos intermedios que puedan afectar la hidroquímica del cauce. Es el caso de las eflorescencias salinas de sulfatos solubles que precipitan directamente de las aguas ácidas en condiciones de evaporación, que a su vez promueven la sobresaturación de las soluciones (Bigham y Nordstrom, 2000).

En condiciones más distales, la oxidación completa del hierro favorece la saturación respecto a los óxidos y hidroxisulfatos que componen las mezclas de productos ocreos típicos de estos cauces (Valente, 2004). Jarosita ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$), schwermannita ($\text{Fe}_3\text{O}_8(\text{OH})_6\text{SO}_4 \cdot n\text{H}_2\text{O}$) y goethita (FeOOH) son los principales componentes de los productos ocreos impuros. Su distribución, abundancia y proporción en las mezclas, indican distintas condiciones hidrogeoquímicas en particular, pH, Eh y sulfatos. Por ejemplo, la jarosita aparece en nichos de pH más bajo, por lo que su estabilidad depende de la incorporación de acidez. Una subida de pH, por ejemplo, promovida por efectos de dilución, determina la inestabilidad de la jarosita, por lo que esta será progresivamente sustituida por schwermannita y por la goethita (ecuación d). Con base en la mineralogía de los productos ocreos y respectiva hidroquímica del drenaje ácido, Valente (2004) y Valente y Leal Gomes, (2009) proponen una secuencia paragenética para un cauce AMD, en la que la goethita

representa la fase más avanzada, que se forma a pH más alto y a expensas de la transformación de fases menos cristalinas.



5.2.2 CAUCES RECEPTORES

En la Tabla 5.5 se recogen los análisis químicos y los parámetros físico-químicos correspondientes a los puntos de muestreo tomados al final del último foco emisor para cada cuenca o subcuenca vertiente, de acuerdo con el plan de muestreo establecido en materiales y métodos.

Parámetro	Subcuenca								
	Trimpancho	Malagón	Cobica	Meca	Oraque	Olivargas	Odiel	Tinto	Guadamar
Fe (mg/L)	30,260	0,304	32,180	34,130	4,905	0,300	1,460	62,240	0,303
Cu (mg/L)	6,590	0,011	4,845	7,137	1,410	0,036	3,614	12,700	0,001
Pb (mg/L)	0,053	0,321	0,324	0,381	0,363	0,378	0,392	0,440	0,328
Cd (mg/L)	0,078	0,248	0,050	0,038	0,006	N.D.	0,025	0,047	0,278
Zn (mg/L)	4,533	N.D.	2,019	12,160	5,470	0,933	8,233	9,854	N.D.
Mn (mg/L)	9,540	0,029	1,506	6,549	0,080	0,792	4,752	4,644	0,067
Co (mg/L)	0,161	0,043	0,023	0,531	0,052	0,016	0,101	0,279	0,042
Ni (mg/L)	0,133	0,008	0,007	0,193	0,006	0,005	0,022	0,068	0,008
Mg(mg/L)	96,690	36,050	89,790	49,780	64,010	56,030	44,560	74,840	12,350
Ca (mg/L)	17,800	59,590	39,490	29,760	23,210	38,060	44,660	28,450	53,520
Al (mg/L)	0,496	0,504	0,348	0,511	0,445	0,482	0,392	0,536	0,781
As (mg/L)	N.D.	N.D.	0,001	0,007	0,001	N.D.	0,005	0,012	0,003
Sb (mg/L)	0,019	0,001	0,002	0,035	0,007	0,004	0,027	0,033	0,016
pH	2,45	4,83	2,57	2,57	2,93	5,25	3,41	2,13	6,49
Cond ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	781	1087	498	746	302	170,5	382	771	187
TSD (mg/L)	500	695	310	475	193	109,4	244	493	120
SO_4^{2-} (mg/L)	1060	31	510	720	188	130	384	690	130

N.D.: Por debajo del límite de detección de 0,001 $\mu\text{g}/\text{L}$

Tabla 5.5. Concentración de metales y parámetros de campo en medio receptor

Las concentraciones de los metales y arsénico analizados presentan los valores más bajos en las cuencas de los ríos Guadamar, Olivargas y Malagón, y máximos en la cuenca del Tinto. Al contrario sucede con el pH, alcanzando mínimos de 2,13 para el Tinto, y valor cercano a la neutralidad para el Guadamar. El valor de conductividad más elevado corresponde a la cuenca del río Malagón, con 1087 $\mu\text{S}/\text{cm}$, y el menor a la del Olivargas, siendo inferior a 171 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Se observa un comportamiento similar para el Total de Sólidos Disueltos. Los sulfatos alcanzan una concentración máxima de 1060 mg/L, correspondiente a la cuenca del Trimpancho, y mínima de 31 mg/L para la del Malagón.

Los resultados obtenidos en los análisis de los cauces receptores, en los que se ha muestreado un punto aguas abajo de las explotaciones mineras, muestran algunas diferencias respecto a lo recogido en la literatura científica enmarcadas dentro de la

caracterización global de AMD (Sáinz *et al.*, 2003; Sarmiento, 2007; Jiménez *et al.*, 2009; Grande *et al.*, 2010b,c,d,2011; de la Torre *et al.*, 2011).

En general, el comportamiento dinámico del cauce responde a la suma de estímulos instantáneos provocados por lluvias puntuales, memoria estacional dependiendo del instante del año hidrológico considerado y por último, la propia inercia de la cuenca, resultado de un proceso de acumulación producido desde tiempos históricos motivado por la actividad minera (Grande *et al.*, 2005a).

Mediante la Figura 5.9, se han comparado las concentraciones metálicas, de arsénico y el pH obtenido en los cauces principales de cada cuenca vertiente.

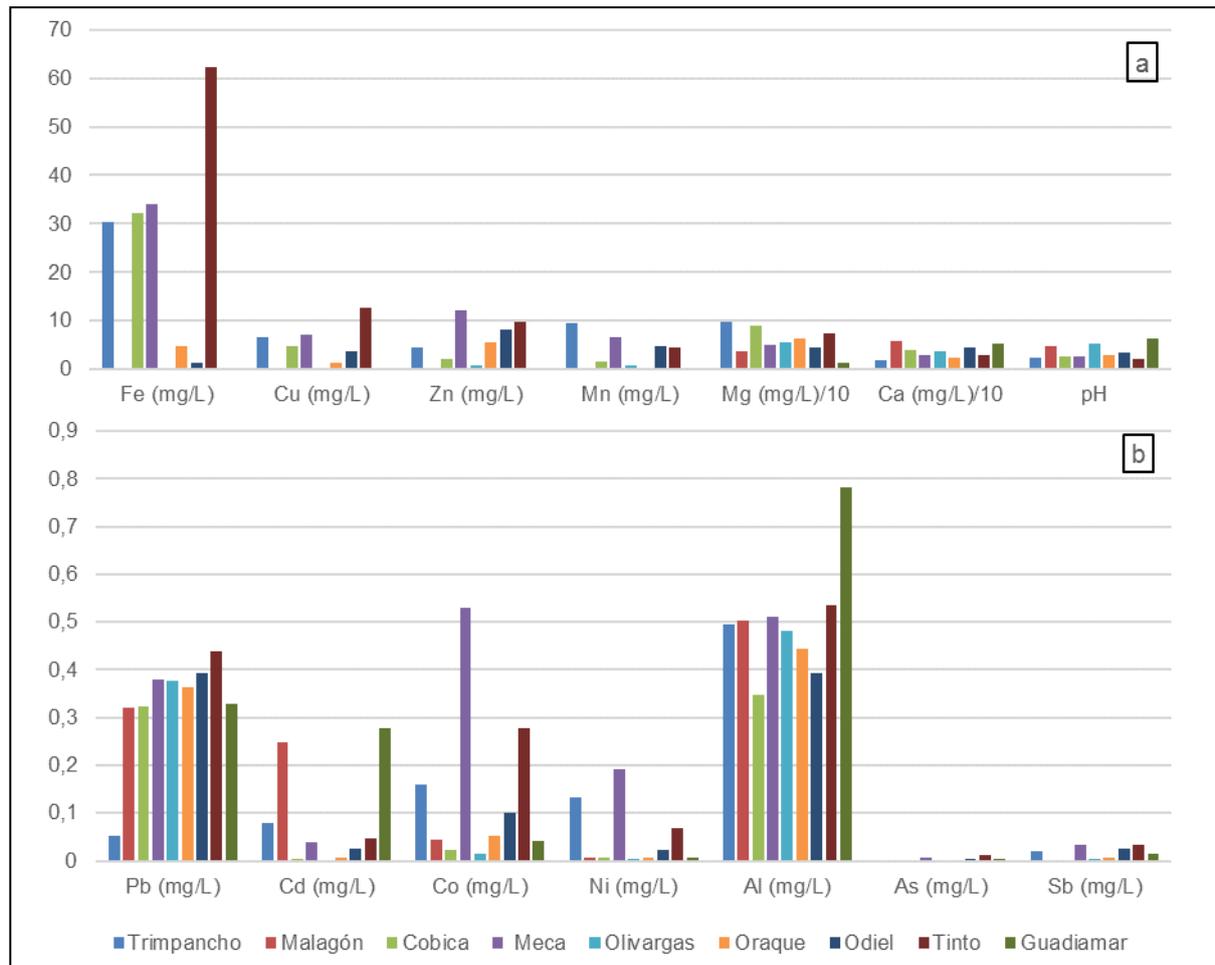


Figura 5.9. Concentraciones de metales, arsénico y pH por cuencas vertientes

La mayoría de los cauces presentan niveles de pH típicos de afección por AMD, que oscilan entre 2,1 y 3,4. Los ríos Malagón y Olivargas muestran valores más altos, próximos a 5, y en el Guadamar se alcanza 6,49, cercano a la neutralidad. Se observa como los casos con bajo pH llevan asociados niveles elevados de metales, coincidiendo con lo recogido en la literatura científica (Aroba *et al.*, 2007; Egal *et al.*, 2008; Cánovas, *et al.*, 2008; de la Torre *et al.*, 2009; Santisteban *et al.*, 2013; Sarmiento *et al.*, 2009a; Sobron *et al.*, 2007; Nieto *et al.*, 2007; Sánchez-Rodas *et al.*, 2005; Sáinz *et al.*, 2004,2005; Vicente-Martorell *et al.*, 2009). En relación con la carga metálica, las mayores concentraciones se obtienen para Ca, Mg y

Fe, y las menores para As y Sb. La existencia de Ca y Mg como elementos más abundantes detectados en los cauces fluviales se debe al proceso de disolución sufrido por los materiales del Complejo Vulcano Sedimentario y de las rocas pizarroso-cuarcíticas del encajante, mediante un agente extremadamente ácido, representado por el AMD.

5.2.3 RELACIONES CAUSA-EFECTO ENTRE FOCOS CONTAMINANTES Y CAUCES RECEPTORES

En los cauces fluviales muestreados se observan, en general, menores concentraciones para los metales y sulfatos y mayores valores de pH que en los lixiviados mineros. En las proximidades de las minas las condiciones son mucho más extremas, pero la calidad del agua va mejorando a medida que se aleja de los puntos de vertido debido a la dilución por la mezcla de agua de arroyos no contaminados, a la precipitación de oxihidroxisulfatos de hierro que se depositan en los cauces afectados por aguas ácidas y procesos de coprecipitación y/o adsorción con los oxihidroxisulfatos de hierro, que afectan especialmente a algunos elementos, como arsénico y plomo (Olías *et al.*, 2011).

Igualmente, debe tenerse en cuenta que el tamaño de las escombreras condiciona la duración de las emisiones líquidas. Las pequeñas escombreras suelen permanecer secas la mayor parte del año, solamente durante los días de precipitación se producen lixiviados que desaparecen poco tiempo después de cesar la lluvia. Por ello, pese al carácter fuertemente contaminante de algunas de ellas, sus aportes son insignificantes en el aporte global anual. Por el contrario, las grandes escombreras producen lixiviados durante muchas semanas después de registrarse la última precipitación, incluso mantienen un caudal de drenaje a lo largo de todo el año (Sáinz *et al.*, 2002).

A continuación, con objeto de analizar la variación entre la carga metálica y los parámetros físico-químicos de los focos emisores y del foco receptor, se ha representado la hidroquímica de cada lixiviado y punto de muestreo del curso fluvial para cada cuenca.

La Figura 5.10 muestra los valores recogidos en la subcuenca del Trimpancho. En ella se aprecia que los valores obtenidos para el curso fluvial no son inferiores, en general, a los de los lixiviados de todas las minas, y sí muy similares a los de la mina Voltafalsa. Esto no se ajusta a lo expuesto anteriormente sobre la disminución de la contaminación aguas abajo de las emisiones mineras. El motivo se debe a que el barranco Trimpancho se une en su recorrido final al río Chanza, en la zona donde se localiza la mina Voltafalsa, ubicada en ambos márgenes del río. Aunque ninguna de las escombreras mineras a lo largo del Trimpancho tiene un gran tamaño, todas se sitúan a pie del cauce, vertiendo directamente sus lixiviados ácidos sobre un reducido caudal, sin aportes de aguas limpias durante este tramo.

En ninguno de los efluentes muestreados, de escombreras o del cauce fluvial, se han detectado niveles de As, mostrando además, proporciones similares entre los distintos metales, característicos de una misma paragénesis.

La mina El Toril, aunque está agrupada en la subcuenca del Trimpancho, realmente vierte directamente sobre el río Chanza. Las bajas concentraciones de elementos contaminantes analizados en sus lixiviados, unido a la reducida superficie de escombreras localizadas (0,14 ha), han llevado a la no creación de otra nueva subcuenca, que no proporcionaría información relevante.

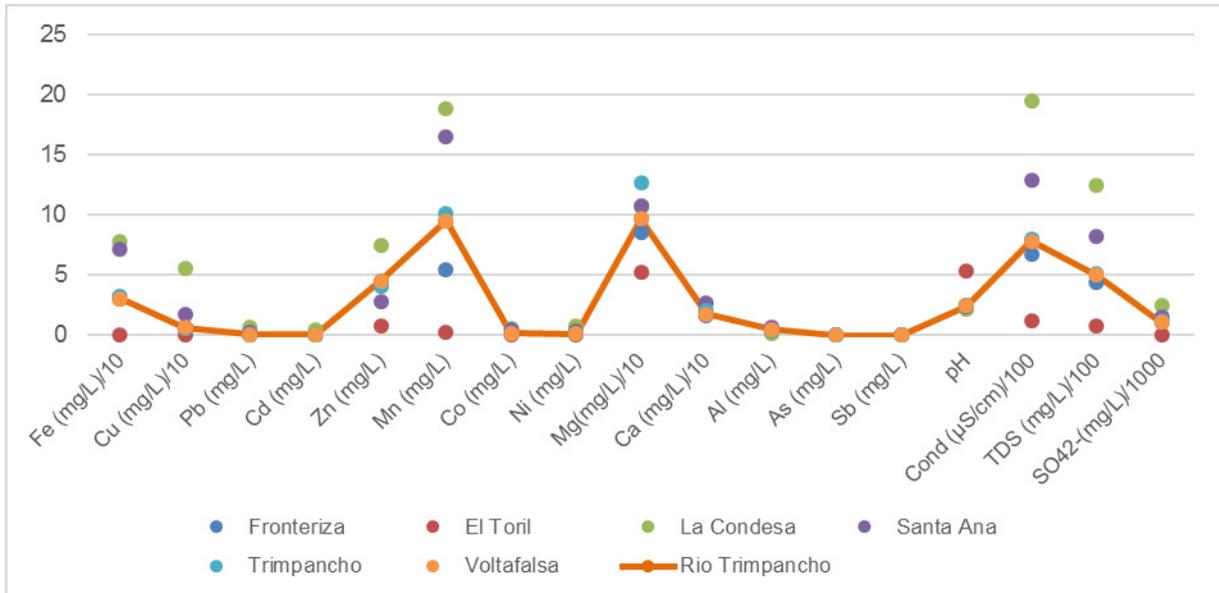


Figura 5.10. Concentración de metales, arsénico y parámetros físico-químicos en la subcuenca del Trimpancho

En el río Malagón (Figura 5.11), los sulfatos y la carga metálica y de arsénico medidos son menores que en los focos emisores, salvo Ca y Mg, que muestran una tendencia contraria. El Ca se debe principalmente a la disolución de las plagioclasas cálcicas provenientes de rocas del Complejo Vulcano Sedimentario y, en menor medida, va ligado a rocas carbonatadas. El Mg está asociado a rocas no mineralizadas del encajante pizarroso cuarcítico constituido por una facies Culm, procedentes del metamorfismo de litologías inicialmente margo-arcillosas. Ambos elementos se disuelven en un medio ácido, siendo el Ca el primer elemento en hacerlo.

Todas las explotaciones de la subcuenca del Malagón ocupan pequeñas superficies, con lo que su influencia sobre las características del cauce es baja, al durar poco tiempo las emisiones de sus escombreras (Sáinz *et al.*, 2002). El valor de pH en el río es superior al observado en la mayoría de los lixiviados de escombreras, como era de esperar. Sin embargo, la conductividad y los sólidos disueltos, son superiores en él a los valores de la mayoría de efluentes mineros, excepto para 3 explotaciones, que se repiten en ambos parámetros, revelando la relación existente entre ellos, además de con los sulfatos (Lyew y Seppard, 2001; de la Torre *et al.*, 2011; Grande *et al.*, 2005b, 2013b).

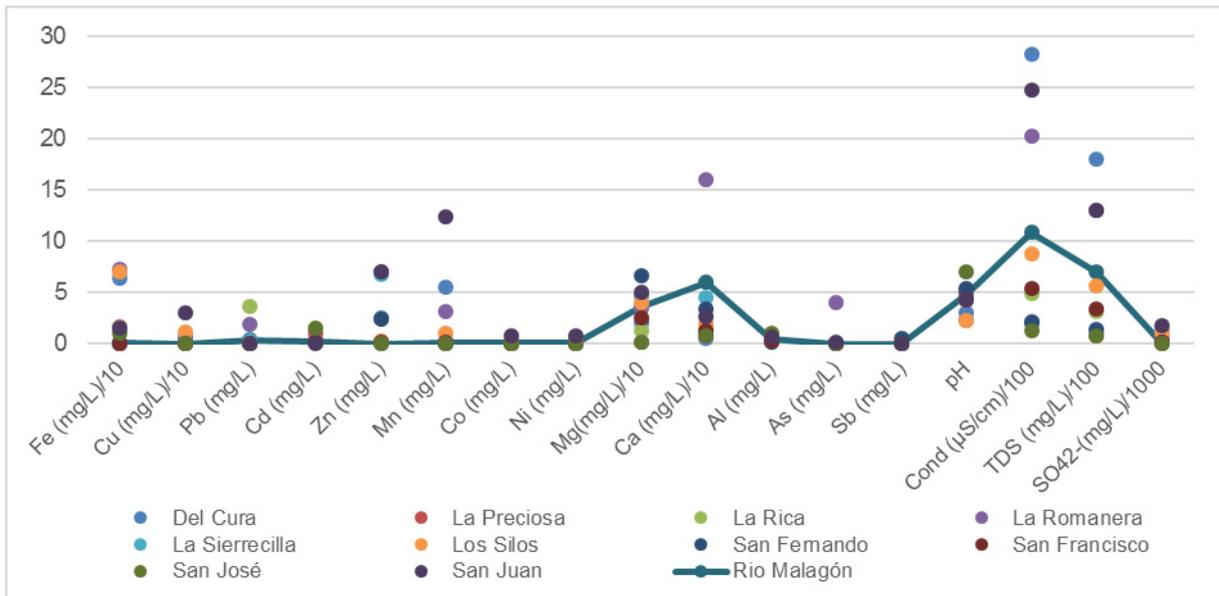


Figura 5.11. Concentración de metales, arsénico y parámetros físico-químicos en la subcuenca del Malagón

La subcuenca del río Cobica (Figura 5.12) está afectada por un reducido número de explotaciones que produce una elevada carga contaminante. Las escombreras de Herrerías y Lagunazo son las que vierten, principalmente, todos los aportes a este río por presentar elevadas superficies de ocupación (Tabla 5.1), proceso ampliamente descrito (Jiménez *et al.*, 2009; Grande *et al.*, 2010c,d). Así, los parámetros recogidos en ellas son superiores a los del cauce fluvial, excepto para el pH, Ca y Mg, por los motivos expuestos anteriormente. Esto no se cumple para la mina Dedi, en la que únicamente permanece una pequeña escombrera sin restos visibles de sulfuros polimetálicos.

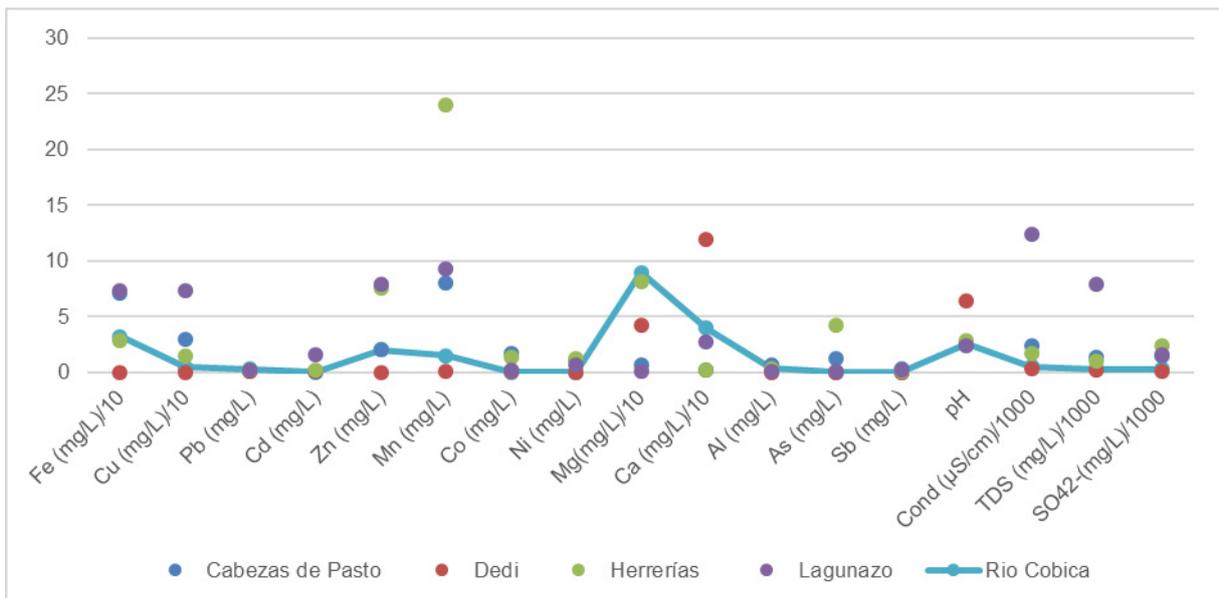


Figura 5.12. Concentración de metales, arsénico y parámetros físico-químicos en la subcuenca del Cobica

La Figura 5.13 recoge los resultados obtenidos para los lixiviados de las escombreras localizadas en la subcuenca del Meca. Tharsis y Antigua Almagrera presentan, para la mayoría de los parámetros, valores superiores a los del río Meca, frente a las otras explotaciones. Este comportamiento tiene su origen en la gran superficie ocupada por el complejo de Tharsis, cuyos elevados aportes ocasionan que los asociados a las restantes minas sean insignificantes, y condicionan en mayor medida la hidroquímica del cauce.

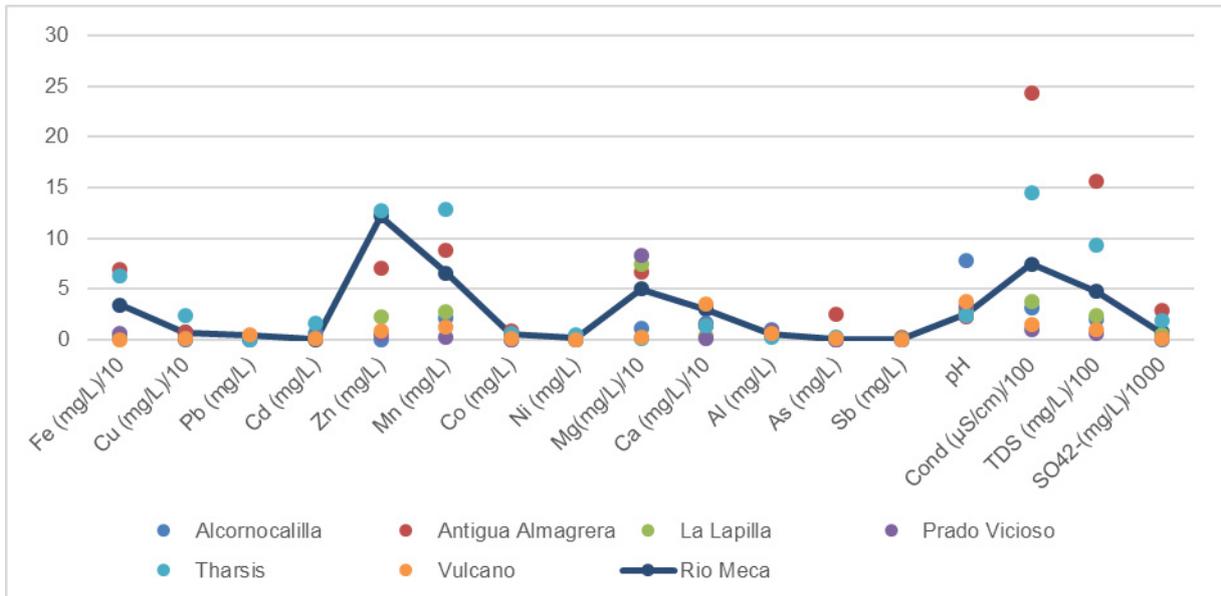


Figura 5.13. Concentración de metales, arsénico y parámetros físico-químicos en la subcuenca del Meca

La carga metálica, arsénico, sulfatos y parámetros físico-químicos analizados en el río Oraque (Figura 5.14) muestran la tendencia esperada de valores inferiores para el cauce respecto a lixiviados de escombreras, principalmente asociados a grandes explotaciones como San Telmo, Confesionarios o Lomero-Poyatos, cuyas emisiones ácidas tienen un mayor aporte a lo largo del año hidrológico y condicionan la hidroquímica del río. Por ello, el valor de pH del cauce es superior al de las emisiones registradas para las mencionadas minas. Para las concentraciones de Ca y Mg, se obtiene, en general, el comportamiento inverso, más elevadas en el cauce fluvial que en la mayoría de lixiviados mineros. Tal como se ha mencionado previamente, estos niveles se justifican por la disolución de rocas del encajante y de plagioclasas cálcicas.

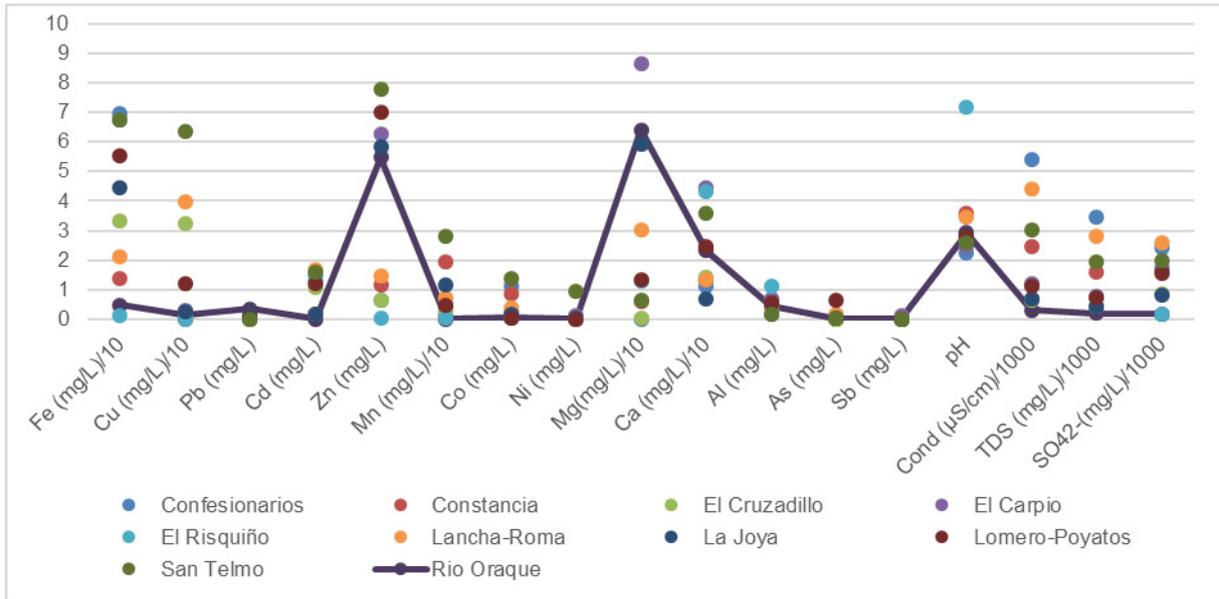


Figura 5.14. Concentración de metales, arsénico y parámetros físico-químicos en la subcuenca del Oraque

La Figura 5.15 muestra los análisis obtenidos para los muestreos de la subcuenca del Olivargas. En general, los niveles de pH más bajos y las concentraciones metálicas y de arsénico más elevadas quedan representadas en las explotaciones Cueva de la Mora, Lavadero-Romerito y Valdellamusa, que a su vez, son las que mayores áreas de escombreras poseen y, por tanto, más aportes contaminantes vierten sobre el río Olivargas. El pH, aguas abajo de los focos productores, presenta un valor superior a 5, debido al poco aporte de efluentes ácidos.

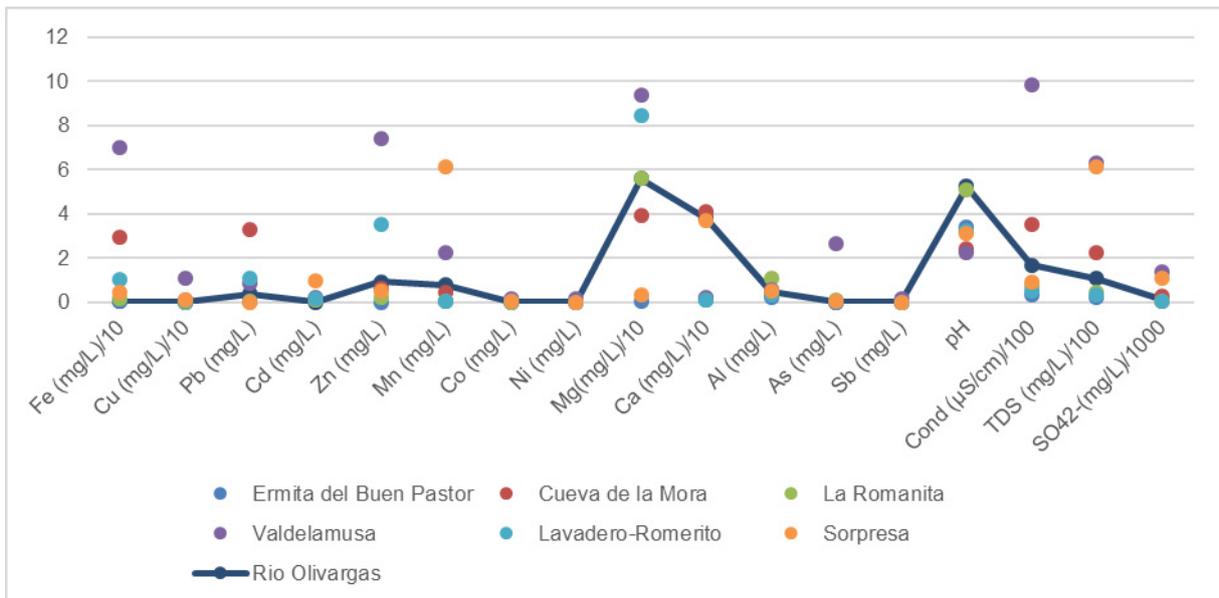


Figura 5.15. Concentración de metales, arsénico y parámetros físico-químicos en la subcuenca del Olivargas

En la Figura 5.16 se comparan los resultados de las emisiones de las explotaciones de la subcuenca del Odiel con los del propio río. Los valores de pH obtenidos son característicos de los procesos de AMD, cuyos máximos se localizan en explotaciones poco contaminantes.

A causa del alejamiento de los focos generadores, el río Odiel muestra sulfatos, TDS y concentraciones metálicas inferiores a las de los lixiviados mineros para la mayor parte de los elementos. No obstante, se observan en el cauce receptor valores muy elevados de Zn, únicamente menores a Riotinto, menor a Sotiel para el Pb, y a Almagrera para Zn. Los niveles de Mn son también algo más altos que los de la mayoría de efluentes. Altas concentraciones de Ca y Mg suelen asociarse a emisiones levemente afectadas, relacionadas con la presencia de rocas del encajante y de plagioclasas cálcicas, aunque sus máximos se localizan en explotaciones con cargas de otros metales muy elevadas.

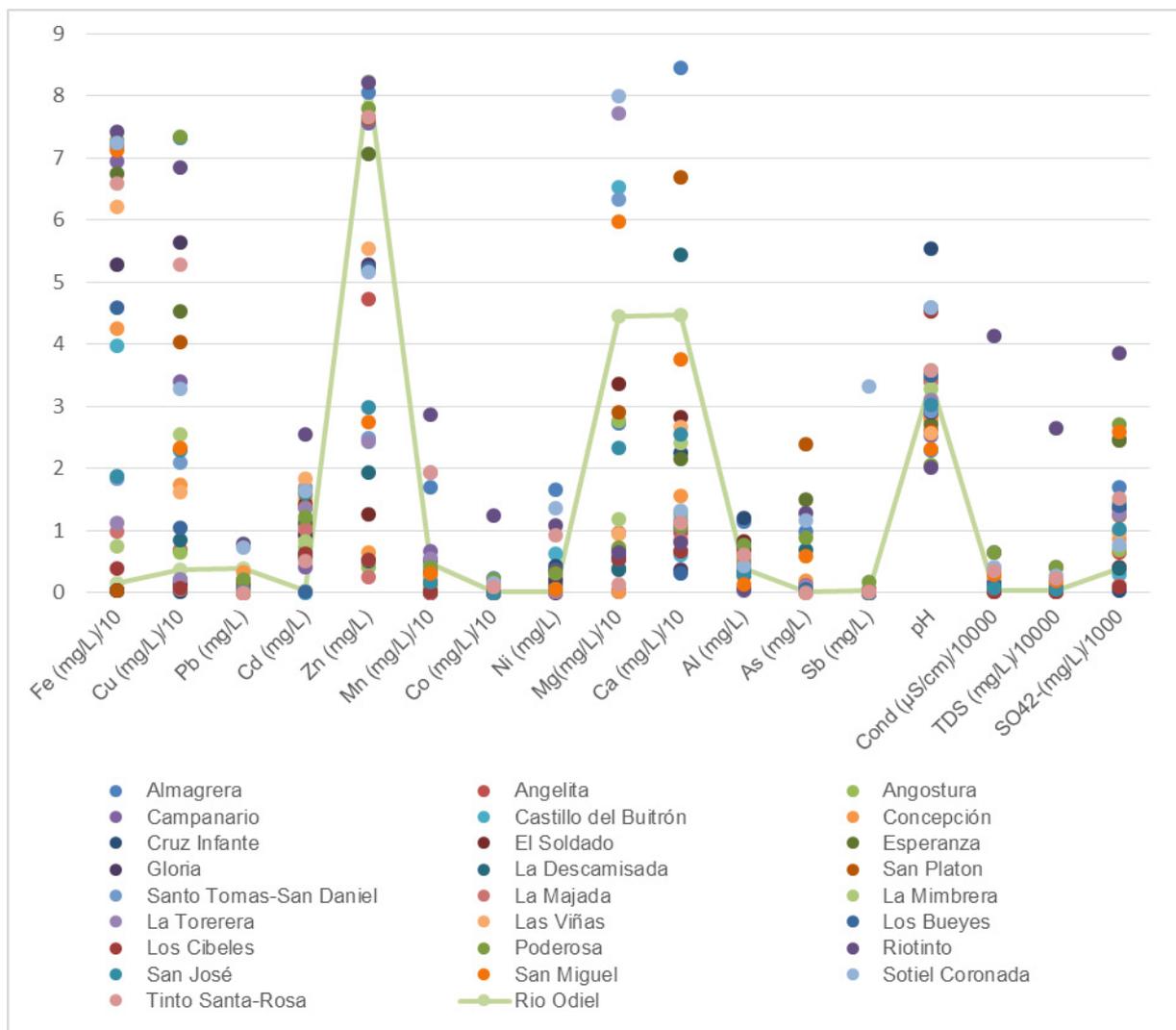


Figura 5.16. Concentración de metales y parámetros físico-químicos en la subcuenca del Odiel

En la cuenca del Tinto (Figura 5.17) es la mina Riotinto la que mayor concentración metálica, sulfatos, conductividad y TDS presenta, además de la que más superficie ocupa y, por tanto, mayores aportes contaminantes vierte al río Tinto. En el caso del área minera de Riotinto,

además de recoger lixiviados de las escombreras como principal foco productor de AMD, el Tinto recibe aguas procedentes de la corta Cerro Colorado a través de un gran colector, el Túnel 11. De este modo, condiciona en mayor medida la hidroquímica del río y provoca altas concentraciones metálicas, superiores a los siguientes valores más altos que corresponden a las explotaciones de Peña del Hierro, La Chaparrita o La Ratera.

Como se ha comentado anteriormente, el muestreo se realizó únicamente para un solo día durante la época de lluvias, con lo que las concentraciones de contaminantes en los lixiviados de las explotaciones de esta cuenca, han sido condicionadas por las precipitaciones previas en mayor medida que el cauce fluvial.

En contraposición con lo anterior, en el río Tinto también se encuentra el máximo de Mg y de los más elevados de Ca, resultado de la disolución de litologías de estos elementos alcalinos.

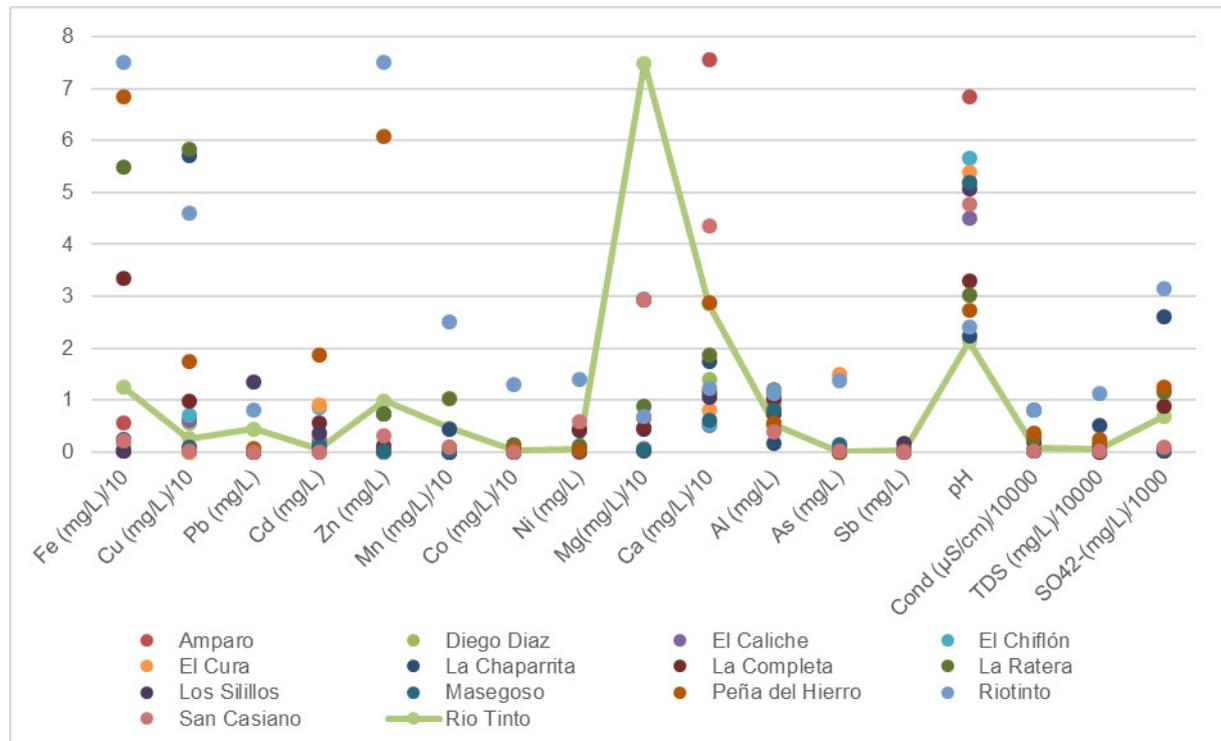


Figura 5.17. Concentración de metales, arsénico y parámetros físico-químicos en la cuenca del Tinto

En la cuenca del Guadiamar (Figura 5.18) todos los parámetros analizados, excepto el pH, son más elevados en los lixiviados de las dos explotaciones que en el muestreo del río. El tamaño de las escombreras de Aznalcóllar debería producir, para la carga metálica detectada en sus emisiones a pie de escombrera, elevadas cargas de metales y sulfatos movilizados hasta el Guadiamar. No obstante, según los valores obtenidos, dicho cauce no está caracterizado por una alta afección por AMD. El motivo se debe a la serie de medidas preventivas y correctoras que se implantaron tras la catástrofe producida por la rotura en 1998 de la balsa de Aznalcóllar y que evitan que dichos contaminantes alcancen el curso fluvial y lo degraden.

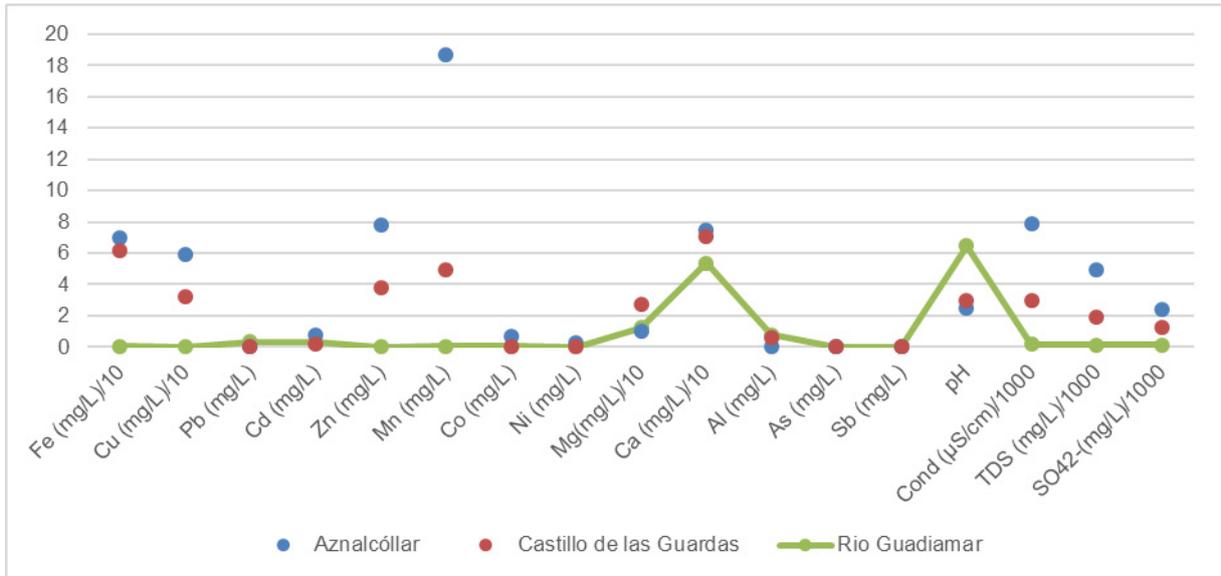
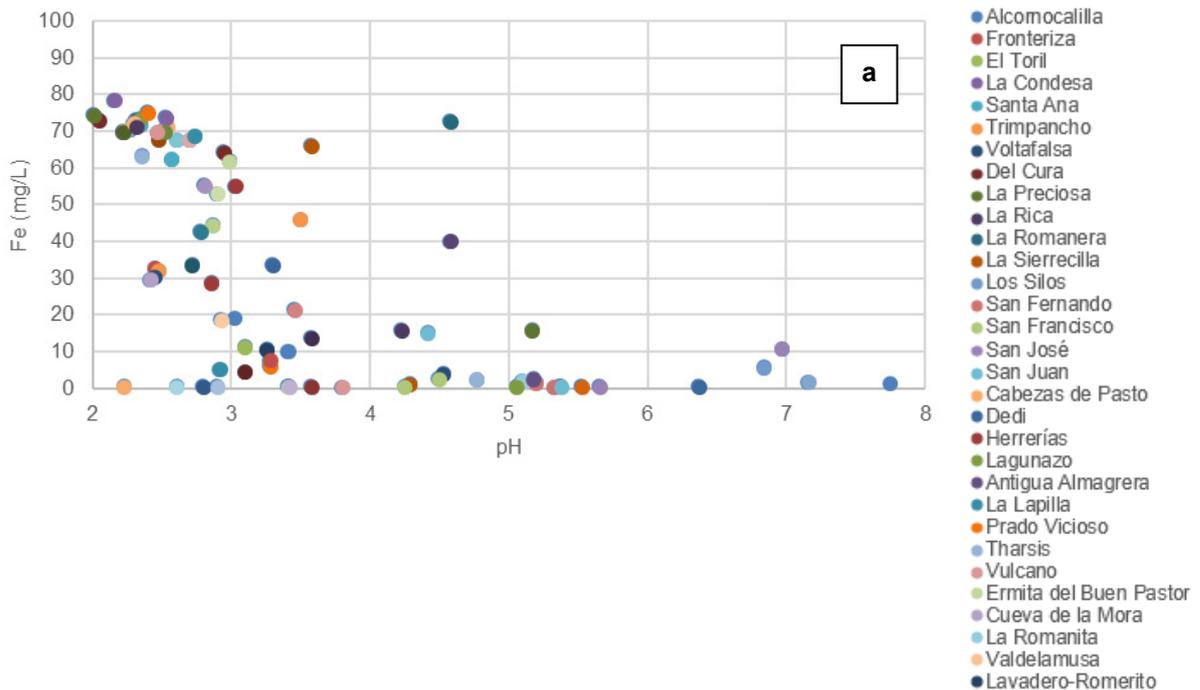


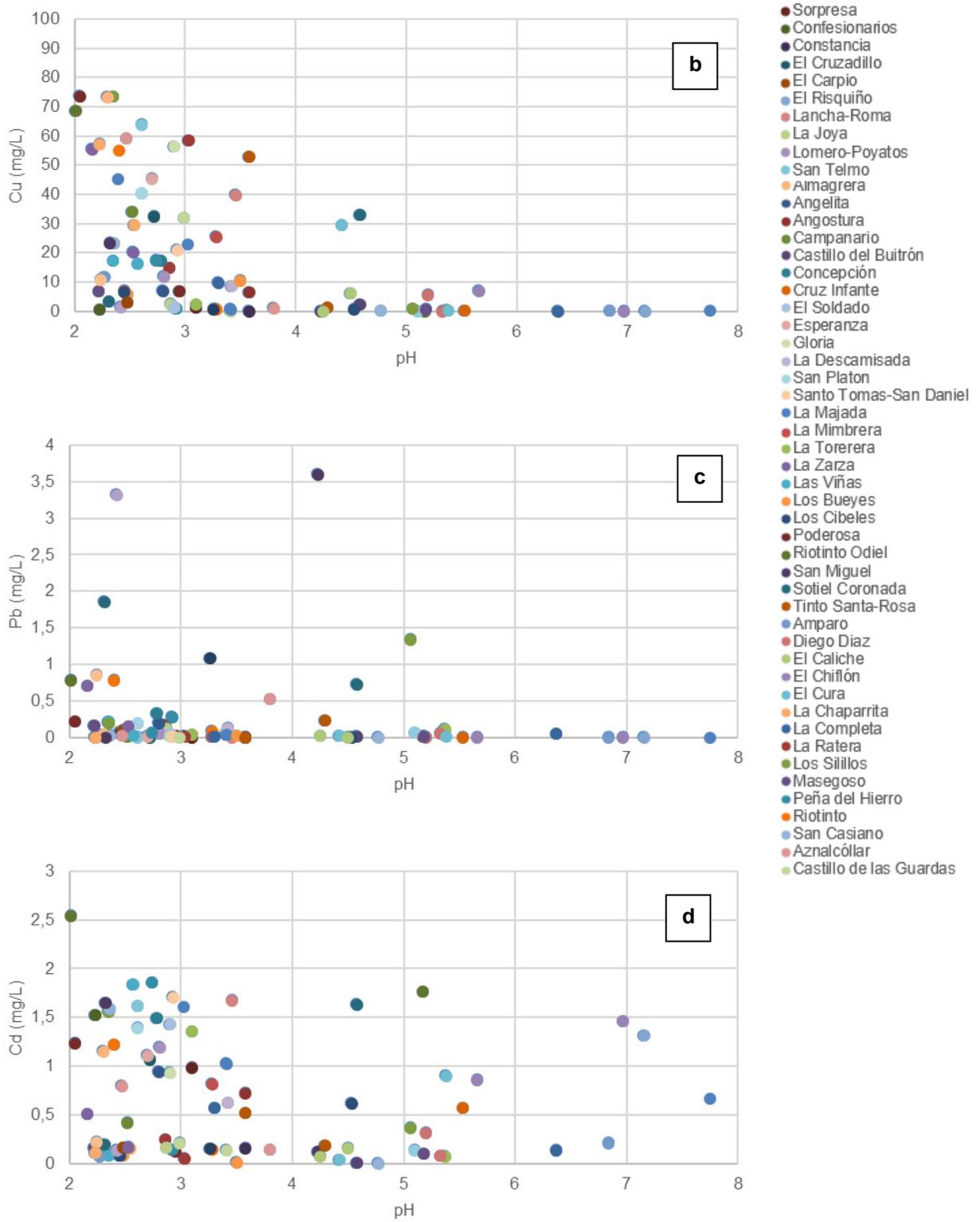
Figura 5.18. Concentración de metales y parámetros físico-químicos en la cuenca del Guadiamar

5.3 TRATAMIENTO GRÁFICO-ESTADÍSTICO

5.3.1 RELACIONES ENTRE PARÁMETROS HIDROQUÍMICOS

En la Figura 5.19, se han representado las relaciones entre pH y las concentraciones de Fe, Cu, Pb, Cd, As y sulfatos, para los efluentes mineros.





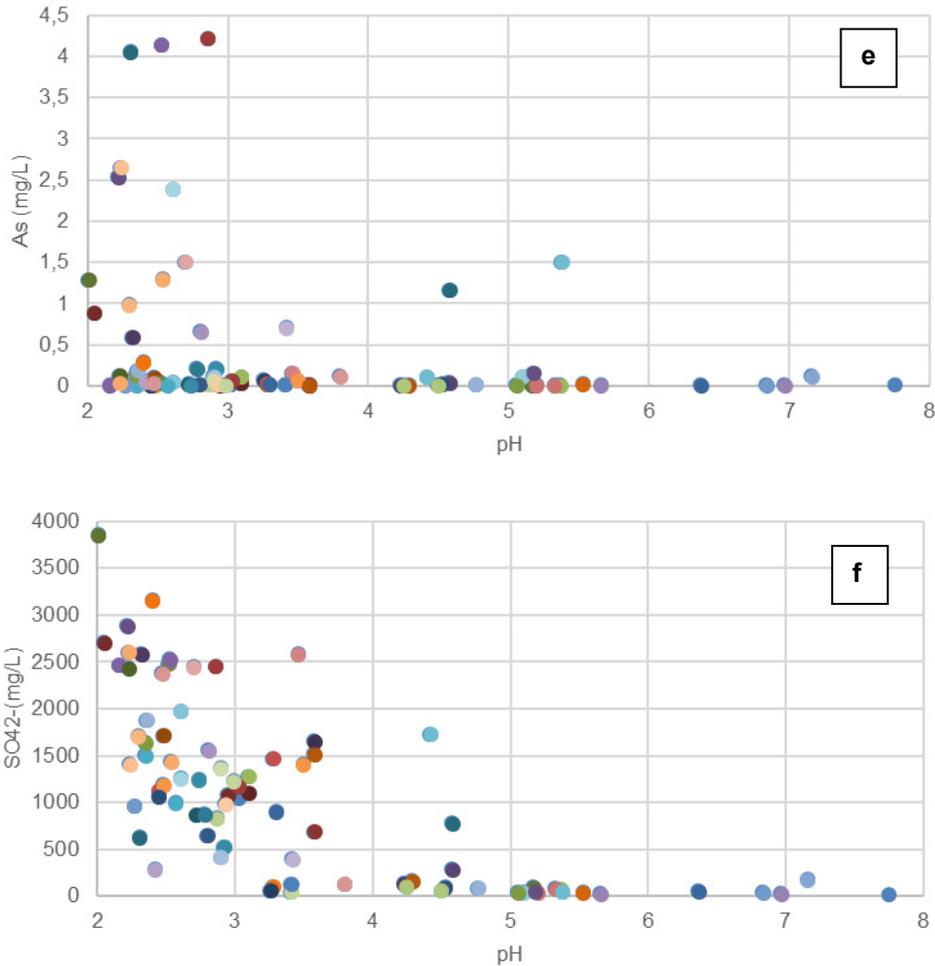


Figura 5.19. Relaciones entre parámetros analizados en lixiviados mineros: (a) Fe frente pH; (b) Cu frente pH; (c) Pb frente pH; (d) Cd frente pH; (e) As frente pH; (f) sulfatos frente pH

Tomando como base al pH como el principal indicador de acidez, puede observarse mediante los gráficos de la Figura 5.19, como los lixiviados mineros denuncian la tendencia típica de cauces afectados por AMD (Borrego *et al.*, 2002; Braungardt *et al.*, 1998; Davis *et al.*, 2000; Elbaz-Poulichet *et al.*, 1999-2000-2001; Leblanc *et al.*, 2000; Sáinz *et al.*, 2002-2003a-b; Fernández-Remolar *et al.*, 2004; Grande *et al.*, 2005b; Olías *et al.*, 2004; Nieto *et al.*, 2007; Cánovas *et al.*, 2008; Jiménez *et al.*, 2009; Sarmiento *et al.*, 2009). Así, se muestra como para bajos niveles de pH se obtienen altas concentraciones de metales, arsénico y sulfatos., la mayoría de ellos con pH menor a 4.

No obstante, en el caso del Cd, se observan explotaciones con altos niveles de dicho metal y de pH. Es el caso de minas como San José o El Riskiño, que con valores de pH cercanos a la neutralidad, aportan cantidades de 1,5 mg/L aproximadamente. Igualmente, aunque en menor medida, aparecen situaciones similares para el Pb y el As, con elevadas concentraciones y valores de pH próximos a 5.

En la Figura 5.20, se presentan las relaciones entre pH y las concentraciones de Fe, Cu, Pb, Cd, As y sulfatos para los cauces representativos analizados a nivel de cuencas y subcuencas.

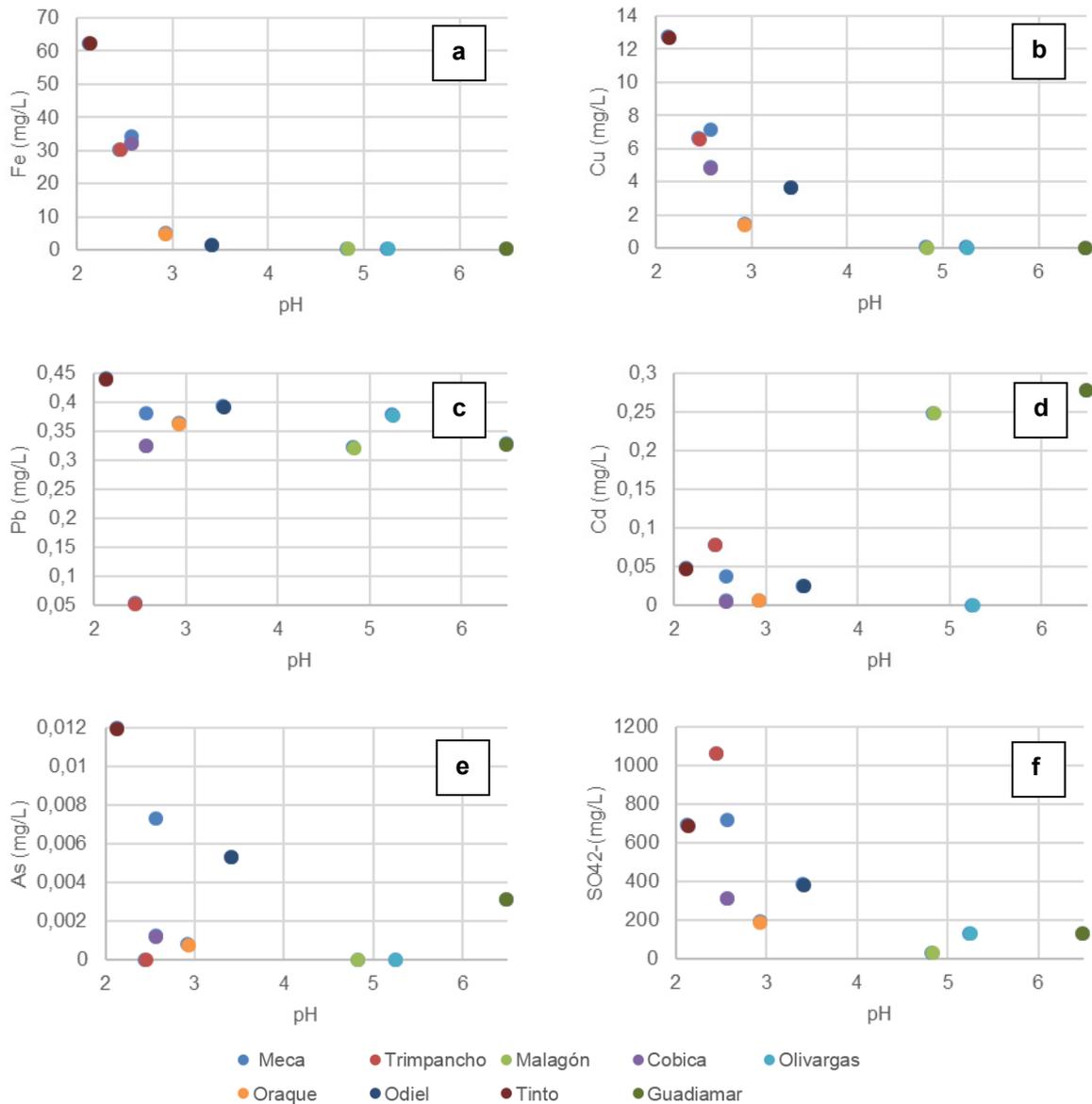


Figura 5.20. Relaciones entre parámetros analizados en cauces de cuencas: (a) Fe frente pH; (b) Cu frente pH; (c) Pb frente pH; (d) Cd frente pH; (e) As frente pH; (f) sulfatos frente pH

De forma análoga a los focos productores, en los cauces fluviales muestreados, los parámetros analizados presentan un comportamiento análogo entre ellos, tendiendo a mayores concentraciones frente a valores de pH más inferiores, excepto en las relaciones Pb-pH y Cd-pH.

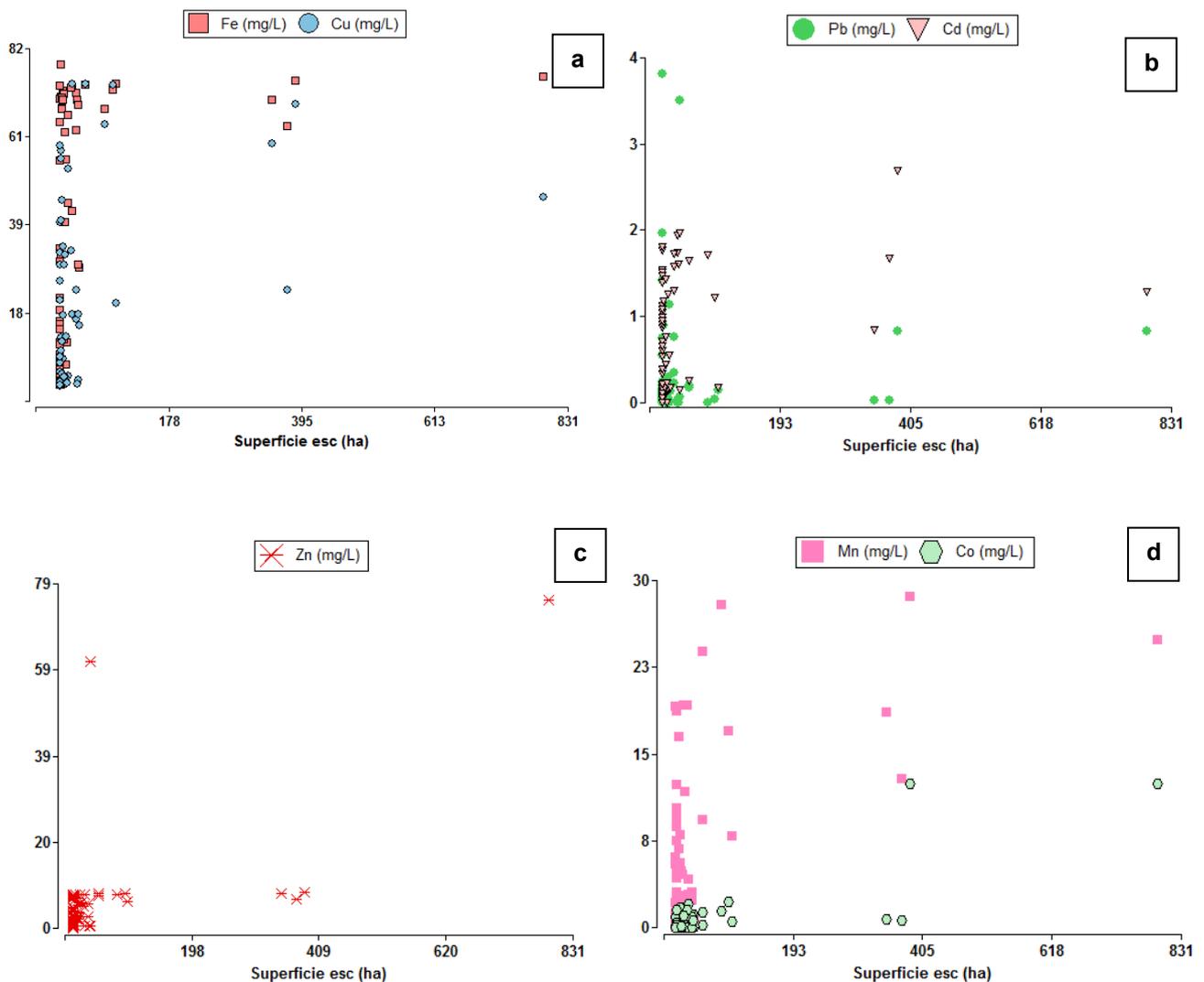
Como se observa en la Figura 5.20 c), los niveles alcanzados para el Pb son similares con independencia de los valores de pH, salvo para el río Trimpancho que posee la menor concentración, del orden de 6 veces inferior. En los ríos Malagón y Guadiamar, con valores de pH cercanos a 5 y 6,5, respectivamente, se obtienen cantidades de Cd superiores a 0,25 mg/L, frente al valor máximo de 0,08 mg/L, recogido en la zona de pH más reducidos, correspondiente a Trimpancho (pH=2,45).

Puede apreciarse como las concentraciones de elementos contaminantes disueltos, son claramente superiores en focos contaminantes que en medios receptores, ya que en este primer punto es donde parte la elevada contaminación y a partir de ahí mediante fenómenos de precipitación de oxihidroxisulfatos de Fe y diferencias en la distribución de la lluvia a lo largo del río (Cánovas *et al.*, 2008), junto con aportes de aguas no contaminadas, va disminuyendo la carga metálica.

Se advierte una ligera similitud de la distribución global de los distintos parámetros contaminantes analizados en focos generadores y medios receptores, teniendo en cuenta la diferencia entre órdenes de magnitud.

5.3.2 RELACIONES ENTRE PARÁMETROS HIDROQUÍMICOS Y ESCOMBRERAS

La Figura 5.21 presenta la relación entre los parámetros analizados y el área de las escombreras en cada explotación. Para una mejor visualización, se han representado de forma conjunta aquellos con valores máximos y mínimos similares.



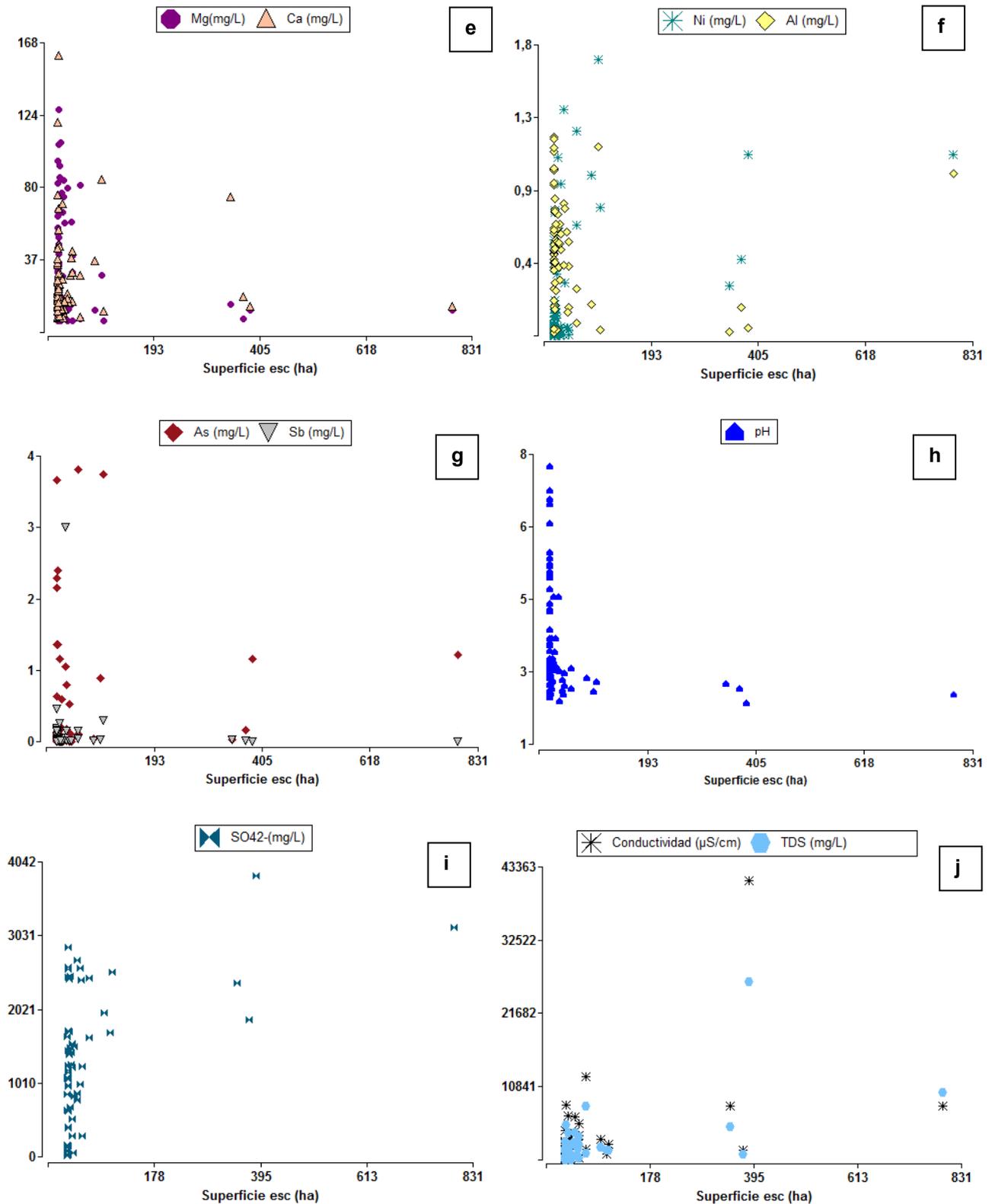


Figura 5.21. Relaciones entre parámetros analizados y área de escombreras en cada explotación: (a) Fe-Cu; (b) Pb-Cd; (c) Zn; (d) Mn-Co; (e) Mg-Ca; (f) Ni-Al; (g) As-Sb; (h) pH; (i) Sulfatos; (j) Conductividad-Total de sólidos disueltos

Mediante las gráficas de la Figura 5.21 puede visualizarse la distribución en tamaños de las escombreras de las explotaciones de la FPI, permitiendo plantear una clasificación de estas. En primer lugar, se aprecia una superficie notablemente superior al resto, correspondiente a una única explotación de 790 ha que pertenece al complejo minero Riotinto (Tabla 5.1). Asimismo, habría que añadir 350 ha de escombreras de la vertiente occidental, convirtiéndose dicha explotación en la mayor mina de la FPI, y pudiendo asignarle la categoría de “enorme”. En el siguiente nivel, englobando las explotaciones de rango “extremadamente grandes”, se localizan áreas próximas a 350 ha escombreras para Tharsis y Aznalcóllar.

Asimismo, se aprecia una amplia nube de puntos, asociadas al resto mayoritario de 75 y 90 ha (La Zarza, Almagrera y San Telmo), clasificadas como “grandes”, una región de transición para las explotaciones “medianas”, con áreas entre 10 y 40 ha, y una gran banda que comprende a las explotaciones restantes, de nivel “pequeño”.

La clasificación propuesta, únicamente pretende dar una idea general de los distintos órdenes de magnitud de las explotaciones existentes en la FPI. Dicha organización podría desglosarse en varios subniveles más, teniendo en cuenta la elevada disparidad de tamaños disponibles en esta gran provincia metalogenética.

Con respecto a las concentraciones de Fe y Cu (Figura 5.21 a), se aprecian valores menores a 80 mg/L para todos los lixiviados, donde se detectan niveles cercanos a esta cifra tanto para explotaciones con dimensiones elevadas como reducidas.

En la Figura 5.21 b) se observan las máximas concentraciones de Pb para escombreras pequeñas, frente a los valores considerablemente menores, asociados a las tres zonas de grandes explotaciones. El Cd, sin embargo, alcanza su máximo en las explotaciones intermedias, y se reparte de forma homogénea en las restantes.

Para el Zn, se muestran dos valores máximos, de 60 mg/L, localizado en la zona de explotaciones menores y equivalente a 30 ha de escombreras, y en la mayor, con 75 mg/L. Por debajo de ellos, con diferencias menores del orden de 10 veces, se encuentran los restantes, donde para las siguientes áreas mayores, corresponden mayores concentraciones.

Las concentraciones más altas de Mn se distribuyen por toda la franja de superficies de escombreras, con valores entre 15 y 30 mg/L, mientras el Co, alcanza el máximo de 12 mg/L en Riotinto y se mantiene inferior a 2,3 para las demás. Por el contrario, Mg y Ca presentan una distribución similar, cuyos valores más altos van asociados, generalmente, a escombreras pequeñas.

Según la Figura 5.21 f), concentraciones de Ni por encima de 1 mg/L, se asocian, en mayor medida, a grandes y medianas superficies de escombreras. No obstante, también aparecen estos valores en reducidas escombreras. Los niveles más elevados de Al, superando 1 mg/L, están vinculados a explotaciones muy pequeñas, a excepción del punto de 87 ha, equivalente a Almagrera (Tabla 5.1).

As y Sb, quedan representados con un comportamiento análogo en cuanto al reparto por áreas, aunque el As recoge mayores concentraciones, con varias situaciones próximas a 1 mg/L y llegando a alcanzar 4 mg/L.

Los niveles de pH analizados se muestran en la Figura 5.21 h), donde se observa que aproximadamente la mitad de los puntos recogen pH inferiores a 3, con valores desde 2 hasta 7. Los valores más elevados corresponden a pequeñas explotaciones y los menores, tanto a pequeñas, como medianas y grandes, es decir, para una misma superficie se puede obtener cualquier pH, en función del momento de la precipitación.

En la Figura 5.21 j), se aprecia una relación directa entre la conductividad y el total de sólidos disueltos, asociados, generalmente, por pares en cada explotación. Los máximos en ambos corresponden al área de escombreras de 385 ha (Riotinto), y los valores altos quedan vinculados a explotaciones de varios tamaños.

Todo lo anterior queda condicionado por el instante de muestreo en relación con la última precipitación ocurrida. La situación ideal sería muestrear las 80 explotaciones en un mismo instante, y además, bajo condiciones termopluviométricas iguales para todas ellas, lo cual, evidentemente, no es posible.

La representación de las áreas de escombreras frente a los diferentes parámetros analizados, pone de manifiesto que pequeñas escombreras pueden producir lixiviados ácidos de características hidroquímicas similares a los de escombreras mayores. Sin embargo, la totalidad de explotaciones con escombreras que superan las 20 ha, presentan emisiones afectadas por AMD. Por el contrario, en algunas explotaciones de pequeña envergadura los lixiviados no muestran características de contaminación por AMD debido a que en el momento de muestreo ya se ha producido todo el lavado meteorizable de esta.

A pesar de ello, la influencia ejercida en la contaminación de la red de drenaje por explotaciones minúsculas, es insignificante frente a los aportes contaminantes generados en las grandes explotaciones. En estos gráficos no se ha evaluado la carga total contaminante aportada, que sí guardaría relación directa con el tamaño de la escombrera para composición, granulometría y climatología similares (Sainz *et al.*, 2002).

5.3.3 TRATAMIENTO ESTADÍSTICO PARA FOCOS CONTAMINANTES

Los resultados obtenidos del análisis cluster mediante el Método Ward, quedan recogidos en los dendrogramas de las figuras 5.22, 5.23 y 5.24, donde se relacionan parámetros físico-químicos y concentraciones de metales de los efluentes con las áreas de las escombreras, como método innovador de base para el análisis del grado de afección de la FPI.

La validación del análisis cluster como herramienta eficaz para el diagnóstico del grado de afección en medios de AMD, avalada por trabajos de Grande *et al.* (2003a,b), ha sido implementada en este trabajo sobre la masa de datos disponible.

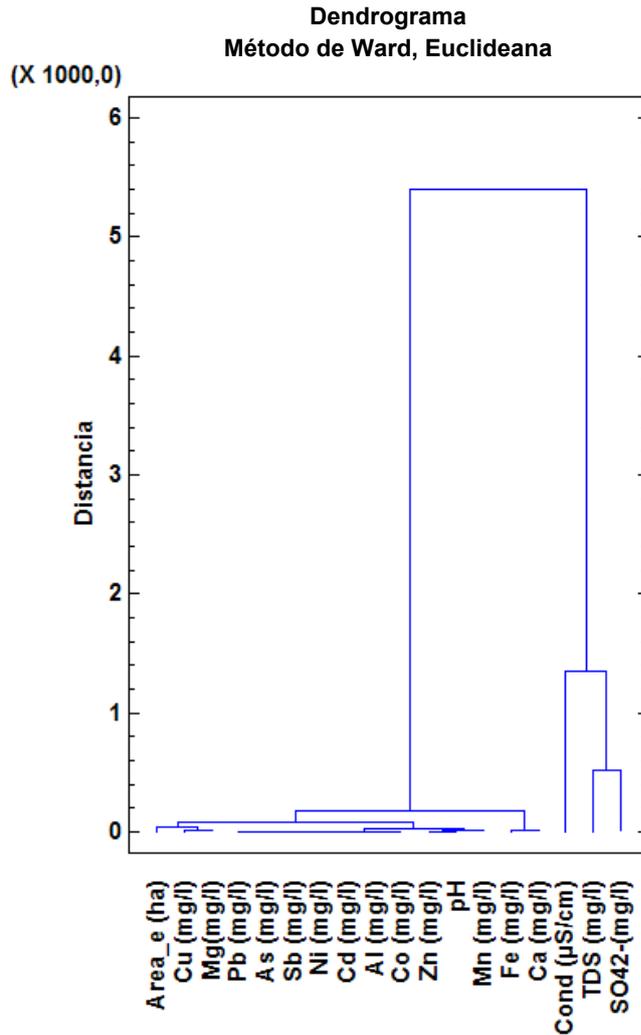


Figura 5.22. Dendrograma global para variables de focos contaminantes

La Figura 5.22 ofrece la totalidad de las variables en estudio, mostrando la existencia de dos grandes subcluster. El primero asocia a las variables sulfatos y total de sólidos disueltos entre ellas, y estas, a su vez, con la conductividad, mientras el segundo subcluster recoge la agrupación en diferentes racimos de proximidad al resto de variables.

El presente análisis cluster denuncia la existencia de familias o agrupaciones claramente diferentes a la recogidas en trabajos de Grande *et al.* (2003a,b, 2010a). La razón hay que buscarla, inicialmente, en que la mayoría de los estudios anteriores hacen referencia a una explotación concreta con paragénesis específica, mientras en este análisis se abarca la caracterización de toda la Faja Pirítica Ibérica, donde en función de la ubicación de cada mina se presentan paragénesis muy diferentes. Por otra parte, además de la propia paragénesis local, los valores de mercado del cobre y del azufre han condicionado, en la época de funcionamiento, la explotación de cada mina. Dentro de la FPI se encuentran yacimientos de sulfuros de los que se han beneficiado exclusivamente cobre y otros en los que el azufre ha sido el foco de interés económico.

La agrupación de las variables TDS y sulfatos con conductividad en un primer racimo, separado del resto de variables, evidencia la bondad del proceso de muestreo y análisis al ajustarse a lo recogido en la literatura científica (Lyew y Seppard, 2001; de la Torre *et al.*, 2011; Grande *et al.*, 2005b, 2013b).

En efecto, en el medio que nos ocupa, son los sulfatos y los TDS los principales responsables de las variaciones de conductividad. Esto sucede en ausencia de cloruros potencialmente responsables de aumentos notables de conductividad que pudieran enmascarar la relaciones de dependencia entre esta y los sulfatos, como sucede habitualmente en medios estuarinos dentro de la zona de influencia mareal en coexistencia con procesos AMD de origen fluvial (Grande *et al.*, 2003a,b).

Para una mejor definición de las relaciones entre los parámetros del segundo subcluster, se han extraído de la matriz de datos la conductividad, el total de sólidos disueltos y los sulfatos, y se ha generado un segundo cluster, presentado en la Figura 5.23.

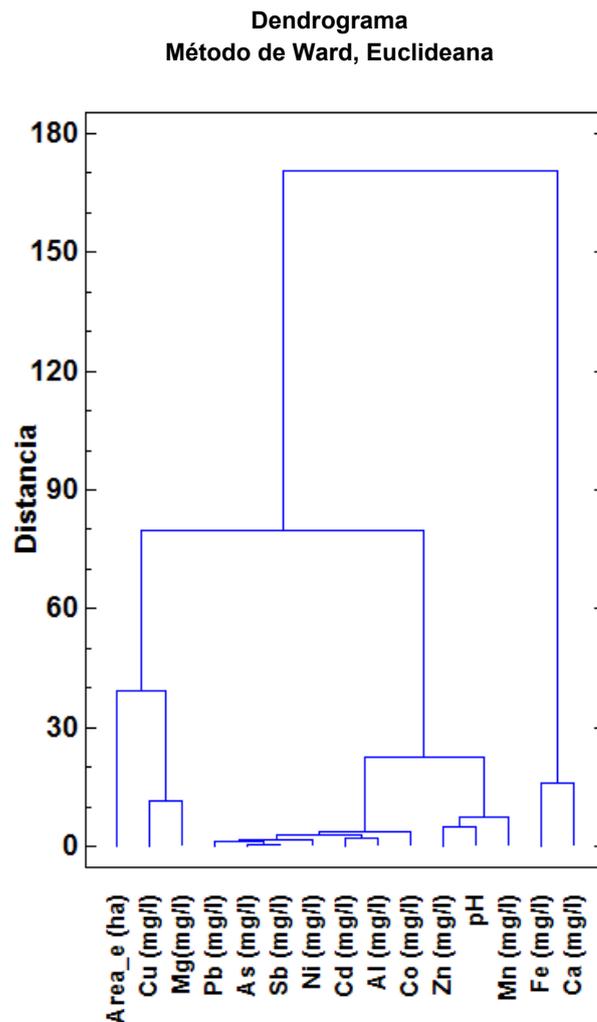


Figura 5.23. Dendrograma para variables superficie afectada, pH y concentración de metales y arsénico para focos contaminantes

La Figura 5.23 agrupa las variables en estudio en dos familias principales. Por una parte, en la primera, se distinguen dos subfamilias. La primera subfamilia, relaciona al par Cu-Mg con la variable superficie, a una mayor distancia. La segunda subfamilia, a su vez, muestra otros dos grupos. Inicialmente, con altas razones de proximidad, se integra el par As-Sb, con Pb, y estas, con Ni, quedando unidos, a su vez, con el par Cd-Al, y, posteriormente, con Co. El segundo grupo, con coeficientes de correlación más discretos, asocia el par pH-Zn con Mn. Por otra parte, la segunda familia, únicamente asocia a Fe y Ca.

En conjunto, el cluster de la Figura 5.23 define gráficamente el comportamiento físico-químico de un medio afectado por AMD cerca del medio generador.

Destaca el bajo nivel de aproximación entre la superficie de afección (ha) y el resto de variables, hecho aparentemente contradictorio, si se piensa que a mayor superficie debe corresponder mayor concentración de carga metálica y sulfatos, con menor pH. Esto no es cierto, debido a que la concentración de metales, arsénico y sulfatos no depende del tamaño de la escombrera, sino del tiempo de residencia de las aguas de lluvia en la misma y de la composición y diversidad mineralógica de la propia escombrera, existiendo, por tanto, lixiviados altamente afectados por AMD procedentes de minas de pequeño tamaño.

La asociación del área de la escombrera y el par Cu-Mg refleja la componente másica mayoritaria de las escombreras. Las mayores escombreras en la FPI son el resultado de la explotación a cielo abierto con el consiguiente volumen, mucho mayor de rocas no mineralizadas del encajante pizarroso cuarcítico constituido por unas facies Culm que, procedentes del metamorfismo de rocas inicialmente margo-arcillosas y, por tanto, con contenido en estos elementos, sufren dentro de la escombrera y en un medio extraordinariamente ácido un proceso de meteorización química intensa provocando la movilización de estos elementos y la génesis de nuevas fases mineralógicas supergénicas.

Asimismo, desde un punto de vista composicional, el cobre es uno de los metales más abundantes en la paragénesis mineral de los sulfuros polimetálicos de la FPI, confirmando la propuesta planteada por Ortiz (2003) y de la Torre *et al.* (2011). La discreta razón de proximidad entre el Cu y el área de escombrera en este trabajo frente a la mayor dependencia en el trabajo de de la Torre *et al.* (2011), queda justificada por la gran extensión y diversidad de explotaciones en estudio, frente al carácter local y referencia a una sola explotación, Riotinto.

Dentro del primer subcluster, también aparece una subfamilia integrada por los metales típicamente indicadores de medio fluvial afectado por AMD (Grande *et al.*, 2000a), tales como Pb-As-Sb-Ni-Cd-Co. La asociación con el aluminio, el cual no pertenece a la composición de los sulfuros, pero integra los minerales de host rock, sugiere que los minerales de arcilla, procedentes de neoformación supergénica o hidrotermal, controlan la movilidad de estos elementos, tal como es observado por Borrego *et al.* (2013).

El último grupo del primer subcluster asocia al par pH-Zn con Mn. Resulta llamativa la moderada razón de proximidad entre pH y Zn y la totalidad de metales disueltos, y más aún, su escasa correlación con los sulfatos, TDS y conductividad. La explicación de este

fenómeno pasa por la revisión de los trabajos de Grande *et al.* (2005a,b, 2010c), así como los de Lyew y Seppard (2001). En el estudio de Grande *et al.* (2010c), se pone de manifiesto la existencia de correlación entre pH y conductividad, no detectadas hasta entonces como consecuencia de intervalos de muestreo amplios e inferiores al tiempo de respuesta del pH ante un estímulo lluvioso. En el caso presente, ha sido necesario tomar una medida para cada variable e integrarla en la matriz de datos para su posterior tratamiento estadístico con análisis cluster. De esta forma, “escapan” del análisis las verdaderas relaciones de proximidad entre pH y conductividad, los cuales aparecen en dos grupos diferentes. El par pH-Zn revela la dependencia de la adsorción del zinc en fases poseedoras de elevada superficie específica, principalmente arcillas, en función del pH. Según Valente *et al.* (2012), el zinc ocurre en mayores concentraciones en muestras de sedimento con mayor proporción de arcillas, en particular, del tipo esmectita.

La relación del manganeso con el par pH-Zn, se puede hallar desde el entendimiento de que este metal aparece con una estrecha aproximación geográfica a gran escala dentro de la FPI, pero a gran distancia de los sulfuros polimetálicos desde el punto de vista genético y composicional. Aun no perteneciendo a la misma asociación mineral que los sulfuros, suele aparecer una serie manganesífera junto a un yacimiento de sulfuro. Su encuadre geográfico dentro de la FPI provoca que los cauces ya afectados por AMD atraviesen zonas con yacimientos o escombreras de manganeso que son meteorizadas en medio ácido, incorporándose el manganeso a las escombreras.

La asociación de Fe y Ca agrupados en el segundo subcluster, e independiente del resto de parámetros analizados puede explicarse mediante la diversidad de orígenes. Por una parte, las variables contenidas en el primer subcluster, comentado anteriormente, provienen únicamente del proceso minero. Sin embargo, Fe y Ca presentan procedencias muy diferentes, además de la minería. El Fe puede proceder de los yacimientos de sulfuros, de hematitas, magnetitas o jaspes, mientras el Ca se debe principalmente a las plagioclasas cálcicas provenientes de rocas del Complejo Vulcano Sedimentario y, en menor medida, va ligado a la parte más carbonatada, a rocas provenientes del vulcanismo más básico. En un proceso de meteorización, el Ca es el primer elemento que se disuelve en un medio ácido, seguido por el Fe.

5.3.4 TRATAMIENTO ESTADÍSTICO DE CAUCES RECEPTORES

El dendrograma de la Figura 5.24 relaciona los parámetros físico-químicos medidos *in situ* y las concentraciones de metales y arsénico de cada cauce fluvial con las áreas de las escombreras localizadas en ellas.

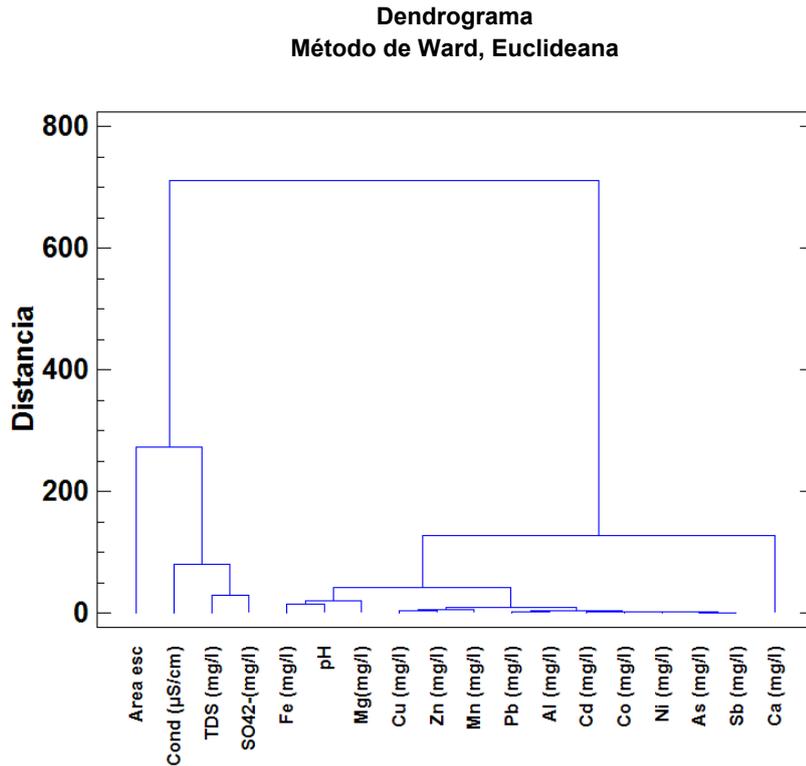


Figura. 5.24. Dendrograma global para variables de cauces

La observación del dendrograma de la Figura 5.24, correspondiente al análisis de las variables al final de los cauces, permite plantear las siguientes hipótesis como modelo de funcionamiento. En el primero de los dos grandes subclúster existentes, se agrupa el triplete conductividad-sulfatos-TDS, igual que sucedía en los focos generadores, asociados a su vez de manera más distal al área de escombrera presente en toda la cuenca vertiente. Sin mostrar una gran razón de proximidad, el triplete de referencia es considerablemente más elevado que en medio generador como consecuencia de los procesos de estabilización que estas variables han sufrido durante el tiempo de transporte.

Existe un segundo subclúster principal donde se relacionan la mayoría de los parámetros, y en el que se distinguen, por una parte, una gran familia, y por otra, el Ca. Esta familia se divide en dos nuevas subfamilias. La primera, une el par Fe-pH con Mg. Posteriormente, se asocia a otra agrupación, en la que, con muy altas razones de proximidad, se relaciona al par Cu-Zn con Mn, y, a su vez, a un segundo grupo donde se asocian, con elevadísimos coeficientes de correlación, el par Pb-Al, con la unión del par As-Sb con Ni, Co, y Cd a mayor distancia, respectivamente.

El hierro, en el cauce fluvial receptor se asocia con el pH, mientras a pie de escombrera no sucede igual. El motivo se debe a que en los focos productores los puntos de muestreo no siempre están a la misma distancia de la surgencia de la escombrera. En ocasiones, ante la gran dimensión de algunas explotaciones, se ha tomado el colector de varias escombreras próximas, con lo que la distancia recorrida por el agua en ambiente subaéreo, y con ello, en un medio oxidante, ha permitido que en algunos casos comiencen los procesos de hidrólisis

y disminución de pH. Como ejemplo, en el punto de muestreo de vertido oriental de Riotinto fue necesario muestrear a considerable distancia de alguna escombrera para poder muestrear los efluentes de todas ellas.

Por el contrario, al final del cauce, la totalidad de las 9 cuencas definidas conforman una red fluvial con una longitud suficiente de cauces afectados para que se hayan completado los procesos de hidrólisis, entendiéndose que aguas abajo de estos puntos de muestreo no habrá modificaciones sustanciales de pH a expensas de la transformación de hierro ferroso a férrico en medio oxidante.

Por su parte, el magnesio también se encuentra muy próximo al pH como respuesta del mayor espacio y tiempo de disolución de este metal a lo largo del recorrido asociado a las rocas del encajante que atraviesa el lecho fluvial.

La relación entre Fe-pH-Mg representa el origen común asociada a la coexistencia de los reservorios mineralógicos que componen las diferentes zonas de interés minero en las explotaciones de la FPI: los sulfuros de la mineralización (que liberan el Fe) y las litologías encajantes (con grandes cantidades de Mg). Los procesos de interacción mineral-agua, controlados por el pH, condicionan la solubilidad de las fases portadoras y, así, su comportamiento en el medio receptor.

La distalidad del calcio respecto al resto de variables en este subcluster queda justificada por la estrecha relación de estas últimas con los procesos de extracción y tratamiento minero, mientras el calcio queda desligado de estos procedimientos y no sujetos al conjunto de reacciones mineral-agua que se desarrollan en relación con la evolución de la paragénesis mineral.

5.4 MAPAS DE AFECCIÓN DE EFLUENTES

Con el fin de caracterizar desde un punto de vista ambiental los efluentes de estudio, se ha determinado el grado de contaminación de lixiviados mineros y cauces receptores tomando como referencia la Directiva 98/83/CE, de 3 de noviembre de 1998, relativa a la calidad de las aguas destinadas al consumo humano y el R.D.140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano, y el modelo de Grande (2011) (Tabla 5.6).

CONTAMINACIÓN	VALOR PARAMÉTRICO	VALOR PONDERADO
Nula	No detectada	0
Leve	Inferior al límite legal	1
Moderada	Entre 1 y 2 veces el límite	2
Media	Entre 2 y 10 veces el límite	3
Grave	Entre 10 y 50 veces el límite	4
Extrema	Más de 50 veces el límite	5

Tabla 5.6. Valores paramétricos y ponderados de la contaminación (Grande, 2011)

Para ello, en los puntos muestreados, se ha asignado a cada parámetro analizado un valor ponderado, según las veces que supera los límites establecidos por la Directiva 98/83/CE, para aguas de abastecimiento público (Tabla 5.7). Se representan en las figuras 5.26-5.34, los diagramas radiales con el grado de afección de los efluentes de cada explotación y del cauce receptor representativo de cada cuenca de primer o segundo orden.

DIRECTIVA 98/83/CE	
Parámetro	Valor límite
Antimonio (Sb)	0,005 mg/L
Arsénico (As)	0,01 mg/L
Aluminio (Al)	0,2 mg/L
Cadmio (Cd)	0,005 mg/L
Cobre (Cu)	2 mg/L
Hierro (Fe)	0,2 mg/L
Manganeso (Mn)	0,05 mg/L
Níquel (Ni)	0,02 mg/L
Plomo (Pb)	0,01 mg/L
Conductividad	2500 μ S/cm a 20° C
Sulfatos	250 mg/L

Tabla 5.7. Valores paramétricos máximos admisibles para la calidad del agua (Directiva 98/83/CE)

Asimismo, con objeto de identificar el grado global de afección para cada uno de los aportes muestreados, se ha tomado la media de los valores ponderados asignados anteriormente a cada parámetro. Para su representación, se ha situado un símbolo en la ubicación de cada explotación y cauce, con un código de colores asociado al grado de contaminación calculado para cada punto, según la leyenda mostrada en la Figura 5.25.

LEYENDA	
Grado de contaminación	Red de muestreo
 Leve (1)	 Cauce fluvial
 Moderado (2)	 Explotación abandonada
 Medio (3)	 Explotación en investigación
 Grave (4)	
 Extremo (5)	

Figura 5.25. Leyenda de mapas de afección para representación del grado de contaminación

En la Figura 5.26 se recogen los diagramas radiales obtenidos de los efluentes muestreados en las explotaciones ubicadas en la subcuenca del río Trimpancho, y del punto muestreado aguas abajo de estos focos emisores.

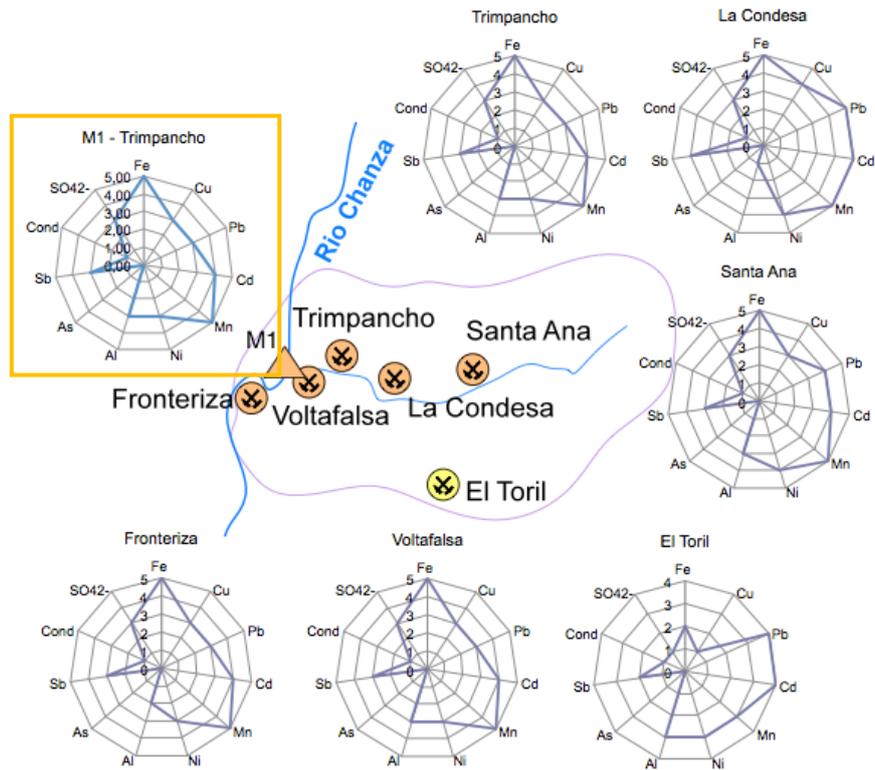


Figura 5.26. Mapa de afección de la subcuenca del Trimpancho basado en la Directiva 98/83/CE y el modelo de Grande (2011)

Únicamente, en la mina El Toril, se presenta afección global leve (2), donde Pb y Cd muestran los valores máximos de 4, seguidos de Mn, Ni y Al (3) y Cu, conductividad y sulfatos (2).

En las restantes explotaciones se observan coeficientes globales de contaminación 3, equivalentes a una afección media. Las elevadas concentraciones encontradas para Fe, Cd y Mn, provocan contaminación grave (4) o extrema (5) por dichos metales. Cu, Pb, Ni y Sb oscilan entre 3 y 5. En La Condesa es donde únicamente no se excede el límite legal para el Al, frente a los valores máximos recogidos de 2 y 3 para el resto de lixiviados. La contaminación por As no ha sido detectada en ninguno de los casos, con lo que le corresponde un valor nulo, mientras la conductividad no alcanza el nivel establecido legalmente de 2500 $\mu\text{S}/\text{cm}$, asignándosele un valor de 1. Los niveles de sulfatos detectados ocasionan un grado de afección media (3) para los efluentes de todas las explotaciones de la cuenca.

El punto de muestreo en el cauce del río Trimpancho (M1), muestra un coeficiente global 3. Fe y Mn producen una contaminación extrema, Cd grave y Cu, Pb, Ni y sulfatos, media.

En la subcuenca del río Malagón se observan tres agrupaciones de afección para los lixiviados muestreados en las diez explotaciones (Figura 5.27).

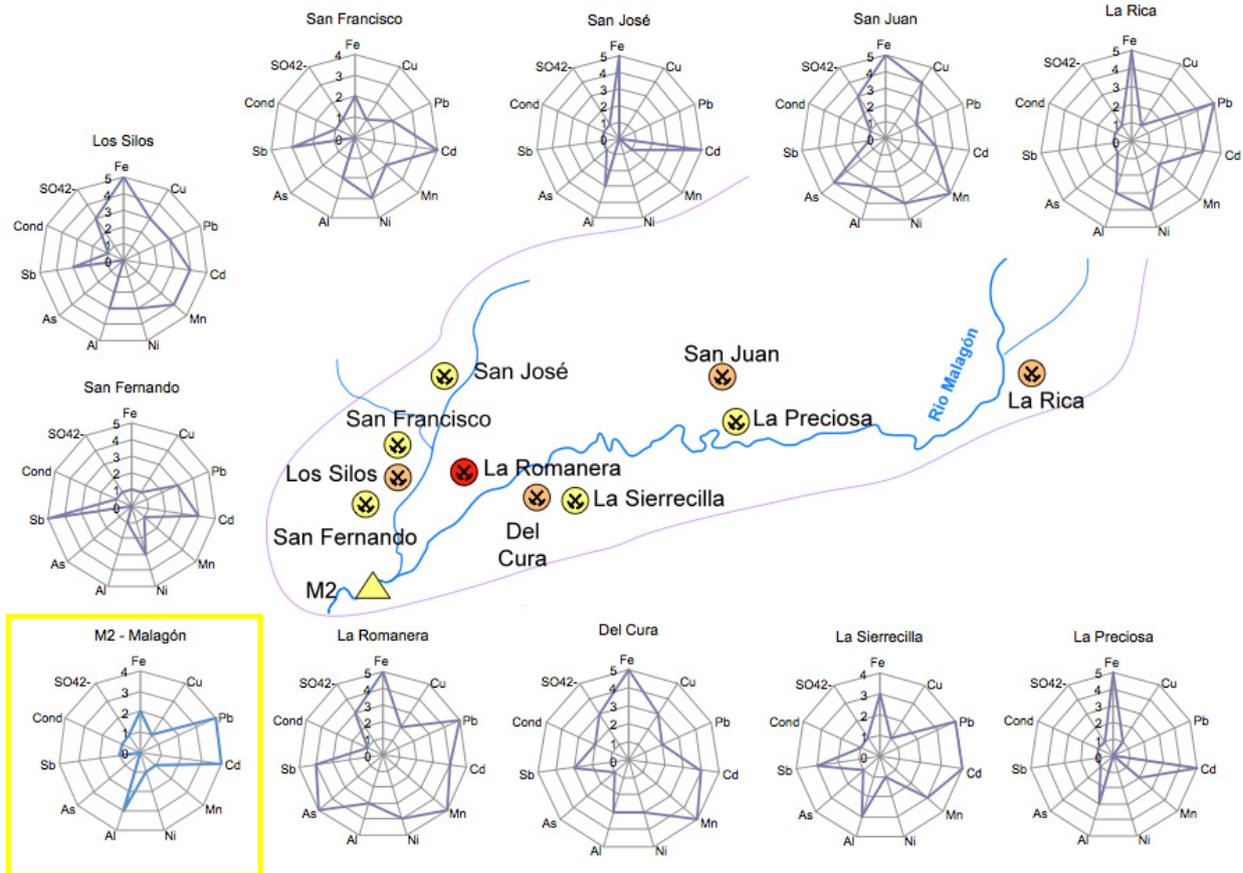


Figura 5.27. Mapa de afección de la subcuenca del Malagón basado en la Directiva 98/83/CE y el modelo de Grande (2011)

Por una parte, las minas La Preciosa, La Sierrecilla, San Fernando, San Francisco y San José, presentan diagramas radiales a los que les corresponde un grado de contaminación moderado. Únicamente, dos parámetros aparecen con grado de afección graves o extremos, generalmente, Fe o Cd, y el resto, moderados o leves en su mayoría.

Una segunda agrupación, está formada por las explotaciones restantes, con un número mayor de parámetros contaminantes y grado de contaminación global medio (3). En ellas, los metales Fe, Pb, Cd, Mn o Ni alcanzan valores de 4 o 5, seguidos del Al, cuyo máximo es de 3. Salvo en San Juan, donde las concentraciones de As encontradas provocarían una grave contaminación, las demás minas no superan los límites legales. El resto de parámetros analizados se hallan entre valores de 3 y 0.

Por último, el efluente analizado en la mina La Romanera provoca una contaminación global grave. A todos los metales encontrados se les asignan niveles graves o extremos, excepto a Al y Sb, con medio y leve, respectivamente.

En el muestreo realizado aguas abajo de las explotaciones (M2), se ha determinado una contaminación global moderada (2), en la que Pb y Cd provocan afección grave, seguidos de Al, con media y Fe, con moderada.

La Figura 5.28 presenta los diagramas radiales de contaminación para los efluentes muestreados en la cuenca del río Cobica.

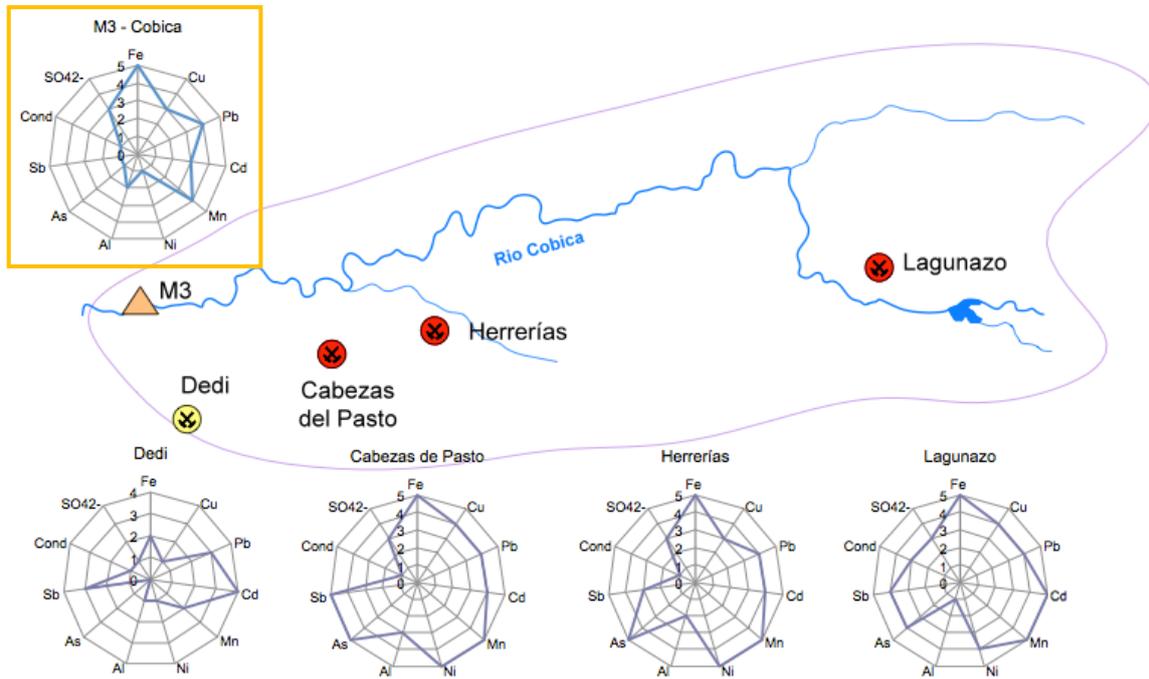


Figura 5.28. Mapa de afección de la subcuenca del Cobica basado en la Directiva 98/83/CE y el modelo de Grande (2011)

Según se observa en la Figura 5.28, para la subcuenca del Cobica, Lagunazo, Herrerías y Cabezas del Pasto poseen coeficientes medios de contaminación de 4. Presentan para el Fe, Pb, Cd, Mn, Ni y As los más altos valores (4 y 5). Cu y Sb oscilan entre 3 y 5, mientras que el valor máximo para el Al, conductividad y sulfatos es de 3.

La mina Dedi muestra una afección global leve (2), en la que el Cd, con valor 4, es el metal que más sobrepasa los valores permitidos legales.

Los resultados obtenidos del análisis del río Cobica revelan contaminación media (3), con niveles extremos para Fe, graves para Pb y Mn, y medios para Cu y Cd.

En la Figura 5.29 quedan representados los grados de afección de los efluentes analizados en las explotaciones localizadas en la subcuenca del río Meca.

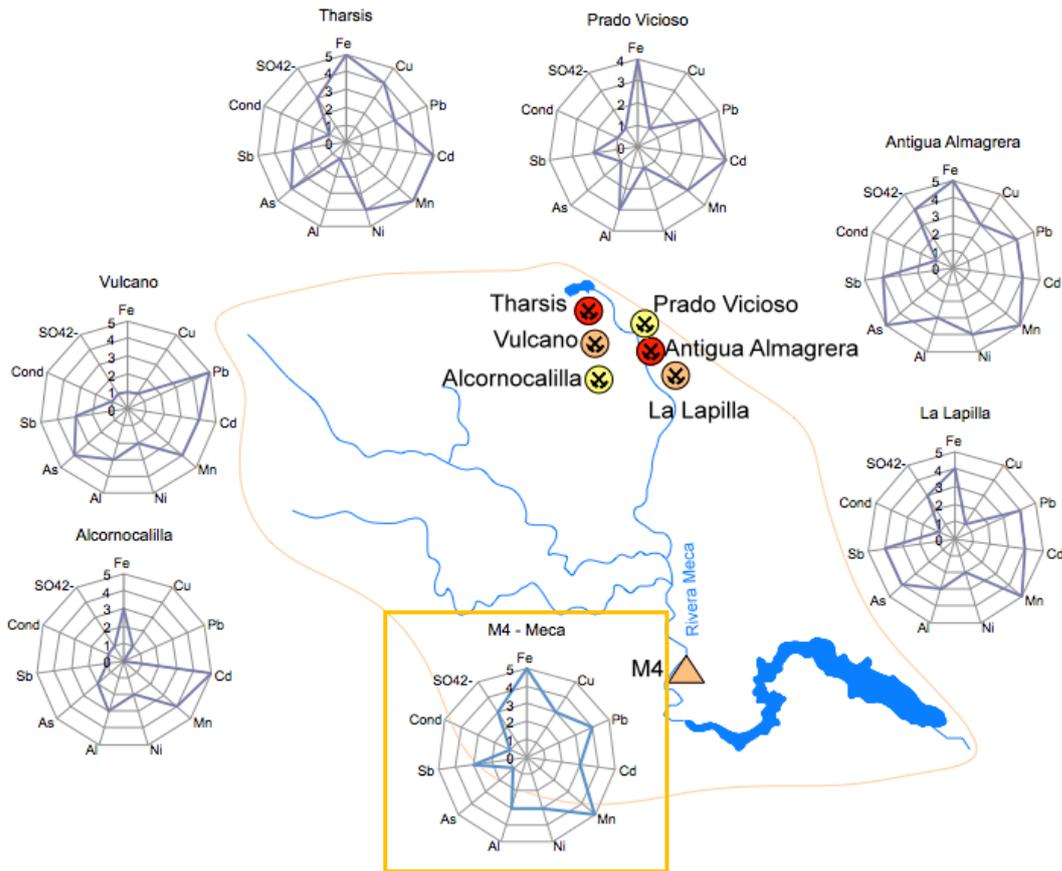


Figura 5.29. Mapa de afección de la subcuenca del Meca basado en la Directiva 98/83/CE y el modelo de Grande (2011)

Las 6 explotaciones presentan los siguientes coeficientes de contaminación global para los lixiviados analizados: Antigua Almagrera (4), Tharsis (4) > La Lapilla (3), Vulcano (3) > Prado Vicioso (2), Alcornocalilla (2).

Para los casos con niveles de afección grave (4), los valores paramétricos registrados oscilan entre 3 y 5, excepto el Al en Tharsis, y la conductividad en ambas, los cuales no exceden el valor legal permitido.

En las minas de efluentes con contaminación global media (3), son el Fe, Cd, Mn y As, los elementos que presentan los valores máximos, variando entre 4 y 5.

En los lixiviados con afección moderada (2), el Cd, en ambas, el Mn en Alcornocalilla, y el Fe en Prado Vicioso, alcanzan coeficientes de 4 y 5.

En el análisis realizado en el río de Meca (M4), se ha detectado contaminación extrema de Fe y Mn, grave de Pb y media de los restantes parámetros, salvo As y conductividad, que no han superado los valores permitidos por la Directiva 98/83/CE. El grado medio obtenido para este punto es de 3.

Mediante la Figura 5.30, se presentan los niveles de contaminación de los lixiviados muestreados en la subcuenca del río Oraque.

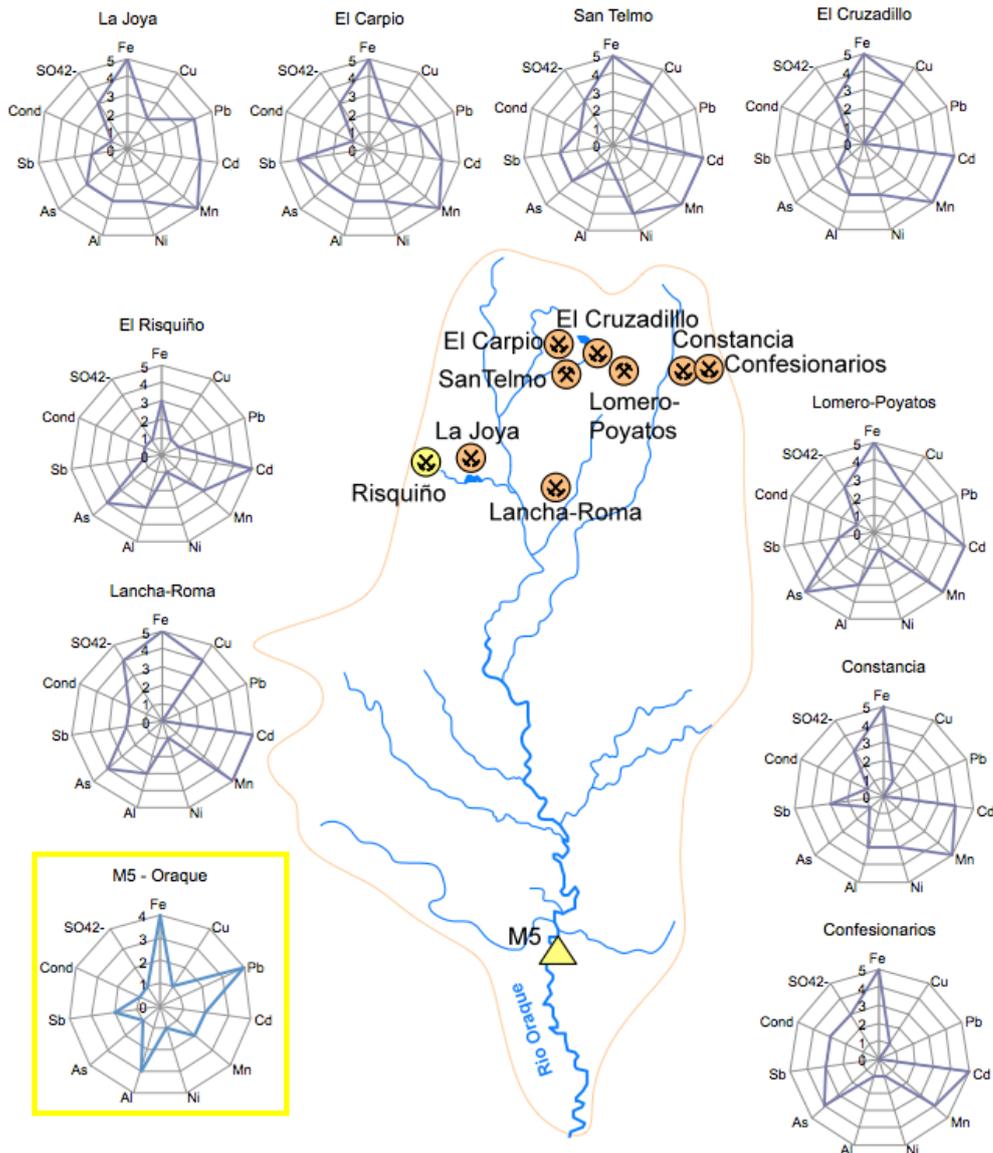


Figura 5.30. Mapa de afectación de la subcuenca del Oraque basado en la Directiva 98/83/CE y el modelo de Grande (2011)

En la subcuenca del río Oraque, únicamente la mina El Risquiño presenta un grado de afectación global moderado, cuyos valores máximos de contaminación aparecen para Cd (5) y As (4).

Las demás explotaciones, muestran lixiviados ácidos que provocarían una contaminación media de grado 3. Los metales Fe, Cd y Mn marcan valores de 4 o 5 en todas, mientras el resto de parámetros oscila entre 0 y 4 según los efluentes.

Al punto muestreado en el río Oraque (M5), le corresponde un nivel global de contaminación moderada, aunque Fe y Pb, alcancen el valor de 4, seguidos por Al con 3. Cd, Mn y Sb suponen afectación moderada (2), frente a la leve, asociada a los restantes.

Según se observa en la Figura 5.31, los efluentes analizados en la cuenca del Olivargas se caracterizan por un grado de afectación entre grave y moderado.

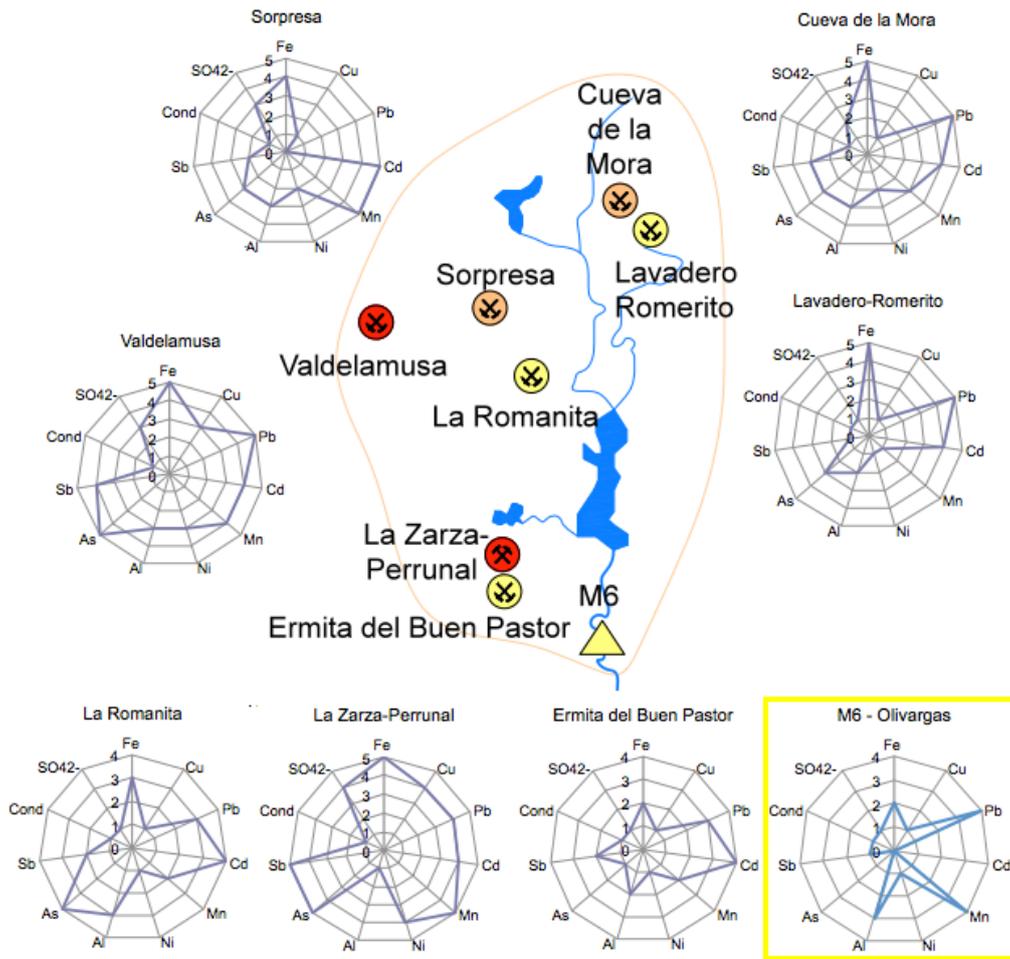


Figura 5.31. Mapa de afección de la subcuenca del Olivargas basado en la Directiva 98/83/CE y el modelo de Grande (2011)

Los lixiviados muestreados en el grupo La Zarza-Perrunal y Valdellamusa tienen en común una afección extrema o grave por Fe, Pb, Cd, Mn, As y Sb; y leve por conductividad, obteniendo un coeficiente global de 4.

En Cueva de la Mora y Sorpresa, con niveles equivalentes de afección global, se presentan valores extremos o graves para Fe y Cd, en ambas, Pb (5) en Cueva de la Mora y Mn (5) en Sorpresa.

Los efluentes con contaminación leve revelan en todas las explotaciones una contaminación grave por Cd, además de por As en La Romanita, y extrema por Fe y Pb en Lavadero Romerito.

Los análisis realizados en el río Olivargas (M6) han resultado en contaminación grave por Pb y Mn, media por Al, moderada por Fe y leve por los parámetros restantes, excepto As y Cd que no han sobrepasado los niveles permitidos por la legislación.

Las numerosas explotaciones localizadas a lo largo del río Odiel, a nivel de subcuenca, vierten lixiviados ácidos durante la época de lluvias, cuya carga metálica produciría una contaminación global desde media a extrema (Figura 5.32).

La mina Concepción junto con Poderosa, Almagrera y Sotiel Coronada, presentan los mayores niveles de contaminación, con grado global grave (4). La parte Oeste del Grupo Minero Riotinto, aunque no se refleja en el mapa, vierte sus lixiviados ácidos al Odiel, por lo que en la Figura 5.32 se recoge el diagrama radial del muestreo llevado a cabo en esta zona, al que le corresponde igualmente un coeficiente global de 4. Todas estas explotaciones presentan efluentes con concentraciones que superan al menos 10 veces los límites establecidos por la Directiva 98/83/CE, para los elementos Fe, Cu, Pb, Cd, Mn, Ni y As, provocando afecciones de grado 4 y 5, excepto para Concepción, con Cu y Ni inferiores. El resto de parámetros alcanzan mínimos de 3 en todos los casos, salvo la conductividad en Concepción, Almagrera y Sotiel, Ni en Concepción y As y Sb en Riotinto, cuyos valores no han excedido el límite legal.

Las restantes explotaciones muestran grados de contaminación media (3), excepto El Soldado, La Majada, Castillo del Buitrón, los Cibeles y Cruz Infante, cuyo valor global es 2.

Aguas abajo de todos los focos emisores, se ha muestreado un punto del cauce en el río Odiel (M7), obteniéndose un nivel global de afección media. La carga metálica analizada, supone una contaminación extrema para el Mn, grave para el Pb y media para el Fe, Cd, y Sb, siendo moderada o leve para los demás.

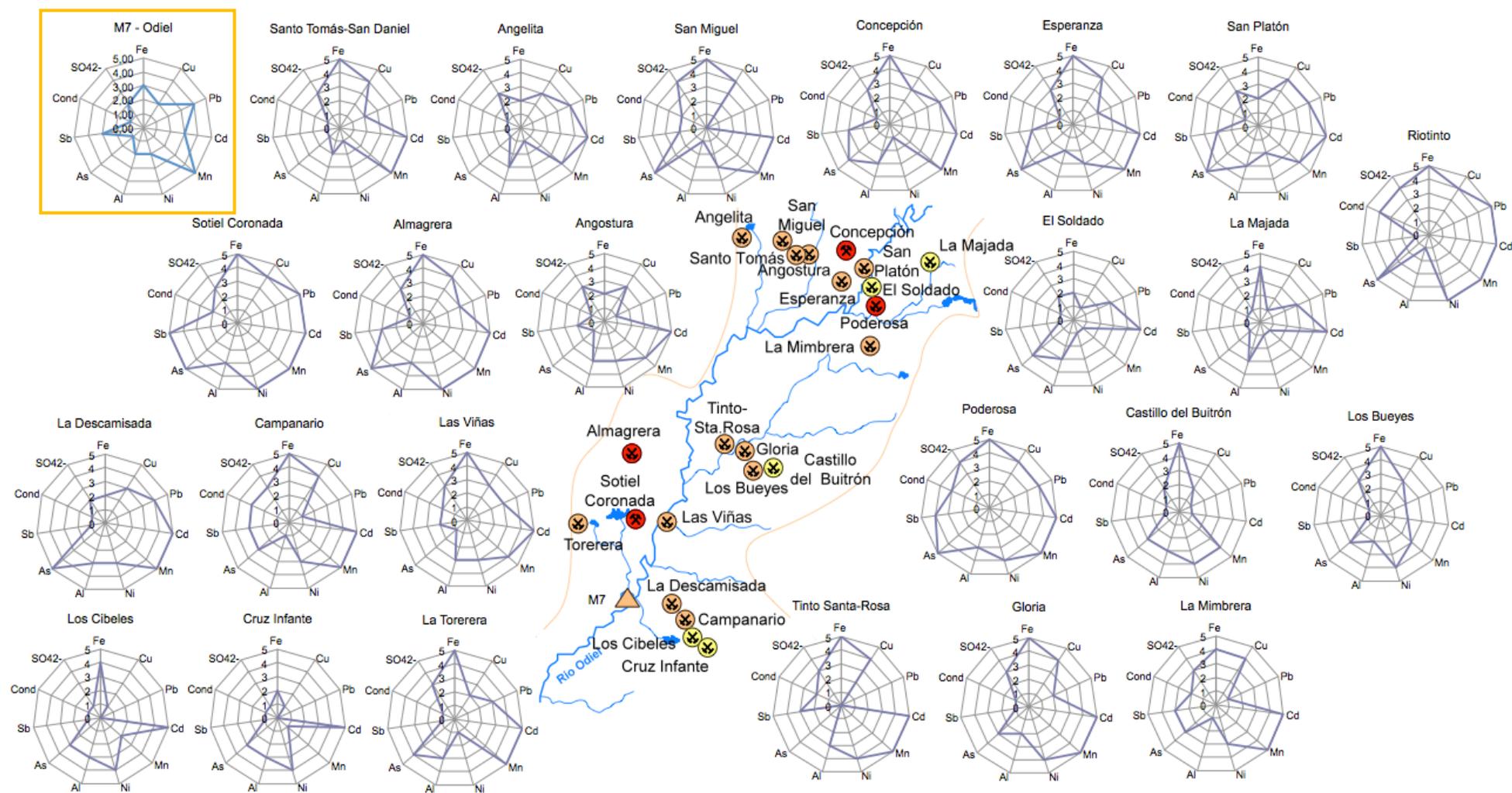


Figura 5.32. Mapa de afección de la subcuenca del Odiel basado en la Directiva 98/83/CE y el modelo de Grande (2011)

La Figura 5.33 representa los resultados obtenidos para las explotaciones ubicadas en la cuenca del río Tinto.

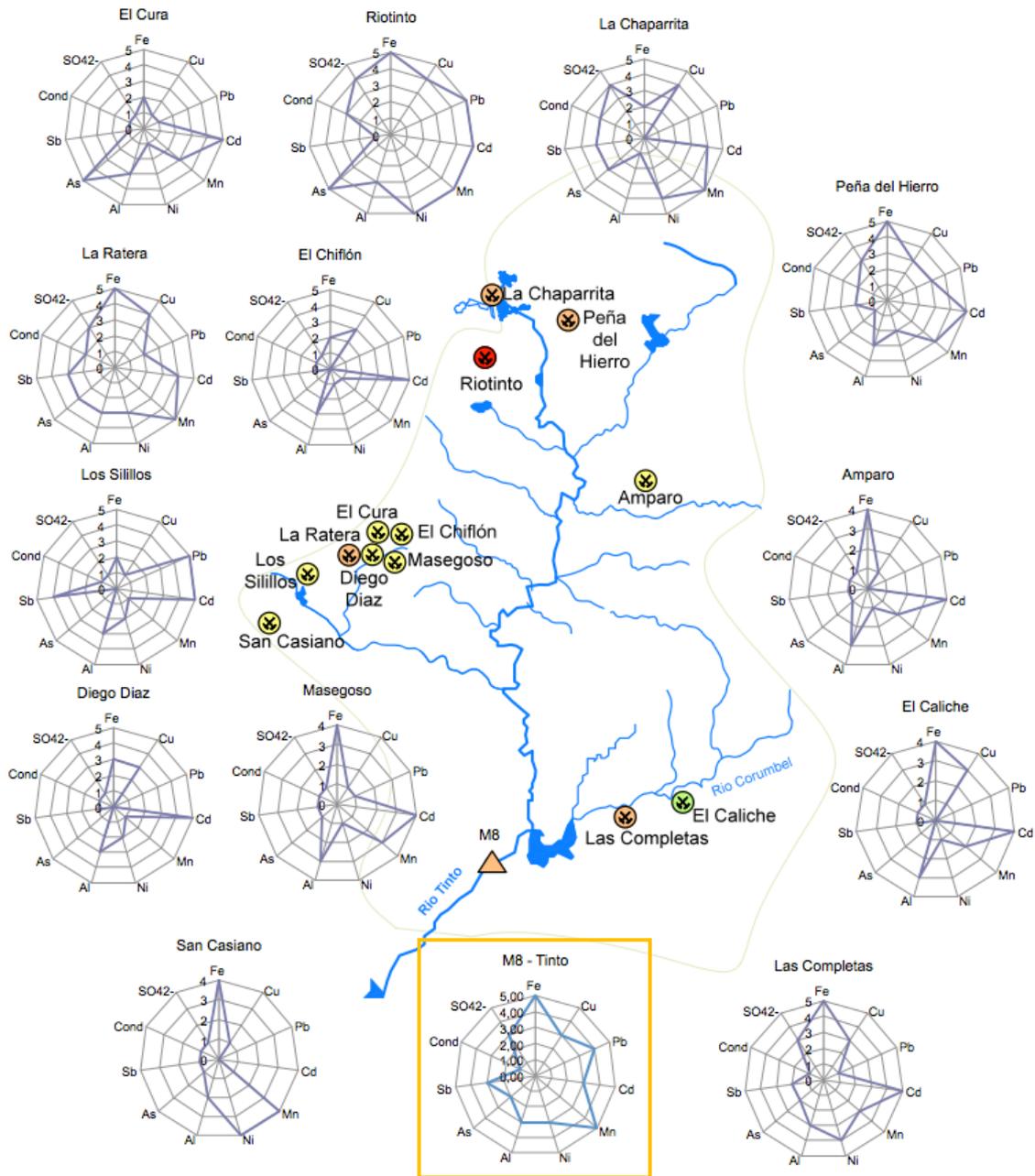


Figura 5.33. Mapa de afectación de la cuenca del Tinto basado en la Directiva 98/83/CE y el modelo de Grande (2011)

De las 13 explotaciones localizadas en la cuenca del río Tinto, 8 de ellas vierten lixiviados con una contaminación global moderada (2), en las que Fe y Cd son los metales que más frecuentemente alcanzan los valores máximos de 4 o 5.

El grupo minero Riotinto es el único con un factor global de afectación de 4, para lo que contribuyen los metales Fe, Cu, Pb, Cd, Mn y Ni, los cuales exceden en más de 50 veces los valores permitidos legalmente, correspondientes al valor 5. Los sulfatos y As presentan

rango 4 y la conductividad 3, frente a Al y Sb, los cuales no sobrepasan los límites establecidos.

Los efluentes muestreados en La Chaparrita, Las Completas, La Ratera y Peña del Hierro, recogen un coeficiente global de 3. Salvo el Cd, con valor de 4 o 5 en todas, los parámetros restantes se dispersan entre 0 y 5.

El análisis realizado en el río Tinto (M8), recoge valores de contaminación extrema para Fe y Mn y grave para el Pb. El resto de parámetros marca afección media o moderada, a excepción de la conductividad que no excede el rango legal, obteniéndose un coeficiente global para dicho punto de 3.

La Figura 5.34 presenta los diagramas radiales de contaminación para la cuenca del Guadiamar.

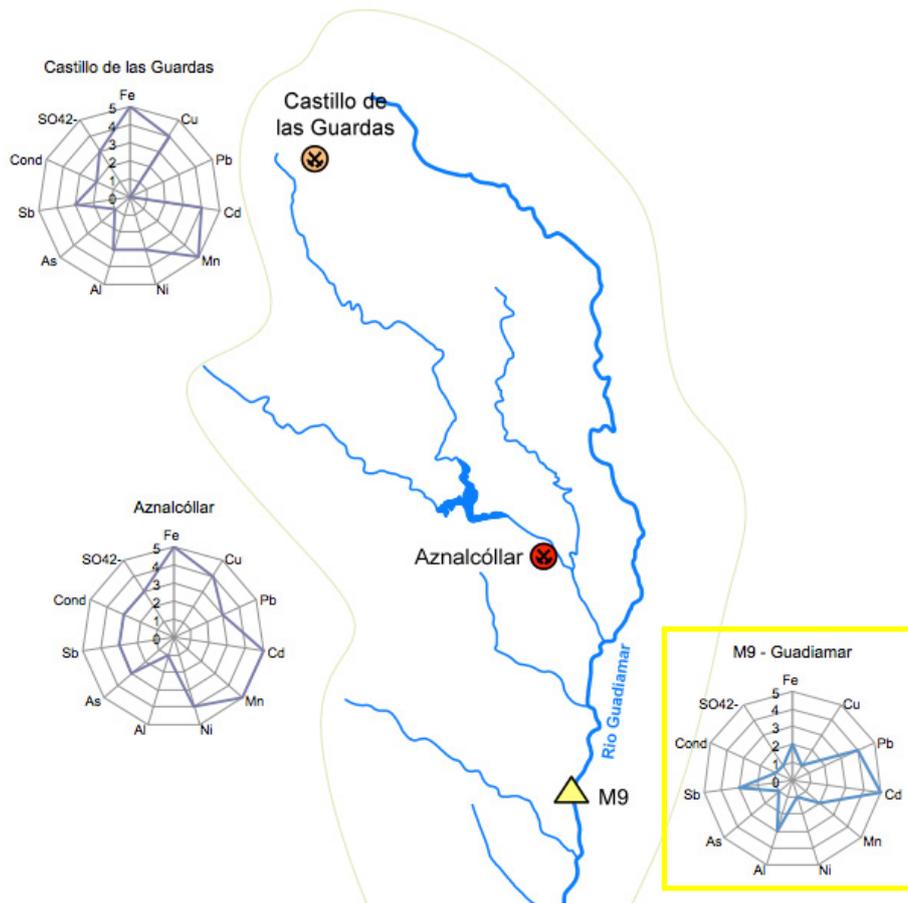


Figura 5.34. Mapa de afección de la Cuenca del Guadiamar basado en la Directiva 98/83/CE y el modelo de Grande (2011)

En esta cuenca se detectan lixiviados con niveles globales de afección medios y graves. Ambas explotaciones están caracterizadas por coeficientes de 4 o 5 para las concentraciones de Fe, Cu, Cd y Mn. Los restantes parámetros analizados en Aznalcóllar marcan un grado de contaminación medio (3), excepto el Al, que es leve (1). En el Castillo de las Guardas no ha sido detectado afección para el Pb y el resto varía entre 0 y 3.

El punto muestreado en el río Guadiamar (M9), de afección global moderada, presenta el siguiente orden de contaminaciones: Cd (5) > Pb (4) > Al (3), Sb (3) > Fe (2), y los parámetros restantes, únicamente valor 1.

Los diagramas radiales obtenidos para la totalidad de la FPI ponen en evidencia la diversidad de situaciones en los que respecta al grado de contaminación minera. A los efluentes muestreados corresponden distintos grados de contaminación según los parámetros considerados.

En particular, para analizar los parámetros regulados por la legislación ambiental (Directiva 98/83/CE, R.D.140/2003 y sus modificaciones), se examina el porcentaje de lixiviados mineros cuyos parámetros exceden los límites establecidos. Según la Figura 5.35, se observa que el 98% supera el valor permitido para Fe y Cd, seguido por Mn con el 89%, Al con el 82% y Ni con el 72%. El resto de parámetros es superado por un porcentaje de efluentes entre 60 y 68%, salvo la conductividad que únicamente es alcanzada por el 23% de los efluentes.

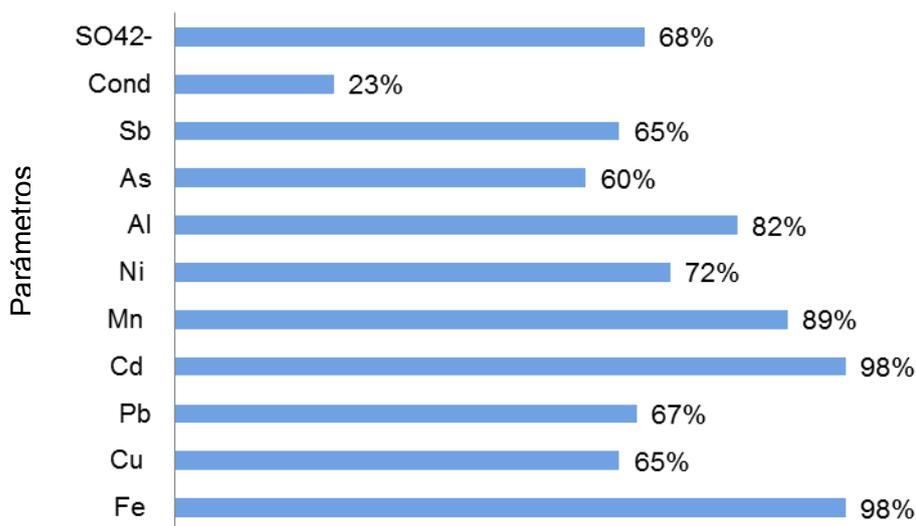


Figura 5.35. Porcentaje de lixiviados mineros que excede los límites legales a nivel de toda la FPI

Aplicando la clasificación establecida en el modelo de Grande (2011), se han contabilizado para toda la FPI los casos en que se alcanza cada uno de los niveles de contaminación asignados a cada parámetro (Figura 5.36).

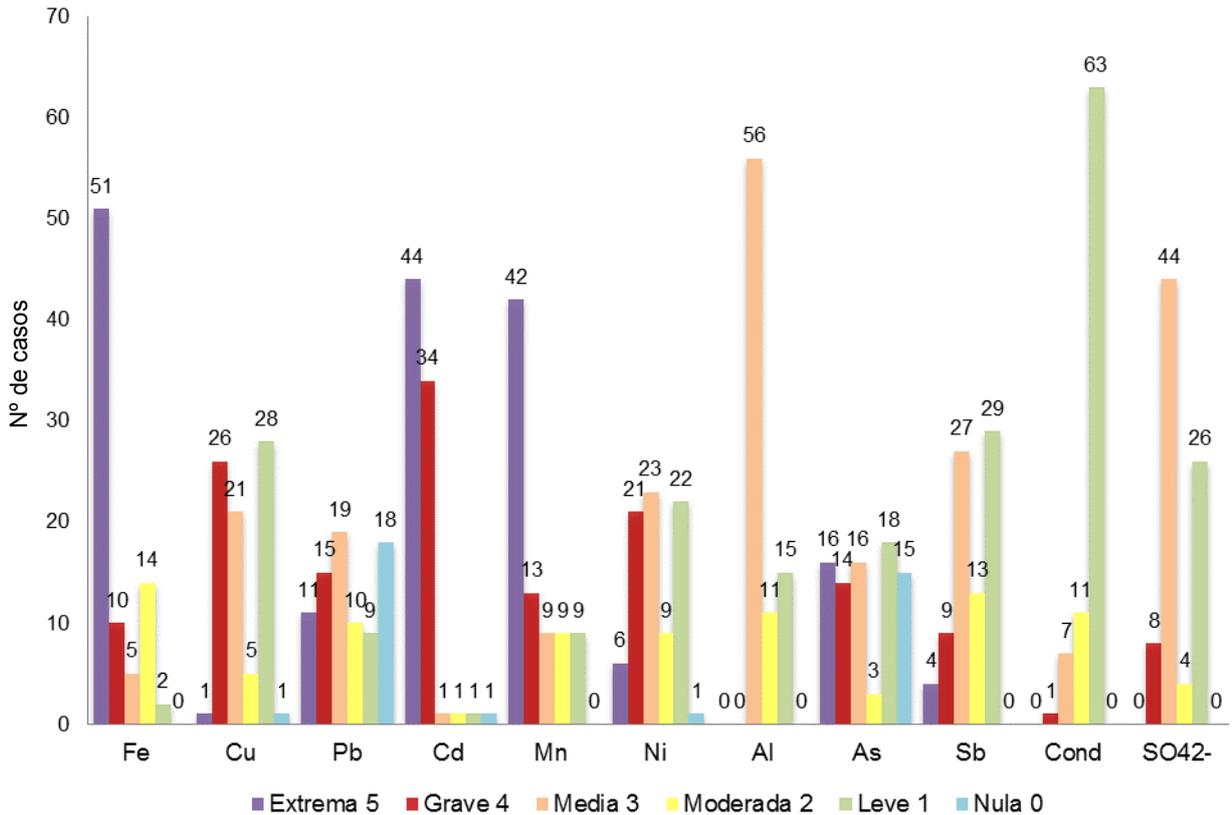


Figura 5.36. Grado de afección para lixiviados mineros con base en el modelo de Grande (2011)

El Fe es el parámetro que más frecuentemente produce una contaminación extrema (51), seguido por Cd (44) y Mn (42). Esta secuencia se manifestaba igualmente en la gráfica 5.35, lo que indica que además de ser en los parámetros que más exceden los límites de la Directiva 98/83/C y el R.D.140/2003, lo hacen con concentraciones muy elevadas, por encima de 50 veces el máximo permitido. El Al, uno de los elementos que en mayor número de ocasiones sobrepasa los límites, es el único metal por el que no se muestran signos de afección extrema o grave, siendo la mayoría de nivel medio. Cu y Sb recogen el mismo número de ocasiones (28-29) en los que no se alcanzan los niveles legales. Para el Pb y el As se observa que, aproximadamente, en un 20% de lixiviados no se detecta la presencia de estos elementos, siendo nula, por tanto, la contaminación provocada por ellos. Los sulfatos originan contaminación de tipo media en la mayoría de los muestreos, mientras que en 63 efluentes, equivalentes al 77%, no se revela ninguna clase de afección por conductividad.

Al igual que se ha realizado para los lixiviados procedentes de escombreras, se empleó el modelo de Grande (2011) y se contabilizaron los cauces según el grado de afección presentado para cada parámetro (Figura 5.37).

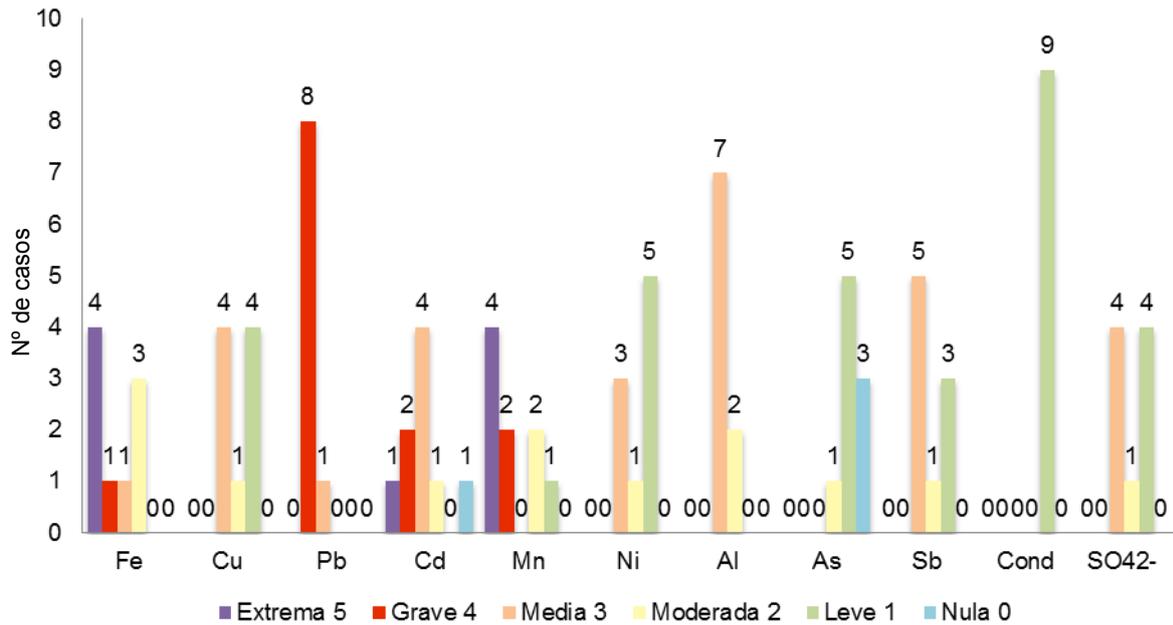


Figura 5.37. Grado de afección para cauces fluviales con base en el modelo de Grande (2011)

En relación con la concentración metálica, para el Fe se muestra una contaminación extrema en cuatro de los efluentes muestreados correspondientes a las cuencas del Trimpancho, Cobica, Meca y Tinto, y en ninguno de los casos se obtienen resultados nulos o leves. El Cu presenta los valores máximos en las mismas cuencas más afectadas por el Fe, pero de grado 3, correspondientes a una afección media. Todos los cauces fluviales aparecen afectados con contaminación grave por Pb, excepto Trimpancho con 3. El Cd alcanza el máximo de 5 en la cuenca del Guadiamar, mientras que no es detectado en la cuenca del Olivargas. En 6 de los efluentes, se muestran signos de contaminación extrema o alta por Mn, excepto en Oraque y Guadiamar con moderada, y Malagón con leve. En 5 de los cursos fluviales no se han excedido los valores máximos permitidos para el Ni, por lo que la afección originada por este metal es leve. El Al produce en todos los casos contaminaciones de grado medio o moderado, al contrario que el As, el cual únicamente ha superado el límite en un punto muestreado, relativo al río Tinto. Para 3 de las cuencas, no se manifiestan muestras de afección por Sb.

La conductividad no supera los valores permitidos en ninguno de los cauces estudiados, mientras que para sulfatos lo hacen solo en 4 cuencas y las restantes alcanzan valores máximos de 3.

Si se comparan los gráficos obtenidos en las figuras 5.36 y 5.37, puede observarse como en general, los valores de afección detectados en los cauces fluviales son menores que en los lixiviados mineros, a causa de la disminución de la contaminación en el agua al alejarse de las explotaciones mineras, como se ha comentado anteriormente. El Al y la conductividad presentan valores similares en ambas figuras.

Los metales que en mayor número de lixiviados mineros originan una contaminación extrema son Fe, Cd y Mn, y los únicos que en los cursos muestreados aparecen con el mismo nivel de afección, aunque en distinto orden y proporción. Además de Fe, proveniente de la pirita y marcasita, como sulfuros más comunes en la FPI, existen otros minerales asociados a estos, al no poseer ningún sulfuro una composición química ideal. Es el caso del Cd, que a causa de la gran afinidad que tiene con el azufre, aparece como impureza incorporado a su red cristalina. La presencia de Mn se debe a que los yacimientos de sulfuros van asociados a la serie manganesífera, de forma que una vez que se produce AMD, se disuelve el Mn.

Asimismo, se advierte que en el caso del Pb, donde en un 33% de los lixiviados analizados no se excedían los límites establecidos por la legislación, en 8 de los cauces muestreados se detecta contaminación grave por este metal, y media en el río restante, correspondiente a Trimpancho. Las razones se deben principalmente a la elevada movilidad del Pb, con lo que continúa aguas abajo hasta el punto donde se muestrea el cauce fluvial. Por otra parte, no en todas las explotaciones está presente la galena como integrante de la paragénesis mineral, pero en los casos en que esta aparece asociada a otros sulfuros generadores de AMD, el Pb se incorpora a la red fluvial como materia disuelta en concentraciones muy altas (siempre en un limitado número de minas). Aguas abajo, los efluentes de las distintas explotaciones convergen en los nueve puntos de muestreo considerados como final de cuenca. En este nuevo escenario, y en el marco que restringe el límite máximo tolerable por la legislación, su concentración sigue siendo muy alta, a pesar del grado de disolución sobrevenido tras la llegada de aguas de otros cauces que no transportan Pb. Este hecho no ocurriría en ambientes no afectados por AMD.

Si se comparan los valores analíticos obtenidos en cada una de las cuencas con los valores máximos permitidos para las aguas de consumo humano según la Directiva 98/83/C.E. y el R.D.140/2003 (Figura 5.38), a excepción de la conductividad, que no es superada para ninguno de los cursos fluviales, observamos que el río Tinto es el único que excede todas las concentraciones máximas permitidas por la legislación.

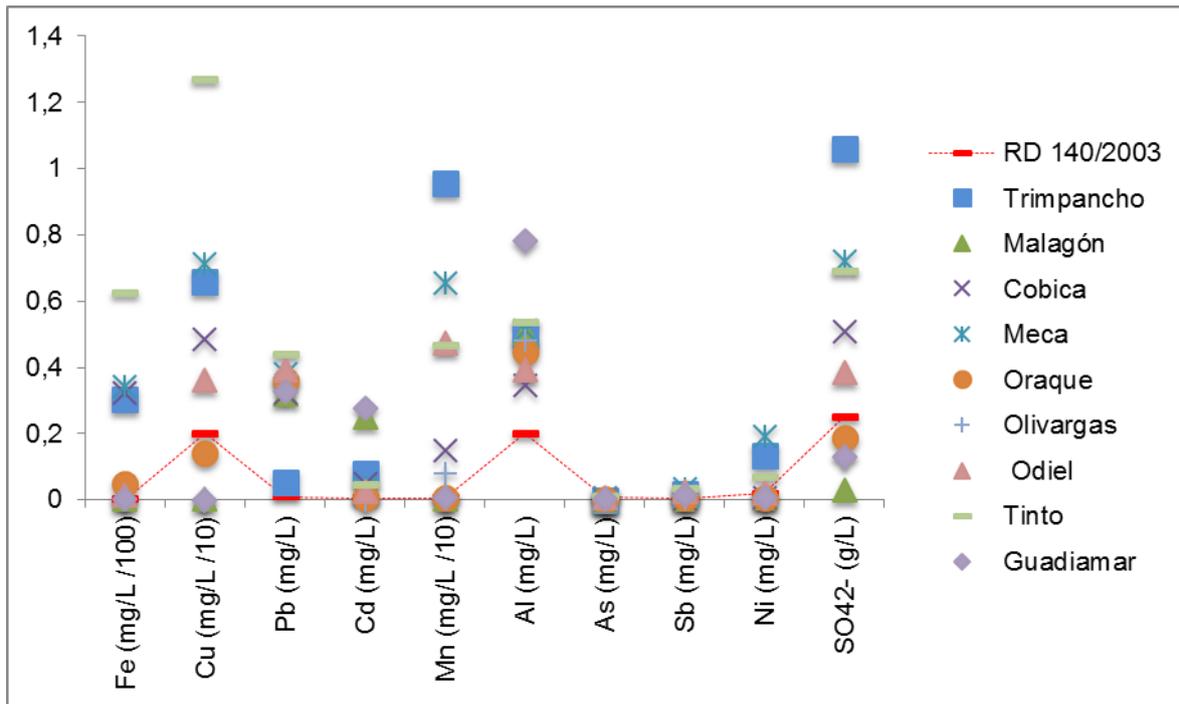


Figura 5.38. Comparación entre parámetros analizados por cuenca y los valores máximos legales permitidos para el agua de consumo humano.

Los siguientes cauces más afectados corresponden a los ríos Odiel, Meca y Trimpancho, que superan todos los límites establecidos, salvo para el As. Les sigue el río Cobica que además del As, no sobrepasa los valores máximos para Ni y Sb.

El río Oraque posee concentraciones de Fe, Pb, Cd, Mn, Al y Sb, que exceden los máximos legales para aguas de consumo humano, al igual que el Guadiamar.

Los ríos Malagón y Olivargas son los cauces que superan un menor número de parámetros, teniendo en común el Fe, Pb y Al, y variando en Cd para Malagón y Mn para Olivargas.

Por otro lado, la representación de los diagramas radiales de las figuras 5.26-5.34, permite observar como todos los efluentes mineros y los cauces receptores superan para algún parámetro los límites establecidos por la Directiva 98/83/CE, y al clasificarlo según el modelo de Grande (2011), obtiene un nivel de contaminación global mínimo de 2, que lo sitúa en moderado.

En la Figura 5.39 se ha representado una comparación de las cuencas vertientes en las que se numeran las explotaciones cuyos lixiviados de escombreras quedan clasificados según los grados de afección global definidos.

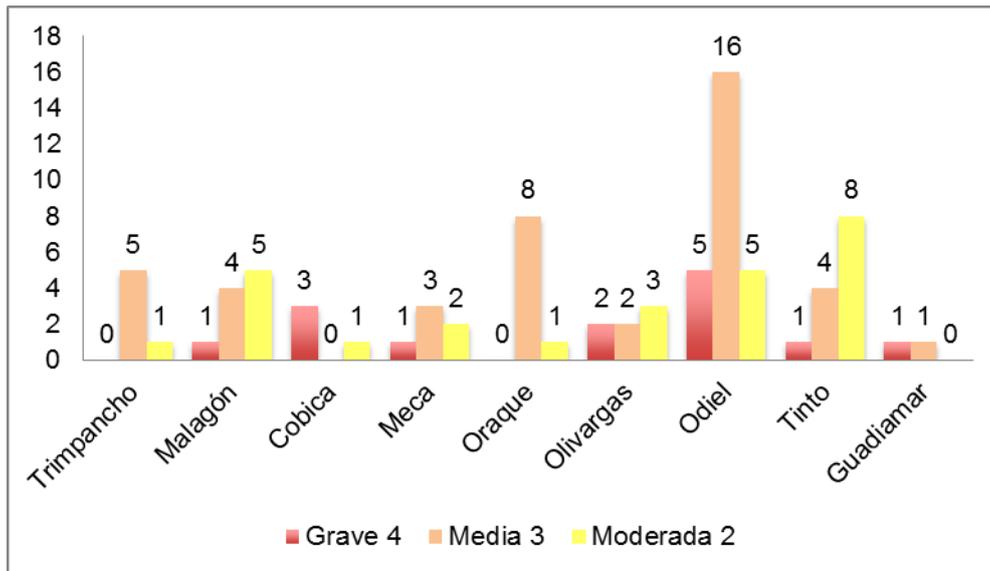


Figura 5.39. Cuantificación de efluentes mineros por cuenca vertiente según el grado de afección

En la Figura 5.39, para una mejor visualización, no se han representado los grados globales de afección extremo, leve o nulo, al no pertenecer ningún lixiviado a estos grupos.

La subcuenca del río Odiel presenta un mayor número de explotaciones donde las escombreras mineras producen lixiviados gravemente contaminados, hecho acorde con el gran número de minas que se ubican en esta zona. Sin embargo, la cuenca del Cobica, a la que únicamente pertenecen 4 explotaciones, posee 3 de ellas con emisiones de carácter grave. Por el contrario, las cuencas de Trimpancho y Oraque no muestran ningún efluente de dichas características.

Si se comparan los grados de contaminación de los lixiviados (Figura 5.39) con los de los cauces receptores representados en la Figura 5.40, puede observarse que no existe una relación directa entre ellos. Los ríos Trimpancho, Cobica, Meca, Odiel y Tinto, corresponden a cauces en los que mayor número de parámetros superan los límites legales. Muestran valores de contaminación global media, frente a los de Malagón, Oraque, Olivargas y Guadamar, que llevan asociada una afección moderada. El motivo se debe a que la contaminación de la red fluvial depende de la capacidad de contaminación de las escombreras de una explotación, por lo que, además de la afección que manifiesten las emisiones mineras también es necesario tener en cuenta otras variables como las superficies ocupadas por escombreras, las precipitaciones locales y longitudes de cursos fluviales a los que afecta. Por esta razón emerge la necesidad de definir un índice global que refleje la capacidad de contaminación por AMD (desarrollado en el apartado 5.5).

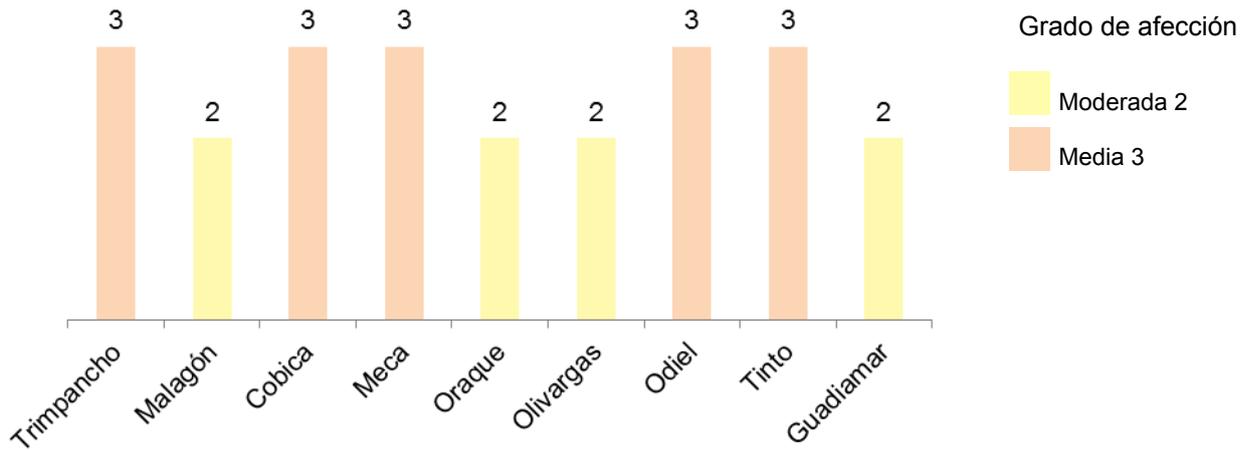


Figura 5.40. Grado de afección global de cauces

5.5 MAPA DE RIESGOS DE LA RED FLUVIAL DE LA FPI

Para completar un mapa de riesgos se entiende que sería necesaria la determinación de la carga contaminante total a nivel de cuenca como función de las precipitaciones y del caudal contaminante procedente fundamentalmente de escombreras, a una escala mucho menor de áreas mineras, y para casos concretos, de surgencias efímeras de cortas y socavones. La justificación se encuentra en el carácter endorreico de la mayoría de cortas mineras y en el balance hídrico negativo para toda la zona de estudio. En este escenario, donde la evaporación anual es mayor que la precipitación, se almacena agua procedente de las precipitaciones durante el periodo lluvioso, que se evapora en los meses de estiaje hasta alcanzar la cota de estabilización de la lámina libre de agua. En ausencia de bombeos, hecho habitual en minas clausuradas, no aparecen otros aportes hídricos que los procedentes de minados y galerías subterráneas, que frecuentemente funcionan como efluentes al fondo de corta, así como de surgencias provocadas por una porosidad de origen antrópico asociadas a voladuras y movimientos de tierras en los frentes de explotación.

5.5.1 APROXIMACIÓN AL CÁLCULO DE APORTES CONTAMINANTES

Como método de aproximación, y como paso intermedio para determinar el riesgo asociado a la existencia de una explotación minera, se han determinado los aportes contaminantes vinculados a los lixiviados procedentes de las escombreras mineras.

Para ello, en cada explotación, se han calculado las cargas totales mediante el producto de la superficie afectada por las escombreras, de las concentraciones analizadas y de las precipitaciones medias anuales. Se han tomado como precipitaciones medias anuales los datos de la estación meteorológica más cercana a la explotación de la que se tienen datos disponibles de 30 años, según la Agencia Estatal de Meteorología (AEMET).

En la Figura 5.41 se recogen las cantidades de metales, arsénico y sulfatos producidas anualmente en la subcuenca del Trimpancho, separadas para una mejor representación gráfica, en componentes mayoritarios y minoritarios.

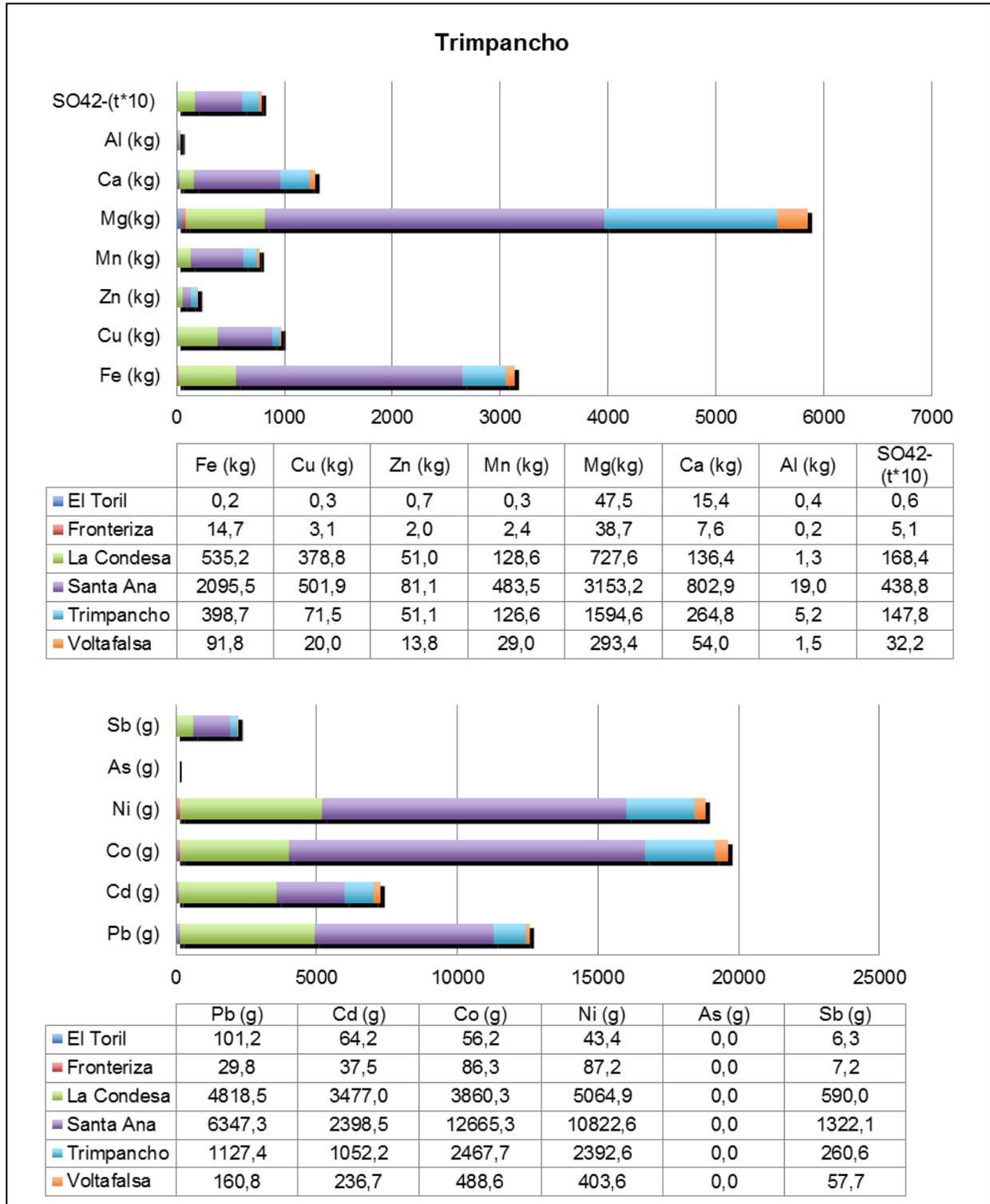


Figura 5.41. Aportes anuales de metales, arsénico y sulfatos al río Trimpancho

Las mayores cantidades de sulfatos y metales que se generan anualmente debido a la existencia de escombreras en la cuenca del Trimpancho, provienen de la mina Santa Ana, a

excepción del Cd. El máximo valor para el Cd aportado, próximo a 3,5 kg, proviene de La Condesa, donde se recogen los segundos valores más elevados para los sulfatos y metales más tóxicos. En esta última explotación, además de las escombreras se ha cuantificado la superficie de la corta, ya que emite, sólo en época de lluvias, agua de fondo de corta, al estar situada en el lecho del río Trimpancho. Con gran diferencia, El Toril y Fronteriza presentan aportes muy inferiores para los metales recogidos y sulfatos. El As generado es cero en todas las situaciones.

En este análisis, se han extraído los valores de Ca y Mg, concentrando el análisis en los elementos tóxicos.

En la Figura 5.42 se muestran los aportes contaminantes producidos en la subcuenca del Malagón. Las explotaciones ubicadas en esta subcuenca presentan variaciones considerables en las cantidades contaminantes generadas. Los valores más altos de Fe se recogen para la mina Los Silos, seguida de La Romanera. El máximo de Cu se localiza en San Juan, al igual que el Mn y los sulfatos. En La Sierrecilla se detectan las cantidades de Zn y Al más elevadas. La mina La Romanera presenta también los aportes mayores de Pb, Sb y As, este último con una muy notable diferencia. La Preciosa recoge el valor más elevado para el Cd, y San Juan, para Co y Ni.

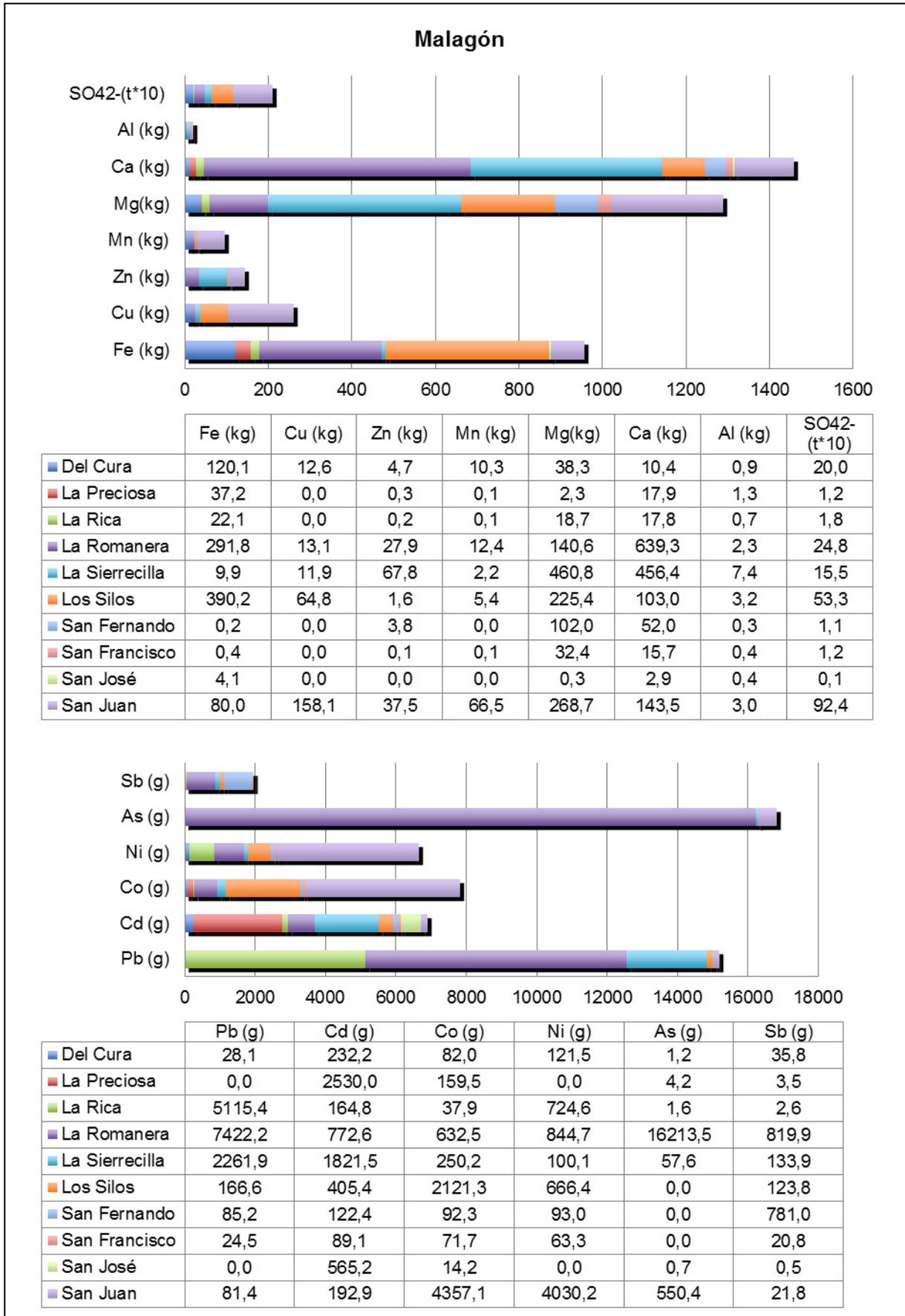


Figura 5.42. Aportes anuales de metales, arsénico y sulfatos al río Malagón

En la subcuenca del río Cobica (Figura 5.43), se observan aportes metálicos y sulfatos de magnitudes muy elevadas.

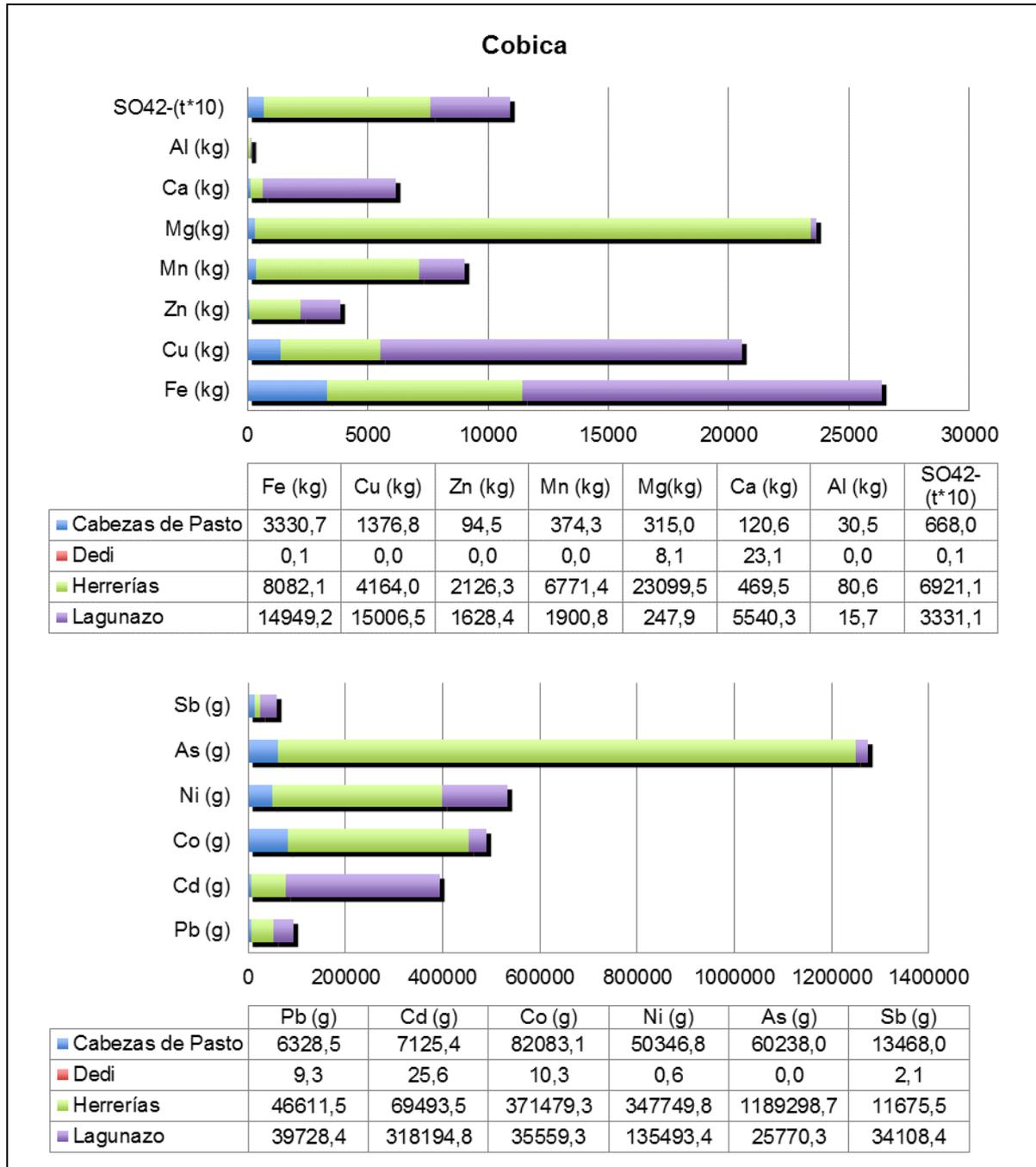


Figura 5.43. Aportes anuales de metales, arsénico y sulfatos al río Cobica

En la explotación minera Lagunazo, se recogen máximos de aproximadamente 15 t de Fe y Cu, y 5 t de Ca, y las mayores cantidades de Sb y Ni. En Herrerías se obtienen los niveles más elevados para los sulfatos (690 t), Zn y Al, y con gran diferencia con respecto a las demás, los más altos aportes de As (superior a 1 t), Ni y Co. Igualmente, lo hace para el Pb, con valor similar al de Lagunazo.

Los aportes contaminantes para el río Meca quedan expuestos en la Figura 5.44.

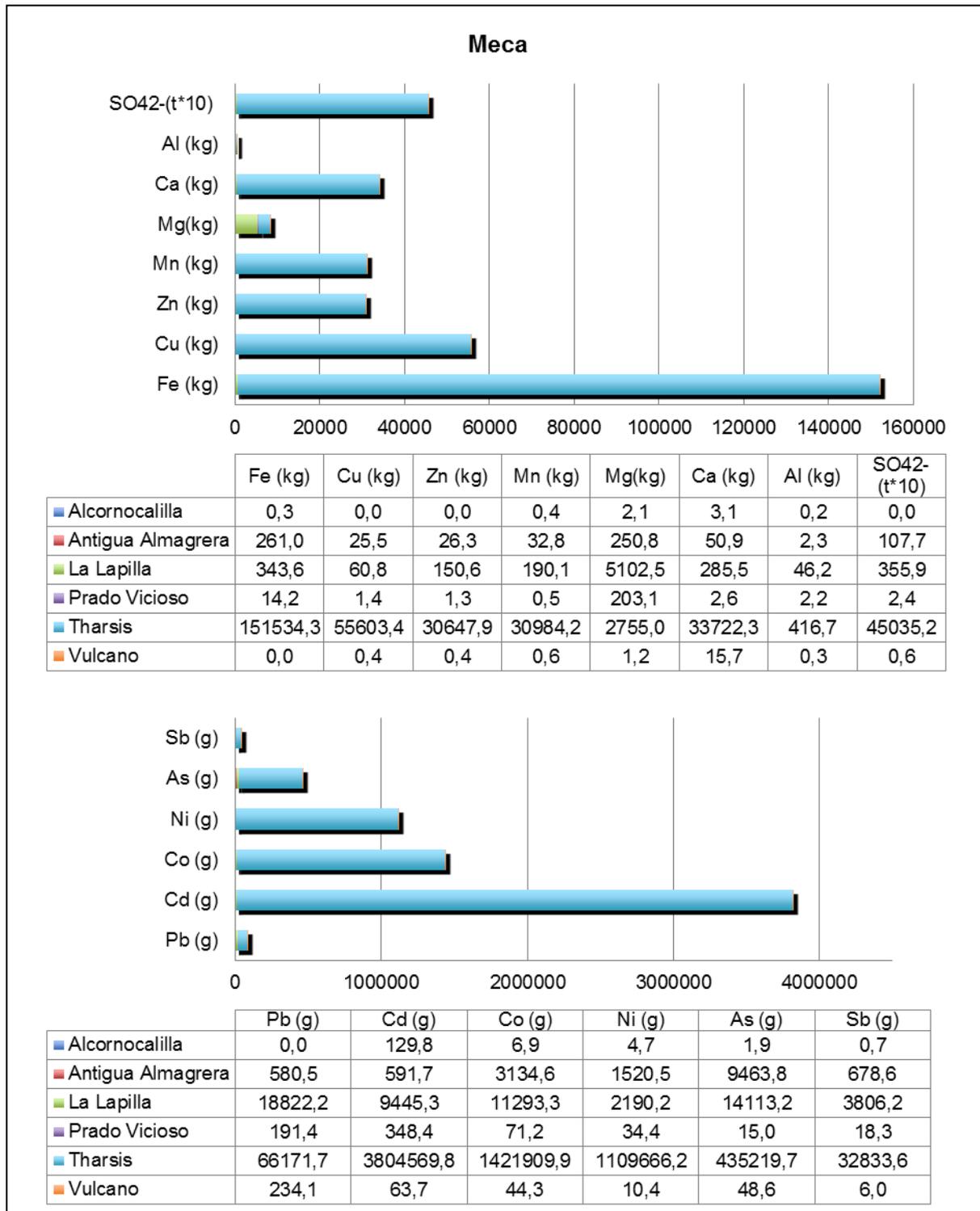


Figura 5.44. Aportes anuales de metales, arsénico y sulfatos al río Meca

Los principales aportes anuales, y prácticamente únicos, que recibe el Meca, se generan en el grupo minero Tharsis. Se obtienen valores superiores a 150 t de Fe, 55 t de Cu, 16 t de Zn, 30 t de Mn, 400 kg de Al y As, 3,8 t de Cd, 1 t de Co y Ni, y 4500 t de sulfatos.

Para el río Oraque, se observan los aportes contaminantes procedentes de las explotaciones localizadas en su cuenca vertiente, según la Figura 5.45.

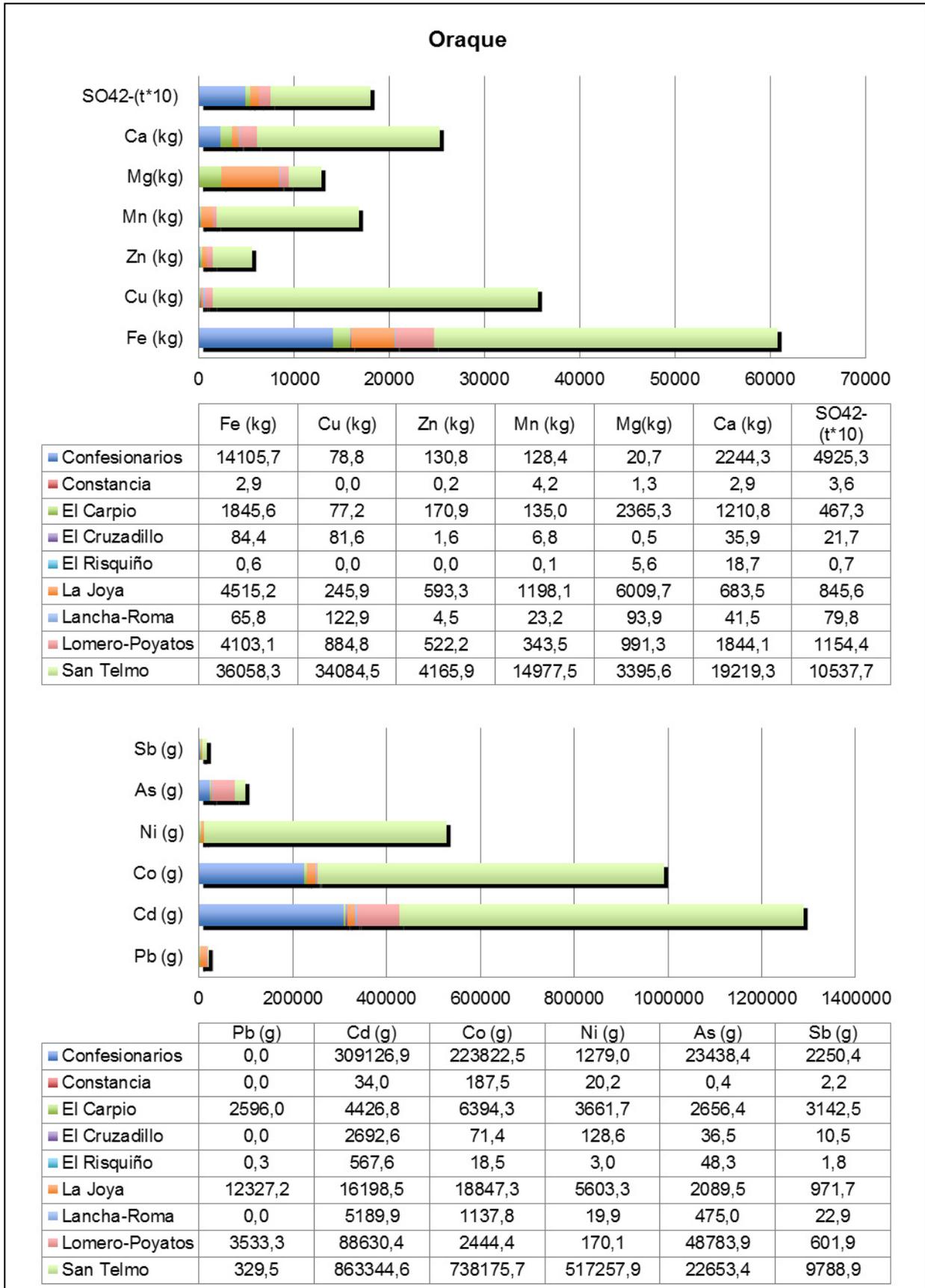


Figura 5.45. Aportes anuales de metales, arsénico y sulfatos al río Oraque

La explotación que genera anualmente mayores cantidades de contaminantes al río Oraque es San Telmo. Procedentes de sus escombreras se recogen anualmente más de 30 t de Fe y Cu, y 1000 t de sulfatos, además de la mayoría del resto de los metales. La Joya contribuye con los valores máximos de Pb (12 kg). En Lomero-Poyatos se detecta el máximo nivel para el As, con más de 48 kg.

La Figura 5.46 muestra los metales, arsénico y sulfatos generados anualmente en las explotaciones de la cuenca del río Olivargas. La explotación La Zarza presenta los mayores aportes contaminantes en esta cuenca. Proceden de esta explotación, cantidades elevadísimas, superiores a 48 t de Fe, 13 t de Cu, 3,5 t de Zn, 5 t de Mn, 2,7 t de As y 1600 t de sulfatos. Los valores más altos de Cd, Ni, Co, y Sb también corresponden a La Zarza. En Cueva de la Mora se alcanzan los máximos para 700 kg para el Pb.

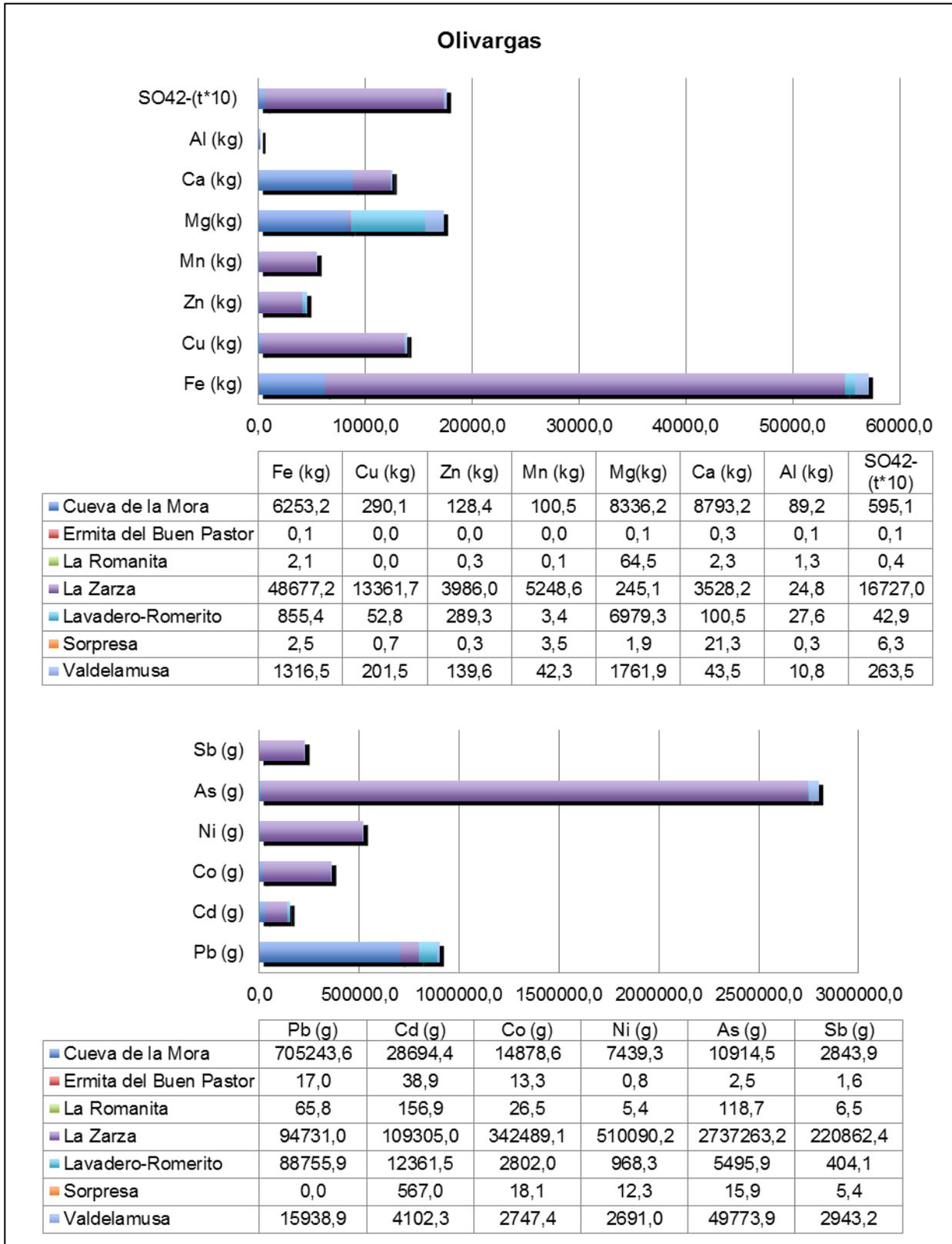
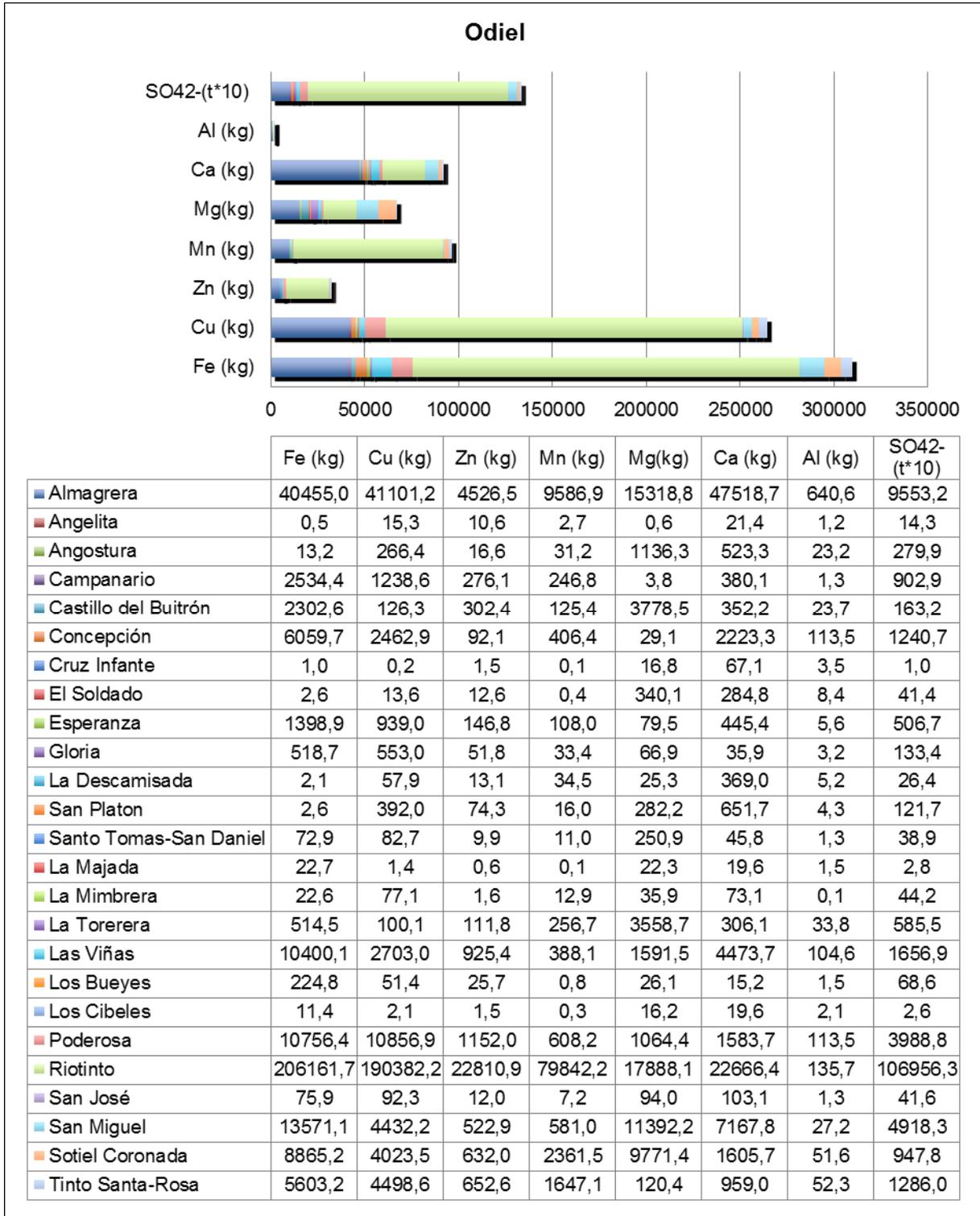


Figura 5.46. Aportes anuales de metales, arsénico y sulfatos al río Olivargas

En la Figura 5.47 se representan las cantidades de metales, arsénico y sulfatos aportados a la red fluvial del río Odiel, como subcuenca. El complejo minero Riotinto es, con diferencia, la explotación que genera una cantidad mayor de metales y sulfatos que se aportan al río Odiel. Los sulfatos producidos alcanzan el valor extraordinariamente elevado de 10600 t.

Asimismo, superando las 190 t, se encuentran el Fe y el Cu, seguidos por el Mn con 79 t, el Co (34 t) y por Zn con 20 t aproximadamente. Entre 2 y 6 t aparecen el Pb, Cd, Ni y As. Almagrera recoge las siguientes cantidades más elevadas para los sulfatos y los metales tóxicos mencionados.



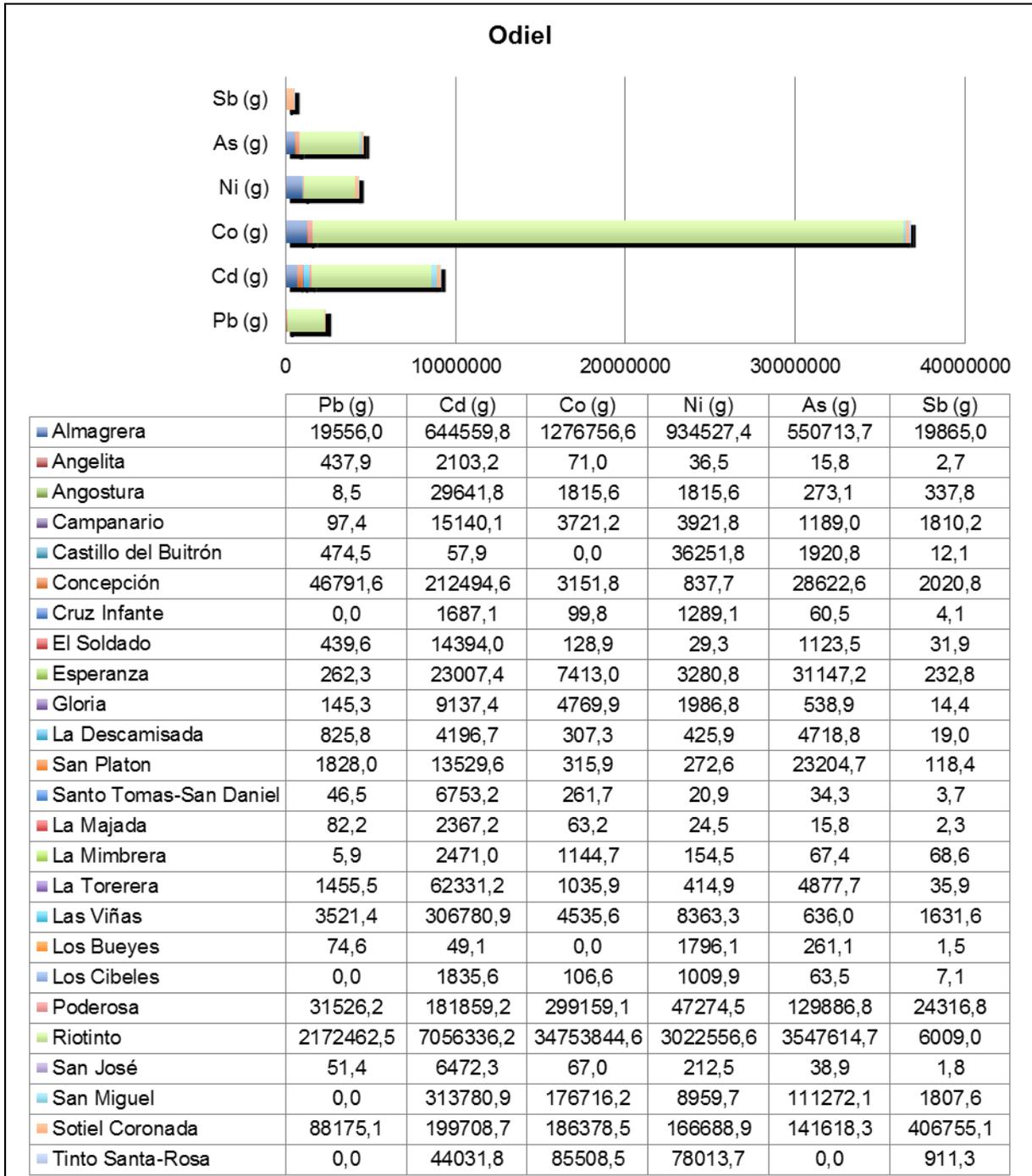


Figura 5.47. Aportes anuales de metales, arsénico y sulfatos al río Odiel

En la Figura 5.48 se presentan los aportes contaminantes anuales para la cuenca del río Tinto.

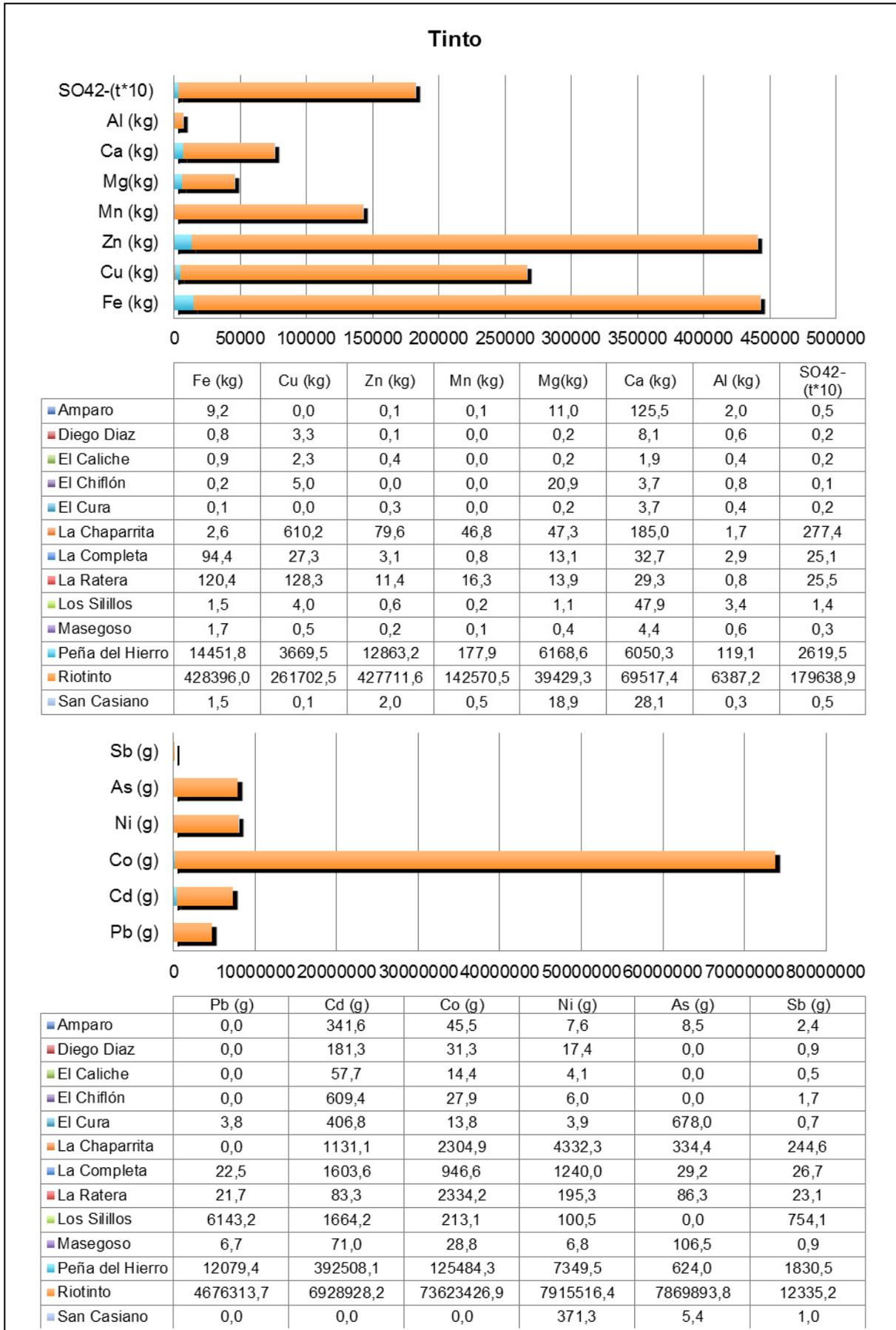


Figura 5.48. Aportes anuales de metales, arsénico y sulfatos al río Tinto

Al igual que sucede en la cuenca del Odiel, el complejo minero de Riotinto genera aportes anuales contaminantes extremadamente elevados al río Tinto. Se alcanzan valores de 18000 t para sulfatos, 428 t para Fe y 261 t para Cu. Los valores siguientes se recogen para el Zn (427 t), Mn (142 t) y Co (73 t). Se muestran cantidades para Pb, Cd y As y Ni, entre 4,6 y 8 t, e inferiores para Sb. Peña del Hierro es la siguiente explotación en aportar mayores cargas contaminantes al Tinto, aunque en órdenes de magnitud muy inferiores.

En la Figura 5.49 quedan representados los aportes anuales contaminantes procedentes de las dos explotaciones consideradas en la cuenca del Guadiamar.

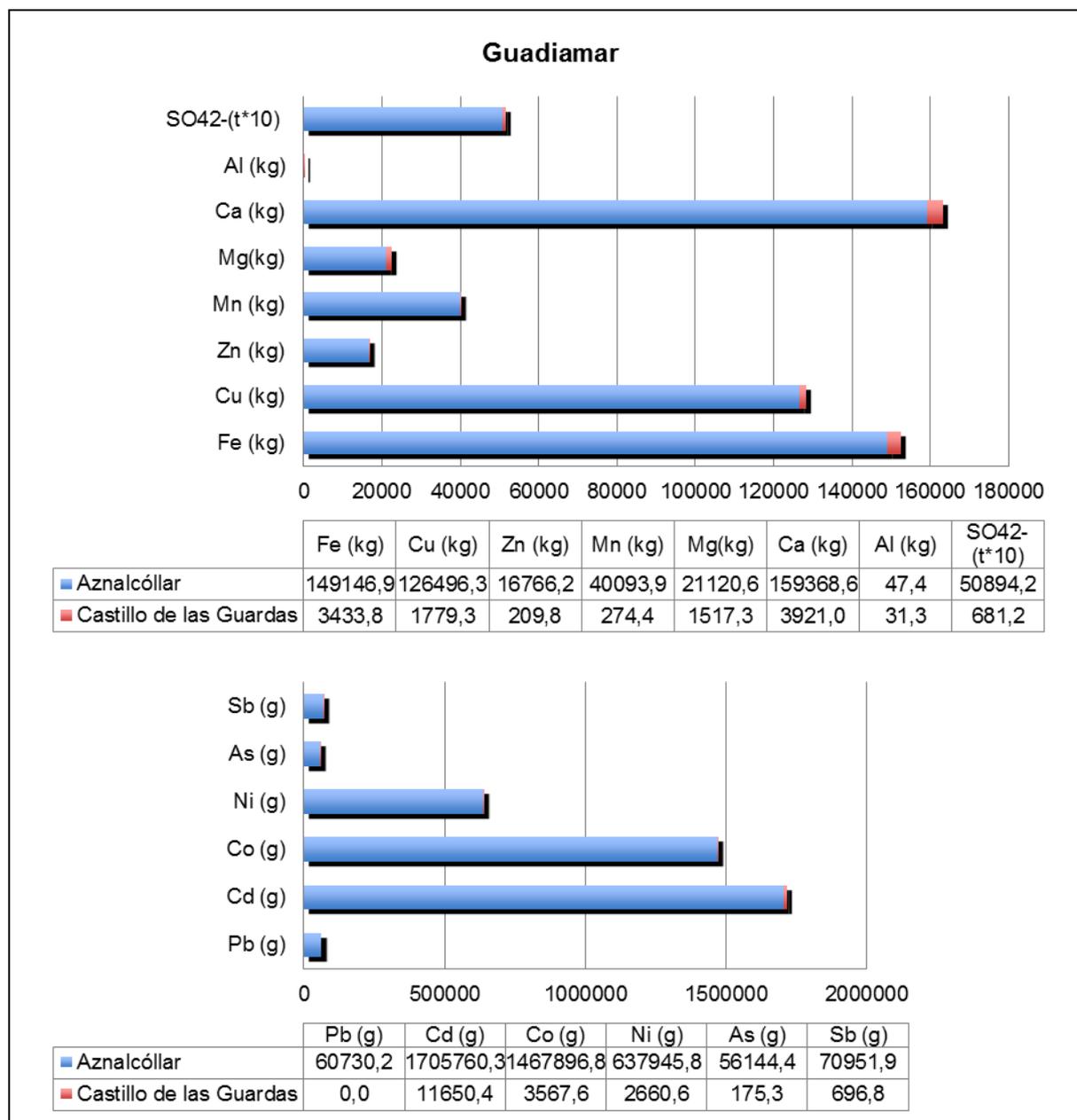


Figura 5.49. Aportes anuales de metales, arsénico y sulfatos al río Guadiamar

Las cantidades calculadas en esta cuenca, muestran valores más elevados para Aznalcóllar, con magnitudes del mismo orden, próximas a 150 t, para Fe y Cu, de 40 t para Mn, 15 t para

Zn, y de más de 1,5 t para Cd y Co. Los sulfatos superan 5000 t. El Ni alcanza los 630 kg, y Pb, As y Sb son superiores a 56 kg.

En la Figura 5.50 se representan los totales de los parámetros analizados a nivel de cuencas. La cuenca del Odiel, considerando las subcuencas de Meca, Oraque, Olivargas y Odiel, es la que presenta mayores aportes de metales y sulfatos, seguida por la del Tinto. La cuenca del Chanza recoge los valores más bajos de carga contaminante para la mayoría de elementos.

Los resultados obtenidos mediante el método aproximado de aportes, son inferiores a lo recogido en trabajos anteriores (Sáinz *et al.*, 2004), cuyos cálculos se realizaron con valores medios que incorporan series numéricas con pH próximos a 2, correspondientes a muchos días sin llover (más de 90). Estos hechos modifican sustancialmente las concentraciones metálicas, alcanzando medias más altas que las obtenidas en este trabajo.

Las cargas de sulfatos, hierro y cobre son 1,3 veces mayor en la cuenca del Odiel respecto a la Tinto, discretamente inferior a lo propuesto por Sáinz *et al.* (2004) para medios estuarinos. El río Tinto mantiene un cierto caudal durante los meses de lluvia, y posteriormente, por el esponjamiento de las escombreras. Sin embargo, en época de estiaje, a causa de las altas tasas de evaporación, se forman abundantes costras de precipitados salinos que provocan la disminución de la carga metálica disuelta. A través del procedimiento empleado para el cálculo de los aportes definidos desde focos productores, no se han tenido en cuenta dichos precipitados, adquiriendo, por tanto, una menor razón de proporcionalidad.

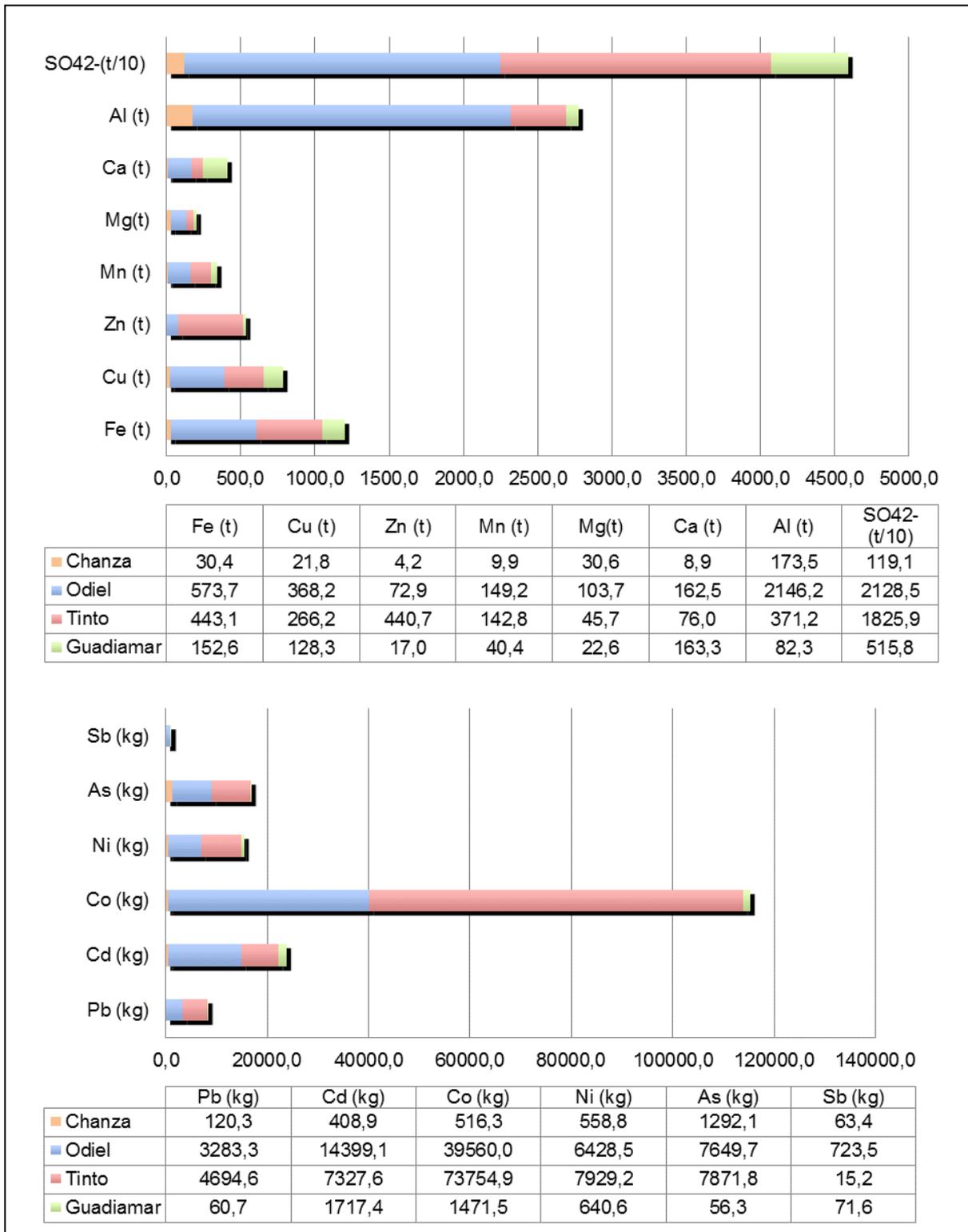


Figura 5.50. Aportes anuales de metales, arsénico y sulfatos recogidos por cuencas

5.5.2 RIESGOS POTENCIALES

Con el objetivo de evaluar el riesgo potencial asociado a las numerosas explotaciones mineras abandonadas en la FPI y las diferentes estructuras presentes, se ha propuesto un método que permita clasificarlas según el nivel de riesgo ambiental que suponen sobre la red fluvial.

Para ello, se ha calculado un índice para cada explotación, teniendo en cuenta la cantidad y el grado de afección de los aportes contaminantes que produce y la longitud del cauce que afecta desde la incorporación de los lixiviados. Asimismo, se ha considerado la cuenca vertiente de ubicación para normalizar dicho valor, introduciendo las mismas variables a nivel de cuenca con la longitud del cauce principal y arroyos afectados. Se ha obtenido así, un índice al que se ha denominado índice de capacidad de afección por AMD sobre el medio hídrico (ICAMD)

$$ICAMD = \frac{P_{mam} * S_{em} * V_{am} * L_c}{P_{mac} * S_{etc} * V_{ac} * L_{tca}}$$

- P_{mam}: Precipitaciones medias anuales en la zona de ubicación minera (L/m²año).
- S_{em}: Superficie de escombreras presentes en la explotación (m²).
- V_{am}: Valor de afección global del efluente minero basado en el modelo de Grande (2011).
- L_c: Longitud del cauce afectado desde la localización de la mina hasta el final del recorrido del cauce principal (m).
- P_{mac}: Precipitaciones medias anuales correspondientes a las estaciones meteorológicas para la extensión de la cuenca (L/m²año).
- S_{etc}: Superficie de escombreras presentes en toda la cuenca vertiente (m²).
- V_{ac}: Valor de afección global del cauce receptor muestreado aguas abajo de las explotaciones, basado en el modelo de Grande (2011).
- L_{tca}: Longitud total del curso fluvial afectado incluyendo los arroyos y el cauce principal (m).

En la Tabla 5.8 se presentan los resultados correspondientes al cálculo del ICAMD.

Minas	Área (ha)	Precipitación anual (mm)	Valor Afección	Longitud (m*10³)	ICAMD	ICAMD*1000
El Toril	0,14	645	2		-	-
Fronteriza	0,07	645	3	0,01	0,00001	0,01
La Condesa	1,06	645	3	1,18	0,05022	50,22
Santa Ana	4,53	645	3	3,45	0,59453	594,53
Trimpancho	1,72	645	3	0,96	0,05923	59,23
Voltafalsa	0,47	645	3	0,55	0,00921	9,21
Cuenca Trimpancho	7,85	645	3	3,63		
Del Cura	0,29	645	3	13,67	0,01879	18,79
La Preciosa	0,37	645	2	21,73	0,02577	25,77
La Rica	0,22	645	3	32,89	0,02824	28,24
La Romanera	0,62	645	4	16,15	0,05722	57,22
La Sierrecilla	1,55	645	2	18,02	0,09731	97,31
Los Silos	0,86	645	3	7,52	0,02885	28,85
San Fernando	0,24	645	2	5,75	0,00404	4,04
San Francisco	0,20	645	2	8,15	0,00477	4,77
San José	0,06	645	2	10,18	0,00153	1,53
San Juan	0,83	645	3	20,84	0,08438	84,38
Cuenca Malagón	5,24	645	2	62,23		
Cabezas de Pasto	7,26	645	4	11,88	0,02249	22,49
Dedi	0,03	645	2	4,02	0,00001	0,01
Herrerías	43,75	645	4	16,66	0,17272	172,72
Lagunazo	31,65	645	4	35,34	0,27830	278,30
Cuenca Cobica	82,69	645	3	56,31		
Alcornocalilla	0,03	645	2	30,19	0,00002	0,02
Antigua Almagrera	0,58	645	4	32,96	0,00089	0,89
La Lapilla	10,60	645	3	33,84	0,01387	13,87
Prado Vicioso	0,38	645	2	33,81	0,00034	0,34
Tharsis	371,98	645	3	71,75	1,12083	1120,83
Vulcano	0,07	645	3	34,37	0,00008	0,08
Cuenca Meca	383,64	645	3	74,09		
Cueva de la Mora	29,48	721	3	17,39	0,08965	89,65
Ermita del Buen Pastor	0,04	721	2	5,26	0,00002	0,02
La Romanita	0,16	721	2	14,65	0,00027	0,27
La Zarza	91,88	721	4	30,25	0,64824	648,24
Lavadero-Romerito	11,43	721	2	21,89	0,02917	29,17
Sorpresa	0,08	721	3	21,41	0,00030	0,30
Valdelamusa	2,61	721	4	21,89	0,01211	12,11
Cuenca Olivargas	135,68	721	2	63,21		
Confesionarios	28,17	721	3	56,01	0,16853	168,53
Constancia	0,03	721	3	56,39	0,00017	0,17
El Carpio	3,79	721	3	55,75	0,02407	24,07
El Cruzadillo	0,35	721	3	54,56	0,00245	2,45
El Risquiño	0,06	721	2	44,77	0,00023	0,23
Lancha-Roma	0,43	721	3	46,98	0,00252	2,52
La Joya	14,13	721	3	49,91	0,08788	87,88
Lomero-Poyatos	10,33	721	3	55,32	0,07324	73,24
San Telmo	74,19	721	3	69,41	0,66004	660,04

Minas	Área (ha)	Precipitación anual (mm)	Valor Afección	Longitud (m*10 ³)	ICAMD	ICAMD*1000
Cuenca Oraque	131,48	683	2	102,50		
Almagrera	87,03	645	4	45,07	0,04821	48,21
Angelita	0,31	721	3	33,90	0,00010	0,10
Angostura	5,71	721	3	62,31	0,00326	3,26
Campanario	5,65	645	3	26,03	0,00155	1,55
Castillo del Buitrón	8,96	645	2	44,28	0,00313	3,13
Concepción	19,78	721	3	68,00	0,01628	16,28
Cruz Infante	0,46	645	2	26,39	0,00008	0,08
El Soldado	1,40	721	2	63,44	0,00070	0,70
Esperanza	2,88	721	3	63,13	0,00226	2,26
Gloria	1,52	645	3	36,85	0,00057	0,57
La Descamisada	1,05	645	3	28,22	0,00029	0,29
San Platón	1,35	721	3	61,78	0,00098	0,98
Santo Tomas-San Daniel	0,55	721	3	60,85	0,00033	0,33
La Majada	0,32	721	2	70,18	0,00016	0,16
La Mimbrera	0,42	721	3	57,75	0,00027	0,27
La Torerera	7,14	645	3	30,02	0,00207	2,07
Las Viñas	25,92	645	3	30,31	0,00782	7,82
Los Bueyes	0,76	645	3	40,26	0,00026	0,26
Los Cibeles	0,46	645	2	26,39	0,00009	0,09
Poderosa	20,49	721	4	64,13	0,01978	19,78
Riotinto	385,31	721	4	99,99	0,55458	554,58
San José	0,56	721	3	61,78	0,00035	0,35
San Miguel	26,44	721	3	62,31	0,01940	19,40
Sotiel Coronada	18,94	645	4	35,97	0,00937	9,37
Tinto Santa-Rosa	13,19	645	3	31,74	0,00417	4,17
Cuenca Odiel	636,60	590	3	176,31		
Amparo	0,23	721	2	94,29	0,00009	0,09
Diego Díaz	0,09	645	2	81,56	0,00003	0,03
El Caliche	0,08	462	2	54,66	0,00001	0,01
El Chiflón	0,11	645	2	83,31	0,00003	0,03
El Cura	0,07	645	2	89,06	0,00003	0,03
La Chaparrita	1,48	721	3	95,34	0,00105	1,05
Las Completas	0,61	462	3	54,81	0,00015	0,15
La Ratera	0,34	645	3	82,35	0,00021	0,21
Los Silillos	0,71	645	2	82,30	0,00029	0,29
Masegoso	0,11	645	2	81,27	0,00004	0,04
Peña del Hierro	29,30	721	3	103,61	0,02252	22,52
Riotinto	790,96	721	4	114,10	0,91291	912,91
San Casiano	0,10	645	2	53,66	0,00002	0,02
Cuenca Tinto	824,19	590	3	199,89		
Aznalcóllar	346,75	618	4	55,12	1,91755	1917,55
Castillo Guardas	9,02	618	3	89,02	0,06816	68,16
Cuenca Guadiamar	355,77	618	2	49,67		

Los valores de afección son extraídos de las figuras 5.26-5.34. Para una mejor percepción del resultado se ha multiplicado el ICAMD por 1000.

Tabla 5.8. Variables y cálculo de ICAMD para las explotaciones de sulfuros en la FPI

Las filas correspondientes a las cuencas vertientes no llevan asociado ningún valor de ICAMD al haberse definido el índice de referencia para definir el riesgo de las explotaciones, y los valores de columnas relacionadas con los ríos asociadas a ellas solo se han añadido como paso intermedio para la obtención del índice.

Para las precipitaciones en las explotaciones se han tomado los datos de la estación meteorológica más cercana de la que se tienen datos disponibles según la AEMET. Para la precipitación de la cuenca se ha realizado la media aritmética de las estaciones existentes con datos conocidos.

El valor de afección se corresponde con el calculado en el apartado 5.4, según el modelo Grande (2011).

El Índice de Capacidad de AMD (ICAMD) permite establecer el nivel de riesgo que supone la existencia de las escombreras sobre los principales cauces fluviales, de forma relativa en cada cuenca vertiente. De este modo, una explotación pequeña cuyos lixiviados afectan a un río de corta extensión, puede ocasionar procesos de degradación por AMD similares a los de una explotación mayor sobre un gran cauce fluvial.

Para una mejor definición del riesgo potencial, se ha establecido una escala (Tabla 5.9) según los diferentes órdenes de magnitud del ICAMD.

ICAMD*1000	Riesgo
Menor que 0,1	Muy bajo
Entre 0,1 y 1	Leve
Entre 1 y 10	Moderado
Entre 10 y 50	Medio
Entre 50 y 100	Grave
Entre 100 y 500	Muy Grave
Superior a 500	Extremo

Tabla 5.9. Escala de riesgos en función del ICAMD

Realmente, las emisiones de la mina El Toril afecta directamente al río Chanza. Es por ello, que la longitud asociada al río Trimpancho no queda reflejadas en la Tabla 5.8. Del mismo modo, estas dos explotaciones implican un riesgo de contaminación muy bajo a la red fluvial al poseer escombreras de muy reducidas dimensiones, cuyos lixiviados poco contaminantes llegan a un gran río.

Para la representación de un mapa de riesgos asociado a las explotaciones existentes en la FPI, se ha generado un código de colores que indica la capacidad de contaminación de cada una de ellas según la Figura 5.51.

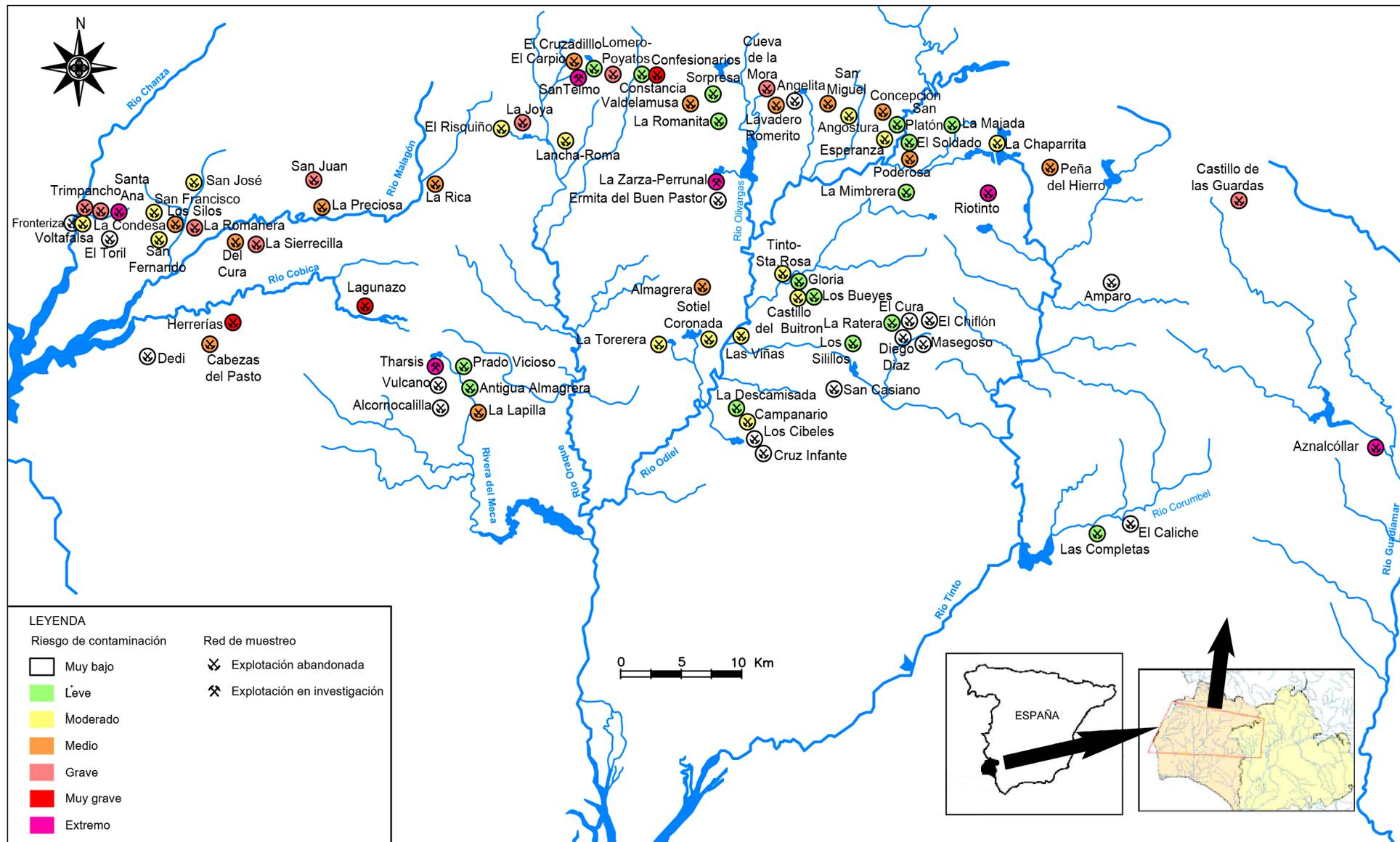


Figura 5.51. Mapa de riesgos de la red fluvial de la Faja Pirítica Ibérica con base en la aplicación del índice ICAMD

Como puede apreciarse en la Figura 5.51, casi un centenar de explotaciones afectan a la red fluvial de la FPI con muy diferentes intensidades, a través de los efluentes procedentes de las escombreras. En cada cuenca vertiente se localizan varios grupos mineros, cuyos tamaños de escombreras, lixiviados y ubicación en la propia cuenca, condicionan el grado de capacidad de contaminación por AMD.

Cada explotación aparece representada mediante el símbolo relativo al estado de abandono o investigación en que se encuentra y un color. El color indica el riesgo potencial de contaminación sobre la red fluvial que supone la existencia de las escombreras ubicadas en ella.

La propuesta de determinación del ICAMD y de una escala de valores, permite clasificar las explotaciones en siete tramos de riesgo, con el objetivo de modelizar el impacto ambiental ocasionado por la intensa actividad minera desarrollada durante más de 4000 años.

La clasificación establecida no debe confundirse con los rangos definidos por el modelo de Grande (2011), y mediante el cual se ha catalogado la afección de los lixiviados mineros y de los cauces principales muestreados (apartado 5.4).

Desde un punto de vista general de la FPI, se observan seis minas con nivel de riesgo extremo, 3 muy graves, 9 graves, 14 con riesgo medio, y 16 con moderado, leve y muy bajo, en cada caso. No obstante, el ICAMD establecido queda asociado de forma independiente a cada cuenca, en función de las variables definidas, con lo que explotaciones de características muy dispares pueden llegar a alcanzar niveles similares de riesgo.

La subcuenca del Trimpancho se contamina por varias explotaciones ubicadas en el lecho de su cauce, de las cuales, Santa Ana, la de mayor área y localizada al inicio de su corto recorrido, supone riesgo extremo, seguida por Trimpancho y La Condesa, con riesgo grave.

El río Malagón no presenta en su cuenca ninguna explotación con riesgo muy grave o extremo, aunque en ella se localizan 3 explotaciones de grado grave, representado la cuenca con número más elevado de nivel grave.

La subcuenca del Cobica recoge 4 explotaciones, donde ninguna de ellas constituye riesgo extremo. Sin embargo, Lagunazo y Herrerías implican un riesgo muy grave, constituyendo la cuenca con mayor número de minas con este grado de riesgo para la red fluvial.

La Rivera del Meca recoge los lixiviados de la mina Tharsis, la cual supone un riesgo extremo, seguido con gran diferencia, por el riesgo medio de La Lapilla.

En la subcuenca del río Oraque se ubica Confesionarios, la explotación restante de riesgo muy grave tras las localizadas en la cuenca del Cobica. Además de San Telmo, con contaminación extrema, se sitúan en ella varias minas con distintos, salvo muy bajo.

El río Olivargas se ve afectado, principalmente por el grado extremo de la Zarza-El Perrunal, y en menor medida, con riesgo grave, por Cueva de la Mora.

La subcuenca del Odiel, la más numerosa, posee en su mayoría, explotaciones pequeñas que constituyen riesgo leve y moderado para el extenso curso fluvial. A pesar de ello, otras muchas explotaciones, desde el comienzo de su recorrido, suponen riesgo medio, moderado y leve, que junto a las emisiones de grado extremo de Riotinto en su parte occidental, provocan altos niveles de contaminación por AMD llegando a ser calificado, junto al río Tinto, como ríos vertederos (Pinedo, 1963).

Desde cerca del nacimiento del río Tinto, el complejo minero Riotinto, lleva asociado un grado de riesgo extremo, y que degrada prácticamente en su totalidad el curso fluvial. La siguiente explotación, Peña del Hierro, de tamaño mucho más reducido que la anterior, provoca en el Tinto un riesgo medio, frente a las restantes explotaciones con riesgo leve o muy bajo.

En la cuenca del Guadiamar solo se localizan dos explotaciones a las que les corresponden riesgos grave y extremo.

Analizando los resultados obtenidos para el ICAMD, se deduce que el área asociada a las escombreras es el factor que mayor influencia ejerce sobre el valor final del índice. La segunda variable por la que muestra una mayor dependencia es la longitud del cauce afectado. Para el caso del grado de afección de los efluentes, en la mayoría de las situaciones se obtuvieron valores de 2 o 3, al igual que en los cauces vertientes, alterando finalmente el resultado del ICAMD en menor medida que las variables anteriores. Por otro lado, a las precipitaciones medias anuales, principalmente en el caso de cuencas con poco extensión y dado los escasos datos disponibles de las estaciones meteorológicas operativas, les corresponden iguales valores al ubicarse en zonas próximas, al igual que la media aritmética tomada para la precipitación total de la cuenca, con lo que la dependencia es mínima.

Por ello, la mayoría de las cuencas vertientes poseen una explotación que lleva asociado riesgo extremo, correspondiente a aquellas minas con mayor superficie de escombreras dentro de la cuenca. La excepción se encuentra en la cuenca del Malagón, en la que las áreas ocupadas por las escombreras mineras son muy pequeñas y no existe ninguna explotación que destaque con respecto a las demás, y en la cuenca del Cobica, donde el riesgo queda repartido y reducido a muy grave, entre Lagunazo y Herrerías, las dos minas con mayor superficie ocupada.

Dada la ubicación de las mayores explotaciones, localizadas al inicio de los distintos cauces principales, la red fluvial de la FPI está así afectada desde el comienzo de su recorrido, atravesándola de Norte a Sur, y recogiendo las emisiones de numerosas minas cuyas escombreras implican el riesgo de contaminación por AMD.

5.6 SÍNTESIS DE RESULTADOS

Para una mejor visualización de los resultados del presente trabajo, se ha elaborado una síntesis de resultados (Tabla 5.10).

La Tabla 5.10 recoge los valores correspondientes a 88 explotaciones, que ocupan un total de superficie afectada de 4850 ha en el sector español de la FPI. Este área queda distribuida en 3039 ha de escombreras, 826 ha de balsas, 706 ha cortas y 279 ha de instalaciones mineras, cuyas proporciones corresponden al 63% a escombreras, 17% a balsas, 14% a cortas y 6% a instalaciones.

Respecto a la ocupación de todas las estructuras mineras en cada cuenca vertiente principal, el 48% pertenece a la del río Odiel, el 28% a la del Guadamar, 22% a la del Tinto, y únicamente el 2% se localiza en la cuenca del Chanza.

En relación con la caracterización hidroquímica de los lixiviados procedentes de escombreras, se han representado los valores mínimos y máximos entre los que oscilan los parámetros analizados. Se observa el nivel máximo de 7,75 para la mina Alcornocalilla frente al mínimo de pH (2,01) para el grupo minero de Riotinto. En esta gran explotación, muestreada en dos zonas debido a que vierte tanto al río Tinto como a Odiel, se han obtenido las concentraciones máximas para los sulfatos, conductividad y para los metales Zn, Mn y Co. Los rangos máximos para Fe y Cu, con valores similares, se encuentran en las emisiones de las minas La Condesa y Poderosa, respectivamente. Los máximos de los elementos restantes representados se localizan en La Rica para el Pb, en Almagrera para el Ni, y en Herrerías el As. Por otro lado, los valores mínimos de dichos parámetros, se presentan en pequeñas explotaciones. Sin embargo, en el caso del Pb y As, dichos límites no han sido alcanzados por numerosos efluentes mineros, que incluyen explotaciones de diversos tamaños.

Los cauces fluviales muestreados para las nueve cuencas vertientes definidas en este estudio, muestran los niveles más inferiores de pH, entre 2,13 y 3,41, para la mayoría de los ríos a excepción de Malagón y Olivargas, que presentan niveles próximos a 5, y Guadamar, cercano a la neutralidad (6,49). Por consiguiente, estos ríos suelen llevar asociados los menores valores de los demás parámetros, salvo Pb y As, similares en todos los casos.

Finalmente, los riesgos potenciales calculados para la capacidad de contaminación por AMD, permiten clasificar a las explotaciones existentes en la FPI en seis agrupaciones. En ellos, 19 grupos mineros suponen riesgo entre extremo y grave sobre los cauces fluviales donde se localizan, 28 medio y moderado, y 32 leves y muy bajos.

CARTOGRAFÍA DE ÁREAS MINERAS Y SUPERFICIE AFECTADA EN LA FAJA PIRÍTICA IBÉRICA – SECTOR ESPAÑOL

Nº de explotaciones	Total de superficie afectada	Distribución de áreas afectados por estructuras mineras	Distribución de áreas afectados por cuenca
88	≈ 4850 ha	Escombreras (3039 ha) > balsas (826 ha) > cortas (706 ha) > instalaciones(279 ha) Escombreras (63%)>balsas (17%)>cortas (14%)> instalaciones (6%)	Odiel (48%)>Guadiamar (28%)>Tinto (22%)>Chanza (2%)

PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS Y HIDROQUÍMICAS DE LOS LIXIVIADOS DE LAS ESCOMBRERAS DE LA FPI – SECTOR ESPAÑOL

Rango de variación y respectiva mina con valor min y máx

	pH	Cond (μ S/cm)	SO ₄ (mg/L)	Fe (mg/L)	Cu (mg/L)	Pb (mg/L)	Zn(mg/L)	Mn (mg/L)	Co (mg/L)	Ni (mg/L)	As (mg/L)
Min	2,01 – Riotinto	35 – Ermita del Buen Pastor	20 – San José	0,099 – Vulcano	N.D. – San José	N.D. – (I)	N.D. – Ermita del Buen Pastor	0,027 – Cruz Infante	N.D. – (II)	N.D. – (III)	N.D. – (IV)
Máx	7,75 – Arcornocalilla	41300 – Riotinto	3850 – Riotinto	78,190 – La Condesa	73,490 – Poderosa	3,601 – La Rica	75,010 – Riotinto	28,740 – Riotinto	1,388 – Riotinto	1,633 – Almagrera	4,210 – Herrerías

PROPIEDADES FÍSICO-QUÍMICAS Y HIDROQUÍMICAS DEL MEDIO RECEPTOR POR SUBCUENCA VERTIENTE EN LA FPI – SECTOR ESPAÑOL

	pH	Cond (μ S/cm)	SO ₄ (mg/L)	Fe (mg/L)	Cu (mg/L)	Pb (mg/L)	Zn (mg/L)	Mn (mg/L)	Co (mg/L)	Ni (mg/L)	As (mg/L)
Trimpancho	2,45	781	1060	30,260	6,590	0,053	4,533	9,540	0,161	0,133	N.D.
Malagón	4,83	1087	31	0,304	0,011	0,321	N.D.	0,029	0,043	0,008	N.D.
Cobica	2,57	498	510	32,180	4,845	0,324	2,019	1,506	0,023	0,007	0,001
Meca	2,57	746	720	34,130	7,137	0,381	12,160	6,549	0,531	0,193	0,007
Oraque	2,93	302	188	4,905	1,410	0,363	5,470	0,080	0,052	0,006	0,001
Olivargas	5,25	171	130	0,300	0,036	0,378	0,933	0,792	0,016	0,005	N.D.
Odiel	3,41	382	384	1,460	3,614	0,392	8,233	4,752	0,101	0,022	0,005

	pH	Cond (μ S/cm)	SO4 (mg/L)	Fe (mg/L)	Cu (mg/L)	Pb (mg/L)	Zn (mg/L)	Mn (mg/L)	Co (mg/L)	Ni (mg/L)	As (mg/L)
Tinto	2,13	771	690	62,240	12,700	0,440	9,854	4,644	0,279	0,068	0,012
Guadamar	6,49	187	130	0,303	0,001	0,328	N.D.	0,067	0,042	0,008	0,003

**RIESGO POTENCIAL DE LAS MINAS DE LA FAJA PIRITICA IBÉRICA – SECTOR ESPAÑOL
CÁLCULO CON BASE EN LA APLICACIÓN DE ICAMD**

Riesgo extremo	Riesgo muy grave	Riesgo grave	Riesgo Medio	Riesgo Moderado	Riesgo Leve	Riesgo muy bajo
Aznalcóllar	Confesionarios	Castillo de las Guardas	Almagrera	Angostura	Antigua Almagrera	Alcornocalilla
La Zarza	Herrerías	Guardas	Cabezas del Pasto	Campanario	El Cruzadillo	Amparo
Riotinto	Lagunazo	Cueva de la Mora	Del Cura	Castillo del Buitrón	El Soldado	Angelita
San Telmo		La Condesa	El Carpio	El Riskiño	Gloria	Cruz Infante
Santa Ana		La Joya	La Lapilla	Esperanza	La Descamisada	Dedi
Tharsis		La Romanera	La Preciosa	La Chaparrita	La Majada	Diego Díaz
		La Sierrecilla	Lavadero-Romerito	La Torerera	La Mimbrera	El Caliche
		Lomero-Poyatos	Los Silos	Lancha-Roma	La Ratera	El Chiflón
		San Juan	Peña del Hierro	Las Viñas	La Romanita	El Cura
		Trimpancho	Poderosa	San Fernando	Las Completas	El Toril
			San Miguel	San Francisco	Los Bueyes	Ermita del Buen Pastor
			Valdelamusa	San José	Los Silillos	Pastor
				Sotiel Coronada	Prado Vicioso	Los Cibeles
				Tinto-Santa Rosa	San Platón	Masegoso
				Voltafalsa	Sorpresa	San Casiano
						Vulcano

N.D.: Por debajo del límite de detección de 0,001 μ g/L

(I): Alcornocalilla, Amparo, Angostura, Castillo de las Guardas, Confesionarios, Constancia, Cruz Infante, Diego Díaz, El Caliche, El Chiflón, El Cruzadillo, La Chaparrita, La Preciosa, Lancha-Roma, Los Cibeles, San Casiano, San José, San Miguel, Sorpresa, Tinto Santa-Rosa.

(II): Castillo del Buitrón, Los Bueyes, San Casiano.

(III): La Preciosa, San José.

(IV): Dedi, Diego Díaz, El Chiflón, El Caliche, El Toril, Fronteriza, La Condesa, Los Silillos, Los Silos, San Fernando, San Francisco, Santa Ana, Tinto Santa-Rosa, Trimpancho, Voltafalsa.

Tabla 5.10. Síntesis de resultados

CAPITULO 6: CONCLUSIONES Y APORTACIONES

6.1 CONCLUSIONES Y APORTACIONES

- En esta Tesis Doctoral se han compilado y digitalizado todos los antecedentes bibliográficos, cartográficos, geológicos, fotográficos y de inventarios de registros mineros, como base de partida para el objetivo central.
- El empleo de las herramientas y técnicas aplicadas, ha permitido la caracterización ambiental de estructuras mineras a lo largo de toda una provincia metalogenética, en un amplio escenario aún por definir de forma global.
- Estas herramientas y técnicas constituyen un soporte metodológico de gestión del territorio que se piensa serán de utilidad, no sólo para los órganos responsables de dicha gestión, sino también para potenciales usuarios vinculados al sector de la minería y del medioambiente.
- La metodología aplicada es extrapolable a cualquier otro área con problemas que afecten a la red fluvial asociada, no solo a minería de sulfuros, sino a otros tipos de interacción minería-industria-medio ambiente, en las que aparezcan sustancias contaminantes.
- Como relevante aportación de este trabajo de investigación, se quiere destacar su transferibilidad al sector productivo, en un contexto de especial interés, ante el carácter estratégico asumido por el cobre a demanda de los países emergentes. En efecto, se entiende que las contribuciones de este estudio servirán de plataforma de despegue para las investigaciones necesarias durante la fase de apertura de un proyecto minero. En el marco normativo actual, la concesión de explotación quedará sujeta a condiciones de vertido contaminante cero a la red fluvial, u otras limitaciones. Para ello, ineludiblemente, habrá que considerar y evaluar los pasivos ambientales existentes en la fase inicial del proyecto de reapertura.
- Se ha compartimentado la red fluvial afectada por procesos AMD en el sector español de la FPI en nueve cuencas vertientes, en función no solo de condicionantes hidrogeológicos, sino también de la potencialidad contaminante de los grupos mineros existentes en cada cuenca. Así, se ha considerado Olivargas como cuenca independiente de la del Odiel, a la que en la literatura científica queda inscrita. Los motivos son las notables diferencias hidrogeoquímicas y mineras, derivadas de las explotaciones presentes, y el grado de restauración de las mismas, constituyendo un caso singular la mina Aguas Teñidas. Este complejo minero se reabrió en 2007, respetando las condiciones de vertido a la red fluvial impuestas por el marco legal ambiental vigente.
- Se han inventariado 88 explotaciones de sulfuros en la zona de estudio. De este inventario quedan excluidas algunas concesiones de explotación recogidas en diferentes fuentes documentales que no llegaron a alcanzar la fase de producción.
- Con carácter innovador, se ha procedido a la elaboración de cartografías y cuantificación

a nivel de detalle de todas las estructuras mineras en la FPI, distinguiendo entre escombreras, cortas, balsas e instalaciones, mediante campañas de campo y apoyo fotogramétrico en soporte digital. Posteriormente, estos datos se han empleado como base para una aproximación a la determinación de los aportes contaminantes a nivel de cuencas y grupos mineros, así como para la definición de un índice de capacidad de contaminación por AMD sobre la red fluvial de las explotaciones existentes en la FPI.

- La intensa y prolongada actividad minera que ha sufrido la Faja Pirítica Ibérica a lo largo de la historia, ha provocado una fuerte transformación del territorio, como puede apreciarse en los resultados obtenidos con más de 4.849 ha de superficie ocupada por las explotaciones de sulfuros y sus estructuras mineras, convirtiéndola en un escenario único en Europa.
- A escala de detalle, este trabajo permite concluir la existencia de una extensión de 3.038 ha de escombreras, 705 ha de cortas, 825 ha de balsas y 279 ha de instalaciones mineras. De esta forma, de la superficie total intervenida por procesos mineros, el 63% corresponde a escombreras, el 14% a cortas, el 17% a balsas y el 6% a instalaciones.
- Las escombreras constituyen, sin lugar a dudas, el principal foco contaminante hacia la red fluvial. Esta afirmación queda soportada, no solo por el volumen de las mismas asociado a la mayor de las superficies mineras cartografiadas, sino también por su funcionamiento hidrogeoquímico asimilable a un acuífero de origen antrópico, cuyo mecanismo podría equipararse al de una esponja cargada de sustancias solubles con gran poder contaminante. Dicha aseveración se completa con el contrastado carácter endorreico de la mayor parte de las cortas mineras. Existen algunas excepciones como las cortas de Trimpancho, San Telmo y alguna de orden menor, donde en condiciones pluviométricas de avenidas máximas se rebasa la cota de desagüe.
- La superficie ocupada por escombreras en la FPI, sin contabilizar las asociadas a las minas activas Cobre las Cruces y Aguas Teñidas, que no provocan contaminación por AMD en el medio hídrico, al estar en funcionamiento y, por tanto, sometidas a la legislación vigente, corresponde al 50% para las pertenecientes a la cuenca del río Odiel, y al 32% a la del Tinto. Estos porcentajes son 1,5 veces mayor para el Odiel respecto al Tinto y próximos a 2 veces mayor respecto a los restantes cauces.
- Por primera vez, se ha llevado a cabo la caracterización hidroquímica en medio generador, a nivel de cada uno de los grupos mineros presentes en la FPI. A pesar de existir 88 explotaciones, se han descartado algunos de ellos al presentar condiciones de vertido cero. Estos valores solo suponen una aproximación a la cuantificación de cargas metálicas, con base en la intervención en un único muestreo en época de lluvias, como condición para la producción de lixiviados en todas las áreas mineras, incluyendo pequeñas escombreras que únicamente lo hacen durante las precipitaciones. Además de las concentraciones a nivel de foco emisor, siempre sujetos a criterios de resultados más exhaustivos focalizados hacia un área más concreta, se han determinado las concentraciones a nivel de cada una de las nueve cuencas vertientes definidas.

- La mayoría de los lixiviados muestran características típicas de medios afectados por AMD, con valores de pH que alcanzan mínimos de 2,1, y elevadas concentraciones de metales, arsénico y sulfatos. En particular, este pH corresponde al grupo minero de Riotinto. En esta gran explotación, muestreada en dos zonas debido a que vierte tanto al río Tinto como al Odiel, se han obtenido las concentraciones máximas para los sulfatos (3850 mg/L), conductividad (41300 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y para los metales Zn (75 mg/L), Mn (29 mg/L) y Co (1,4 mg/L). Los rangos máximos para Fe y Cu, con valores similares próximos a 75 mg/L, se encuentran en las emisiones de las minas La Condesa y Poderosa, respectivamente. Los valores máximos de los elementos restantes se localizan en La Rica para el Pb (3,6 mg/L), en Almagrera para el Ni (1,6 mg/L), y en Herrerías el As (4 mg/L). Por otro lado, los valores mínimos de dichos parámetros, se presentan en pequeñas explotaciones. Sin embargo, en el caso del Pb y As, dichos límites no han sido alcanzados por numerosos efluentes mineros, que incluyen explotaciones de diversos tamaños. Este fenómeno puede asociarse a la escasa abundancia en las paragénesis de minerales propios, tales como arsenopirita, galena u otros sulfuros polimetálicos susceptibles de movilizar estos elementos en condiciones de extrema acidez.
- Los cauces fluviales muestreados para las nueve cuencas vertientes definidas en este estudio, muestran valores de pH entre 2,13 y 3,41, para la mayoría de los ríos a excepción de Malagón y Olivargas, que presentan niveles próximos a 5, y Guadiamar, cercano a la neutralidad (6,49). Por consiguiente, estos ríos suelen llevar asociados los menores valores de los demás parámetros, salvo Pb y As, similares en todos los casos.
- Los resultados obtenidos difieren, con valores sensiblemente menores, a lo recogido en parte de la literatura científica. El motivo se debe a que esta hace referencia a muestreos más exhaustivos e indicativos de regímenes “low flow”, correspondientes a diferentes amplitudes temporales, frente a un único muestreo realizado en este trabajo para cada grupo minero, al no constituir el eje central de este proyecto de investigación. No obstante, los valores paramétricos para cada una de las variables de estudio muestran una evidente constante de proporcionalidad asociada al factor de dilución, como respuesta al periodo lluvioso, indispensable en este caso para la caracterización de la totalidad de los focos emisores, como objetivo central de esta Tesis Doctoral.
- La aproximación al cálculo de aportes contaminantes efectuado, desde los focos mineros, permite observar que las cargas de sulfatos, hierro y cobre son 1,3 veces mayor en la cuenca del Odiel respecto a la del Tinto. Este resultado es ligeramente inferior al obtenido para la proporción en el área de escombreras entre ambas cuencas, al depender de las precipitaciones, que varían, principalmente, a lo largo de la amplia cuenca del Odiel. Asimismo, esta relación de aportes entre cuencas es menor que lo propuesto para medios estuarinos (Sáinz *et al.*, 2004), a causa de la formación de costras de precipitados en el cauce del Tinto durante los meses de estiaje. De esta forma, se produce una disminución de la carga metálica disuelta en favor de la carga precipitada, que será arrastrada con las primeras lluvias torrenciales tras la época estival

en la que el río Tinto no transporta más caudal que el procedente de las escombreras de levante del complejo Minero de Riotinto. Mientras, el río Odiel no deja de correr a lo largo del todo el año. Con base en ello, la abundancia de precipitados en el Tinto es mucho mayor que en el Odiel, así como las concentraciones de las cargas contaminantes a las que debe su nombre.

- Se ha implementado el modelo de Grande (2011) para una más fácil comprensión y visualización del grado de afección por AMD de la red fluvial afectada en el medio de estudio, aplicado a los lixiviados procedentes de los grupos mineros de la FPI, además de a los principales cauces receptores aguas abajo de las explotaciones.
- En el caso de los lixiviados analizados en medio generador, prácticamente todos superan los límites impuestos por la legislación para hierro y cadmio, casi un 90% lo superan para manganeso y el 82% para aluminio. Entre el 60 y el 70% de estos focos superan las concentraciones tolerables para sulfatos, antimonio, arsénico, níquel, plomo y cobre. Tan solo un 23% del total es incompatible con la normativa en lo referente a conductividad eléctrica. Los metales hierro, cadmio y manganeso provocan degradación extrema en la mayoría de los lixiviados muestreados. Igualmente, estos metales, además del Pb, producen la mayor contaminación en los cauces fluviales aguas abajo de las explotaciones, aunque en distinto orden y proporción. En relación con la afección global, los cauces más afectados corresponden a los ríos Trimpancho, Cobica, Meca, Odiel y Tinto.
- Cuantitativamente, se ha propuesto un índice de capacidad de contaminación fluvial por AMD (ICAMD) para evaluar la magnitud de intervención de cada foco emisor sobre la red fluvial. Dicho índice depende del área de escombreras de la explotación y de la cuenca vertiente, del grado de afección del efluente en foco contaminante y en cauce receptor, de las longitudes de afección de los cauces y de las precipitaciones medias anuales de la mina y en la cuenca vertiente. La definición del ICAMD constituye una de las principales aportaciones de esta Tesis Doctoral, como una herramienta eficaz para evaluar el riesgo de contaminación por AMD.
- Dada la ubicación de las mayores explotaciones, localizadas al inicio de los distintos cauces principales, la red fluvial de la FPI está así afectada desde el comienzo de su recorrido, atravesándola de Norte a Sur, y recogiendo las emisiones de numerosas minas cuyas escombreras implican el riesgo de contaminación por AMD. La mayoría de las cuencas vertientes poseen una explotación que lleva asociado riesgo extremo, correspondiente a aquellas minas con mayor superficie de escombreras dentro de la cuenca. La excepción se encuentra en la cuenca del Malagón, en la que las áreas ocupadas por las escombreras mineras son muy pequeñas y no existe ninguna explotación que destaque sobre las demás, y en la cuenca del Cobica, donde el riesgo queda repartido y reducido a muy grave, entre Lagunazo y Herrerías, las dos minas con mayor superficie ocupada.
- Como resultado de integrar todas las aportaciones ya descritas, se ha elaborado un

mapa de riesgos que, obedeciendo a los objetivos definidos en las condiciones iniciales, permite la observación, para toda una provincia metalogénica, del grado potencial de contaminación por AMD de cada explotación sobre la red fluvial. Se ha desarrollado desde diferentes perspectivas de observación, tales como concentración de contaminantes en medio generador y medio receptor, cuantificación de aportes a nivel de grupo minero y a nivel de cuenca, y grado de intervención ponderado de cada escenario respecto a la totalidad del medio o provincia metalogénica. Todo ello, tal como ha quedado puntualizado en apartados anteriores, puesto a disposición de potenciales usuarios, como una herramienta de fácil acceso e interpretación para la gestión del territorio.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Adler, R., N. Funke, K. Findlater, A. Turton (2007). An Assessment of the Relationship Between the Government, the Mining Industry and the Role of Science in the Far West Rand of South Africa. Contract Report for the Council for Geosciences. Submitted by the Water Resource Governance Systems Research Group, CSIR: Pretoria, CSIR/NRE/WR/ER/2007/0019/C.

Alcolea, A., Ayora, C., Bernet, O., Bolzicco, J., Carrera, J., Cortina, J. L., Coscera, G., de Pablo, J., Domènech, C., Galache, J., Gibert, O., Knudby, C., Mantecón, R., Manzano, M., Saaltink, M., Silgado, A. (2001). Barrera geoquímica. Boletín Geológico y Minero. Vol. Especial, 229-256, ISSN:0366-0176.

Almodóvar, G.R., Sáez, R., Pons, J.M., Maestre, A., Toscano, M., Pascual, E. (1998). Geology and genesis of the Aznalcóllar massive sulphide deposits, Iberian Pyrite Belt, Spain. *Mineralium Deposita*, 33, 111-136.

Álvarez, M.T., Crespo, C., Mattiasson, B. (2007). Precipitation of Zn(II), Cu(II) and Pb(II) at bench-scale using biogenic hydrogen sulfide from the utilization of volatile fatty acids. *Chemosphere*, 66, 1677-1683.

Álvaro, A. (2010) Mineralogía y geoquímica de sulfatos secundarios en ambientes de drenaje ácido de mina. Área minera del yacimiento de San Miguel (Faja Pirítica Ibérica). Tesis Doctoral. Universidad del País Vasco (Ined.).

AMA (1987). Informe General de medio Ambiente en Andalucía. Junta de Andalucía. Sevilla

AMA (1989). Medio Ambiente en Andalucía. Junta de Andalucía. Sevilla.

Amils, R. (2006). Rio Tinto as terrestrial analogue for a putative Martian habitat. AIAA 57th Internacional Astronautical Congreso, IAC 2006, 16, 11325-11339.

Atkins, A.S., Singh, R.N. (1982). A study of acid and ferruginous mine water in coal mining operations. *International Journal of Mine Water*. IMWA.1, 615-622.

Avilés-Palacios, C. (2008). The innovations and technological improvements in the Rio Tinto mines (1873-1897). *Boletín Geológico y Minero*, 119 (3), 331-342.

Ayala, F.J. (2004). La rotura de la balsa de residuos mineros de Aznalcóllar (España) de 1998 y el desastre ecológico consecuente del río Guadiamar: causas, efectos y lecciones. *Boletín Geológico y Minero*, 115 (4), 711-738.

Ayala, F., Vadillo, L., López, C., Aramburu, P., Escribano, M., Escribano, R., de Frutos, M., Manglano, S., Mataix, C., Toledo, J.M. (2004). Manual de restauración de terrenos y evaluación de impactos ambientales en minería. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, 359 pp.

- Ayora, C., Baretino, D., Carrera, J., Manzano, M., Mediavilla, C. (2001). Las aguas y los suelos tras el accidente de Aznalcóllar. *Boletín Geológico y Minero*, ISSN 0366-0176.
- Backes, C.A., Pulford, I.D., Duncan, H.J. (1993). Seasonal variation of pyrite oxidation rates in colliery spoil. *Soil Use and Management*, 9, 31-34.
- Ballester, A. (2005). Mecanismo de la biolixiviación. En: Acevedo, B., Gentina, J.C. (eds.), *Fundamentos y Perspectivas de las Tecnologías Biomineras*. Ediciones unversitarias de Valparaiso, Valparaiso, 9-23.
- Banks, D., Younger, P.L., Arnesen R.T., Iversen, E.R., Banks, S.B. (1997). Mine-water chemistry: the good, the bad and the ugly. *Environmental Geology*, 32 (3), 157-174.
- Baretino, D., Loredó, J., Pendas, F. (2005). Acidificación de suelos y aguas: problemas y soluciones. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, 212 pp.
- Barriga, F.J.A.S., Carvalho, D. (1997). *Geology and VMS Deposits of the Iberian Pyrite Belt*. Society of Economic Geology, Guidebook Series, 7, 207 pp.
- Basha, C.A., Bhadrinarayana, N.S., Anantharaman, N., Meera Sheriffa Begum, K.M. (2007). Heavy Metal Removal from Copper Smelting Effluent Using Electrochemical Cylindrical Flow Reactor. *Journal of Hazardous Materials*, 152, 71–78.
- BC Wild and Environmental Mining Council of BC (1997). Acid mine drainage. *Mining & Water Pollution Issues in BC*.
- Bernhard, D., Fontboté, L. (2002). A mineralogical and geochemical study of element mobility in sulfide mine tailings of Fe oxide Cu–Au deposits from the Punta del Cobre belt, northern Chile. *Chemical Geology*, 189, 135–163.
- Bigham, J.M., Carlson, L. y Murad, E. (1994). Schwertmannite, a new iron oxyhydroxysulfate from Pyhäsalmi, Finland, and other localities. *Mineralogical Magazine* 58, 641-648.
- Bigham, J. M., Schwertmann, U., Phab, G. (1996). Influence of pH on mineral speciation in a bioreactor simulating acid mine drainage. *Applied Geochemistry*, 11, 845-849.
- Bigham, J.M., Nordstrom, D.K. (2000). Iron and Aluminum Hydroxysulfates from Acid Sulfate Waters. En: Alpers, C.N., Jambor, J.L., Nordstrom, D.K. (eds.), *Sulfate Minerals: Crystallography, Geochemistry, and Environmental Significance*. Reviews in Mineralogy and Geochemistry, Mineralogical Society of America, 40, 351-403.
- Bisquerra R. (1989). *Conceptual introduction to Multivariate Analysis*. Promociones y Publicaciones Universitarias, S.A., Barcelona, 808 pp.
- Blanco A., Rothemberg G. (1981). *Exploración arqueológica de Huelva*. Ed. Bábor, S. A., Barcelona.
- Blight, G.E., Steffen, D. (1979). Geotechnics of Gold Mine Waste Disposal. *Current Geotechnical Practice in Mine Waste Disposal*, ASCE, 1-52.

- Bolzicco, J., Carrera, J., Ayora, C., Ceron, J.C., Fernández, I. (2001). Comportamiento y evolución de una barrera geoquímica experimental en el río Agrio - Aznalcóllar - España. En: Ballester, A., Grima, J., López, J., Rodríguez, L. (eds.), *Investigación, Gestión y Recuperación de Acuíferos Contaminados*. Grafistaff, Madrid, 35-46.
- Borrego, J., Morales, J.A., Pendon, J.G. (1995). Holocene estuarine facies along the mesotial coast of Huelva, south-western Spain. En: Flemming, B.W., Bartholomä, A. (eds), *Tidal signatures in modern and ancient sediments*. Special Publications of International Association of Sedimentologists, 24, 151-170.
- Borrego, J., Morales, J., de la Torre, M., J. Grande (2002). Geochemical characteristics of heavy metal pollution in surface sediments of the Tinto and Odiel river estuary (southwestern Spain). *Environmental Geology*, 41 (7), 785-796.
- Borrego, J., B. Carro, B., Grande, J.A., de la Torre, M.L., Valente, T., Santisteban, M. (2013). Control factors on the composition of superficial sediments in estuaries of the coast of Huelva (SW Spain): a statistical approach. *Journal of Iberian Geology*, 39 (2), 223-232.
- Boulter, C.A. (1993a). High level peperitic sills at Rio Tinto, Spain: implications for stratigraphy and mineralization. *Transactions-Institution of Mining and Metallurgy. Section B. Applied Earth Science*, 102, 30-38.
- Boulter, C.A. (1993b). Comparison of Rio Tinto, Spain, and Guaymas Basin, Gulf of California: an explanation of a supergiant massive sulfide deposit in an ancient sill-sediment complex. *Geology*, 21 (9), 801-804.
- Braungardt, C.B., Achterberg, E.P., Nimmo, M. (1998). Behaviour of dissolved trace metals in the Rio Tinto/Rio Odiel Estuarine System. En: Morales, J.A., Borrego, J. (eds), *European land-ocean interaction studies. Second annual scientific conference, Abstract*, 51.
- Bristish Columbia (1991). *Mined Rock and Overburden Piles. Investigation and Design Manual. Interim Guidelines*. ISBN 0-7718-9118-0
- Brodie, G.A., Britt, C. R., Tomaszewski, T.M., Taylor, H.N. (1993). Anoxic limestone drains to enhance performance of aerobic acid drainage treatment wetlands: experiences of the Tennessee Valley Authority. En: Moshiri, G.A. (ed.), *Constructed Wetlands for Water Quality Improvement*. CRC Press, Boca Raton, 129-138.
- Brunner, B., Yu, J.Y., Mielke, R.E., MacAskill, J.A., Madzunkov, S., McGenity, T.J., Coleman, M. (2008). Different isotope and chemical patterns of pyrite oxidation related to lag and exponential growth phases of acidithiobacillus ferrooxidans reveal a microbial growth strategy. *Earth and Planetary Science Letters*, 270, 63-72.
- Cabrera, G., Pérez, R., Gómez, J.M., Ábalos, A., Cantero, D., (2006). Toxic effects of dissolved heavy metals on *Desulfovibrio vulgaris* and *Desulfovibrio* sp. strains. *Journal of Hazardous Materials*, 135 (1-3), 40-46.

- CANMET (1979). Pit Slope Manual – Wastes Embankments.
- Canty, M. (2000). Innovative in situ treatment of acid mine drainage using sulfate-reducing bacteria. ICARD 2000, 1139-1147.
- Cánovas, C.R., Hubbard, C.G., Olías, M., Nieto, J.M., Black, S., Coleman, M.L. (2008). Hydrochemical variations and contaminant load in the Río Tinto (Spain) during flood events. *Journal of Hydrology*, 350 (1-2), 25-40.
- Cánovas, C.R., Pérez-López, R., Sarmiento, A.M., Nieto, J.M. (2012). La Geología, una herramienta para solucionar problemas ambientales actuales: remediación de contaminantes mineros en la Faja Pirítica Ibérica. Comunicaciones del XVII Simposio sobre Enseñanza de la Geología. Huelva, 9-14 julio.
- Carrasco, I. (2000). Riotinto: cuna de la minería (Historia y minería de la Faja Pirítica Ibérica). *Bocamina*, 5, 10-49.
- Caruccio, F.T., Geidel, G. (1981). Estimating the minimum acid load that can be expected from a coal strip mine. Symposium Surface Mining Hidrologic. University of Kentucky. 117-122.
- Chen, G., Chen, X., Yue, P.L. (2000). Electrocoagulation and Electroflotation of Restaurant Wastewater. *Journal of Environmental Engineering*, 126(9), 858-863.
- Ciudad, J.C., Lardé, J., Rebolledo, A., Picozzi, A. (2005). Situación y tendencias recientes del mercado del cobre. Naciones Unidas, División de Recursos Naturales e Infraestructura, 66 pp.
- Claridge, F.B., Nichols, R.S., Stewart, A.F. (1986). Mine Waste Dumps Constructed in Mountain Valleys. *CIM Bulletin*, 892, 79-87.
- Coester, S.E., Pulles, W., Heath, R.G.M., Cloete, T.E. (2006). Chemical characterisation of organic electron donors for sulfate reduction for potential use in acid mine drainage treatment. *Biodegradation*, 17, 67-77.
- Colmenero, J.R., Fernández, L.P., Moreno, C., Bahamonde, J.R., Barba, P., Heredia, N., González, F. (2002). Carboniferous. En: Gibbons, W., Moreno, T. (eds.), *The geology of Spain*. The Geological Society, London, 93-116.
- Correa, D. (2008). La globalización del cobre: Patrones geopolíticos y geoeconómicos de su producción y comercio en Latinoamérica y el Mundo. GCG Georgetown University-Universia 2, num 1, DOI 10.3232/GCG.2008.V2.N1.07.
- Cortés, M.D., Varela, M. (1992). Variación espacio temporal de parámetros físico-químicos y biológicos en la ría de Huelva y área de influencia, en el periodo 1987-1991. *Informes Técnicos*, Instituto Español de Oceanografía, 138, 3-103.

- Costa, M.C., Duarte, J.C. (2005). Bioremediation of acid mine drainage using acidic soil and organic wastes for promoting sulphate-reducing bacteria on a column reactor. *Water, Air, and Soil Pollution*, 165, 325-345.
- Crundwell, F.K. (2003). How do bacteria interact with minerals?. *Hydrometallurgy*, 71, 75-81.
- Cruzado, A., García, H.E., Velasquez Z., Grimaldo, N.S., Bahamon, N. (1998). The Ria de Huelva (SW Spain). Hydrography and general characteristics. En: Morales, J.A., Borrego, J. (eds.), *European land-ocean interaction studies. Second annual scientific conference. Abstract*, 83.
- CSIC-Consejo Superior de Investigaciones Científicas (1990). *Informes de la Construcción*, 42, 407.
- Dagenhart, T.V. Jr., (1980). The acid mine drainage of Contrary Creek, Louisa County, Virginia: Factors causing variations in stream water chemistry: M.Sc. Thesis, University of Virginia, 215 pp.
- Davis, R.A., Welty, A.T., Borrego, J., Morales, J.A., Pendón, J.G., Ryan, J.G. (2000). Rio Tinto estuary (Spain): 5000 years of pollution. *Environmental Geology*, 39, 1107-1116.
- de la Torre, M.L., Grande, J.A., Jiménez, A., Borrego, J., Díaz Curiel, J.M. (2009). Time evolution of an AMD-affected river chemical makeup. *Water Resources Management*, 23 (7), 1275-1289.
- de la Torre, M.L., Grande, J.A., Graiño, J., Gómez, T., Cerón, J.M. (2011). Characterization of AMD Pollution in the River Tinto (SW Spain). *Geochemical Comparison Between Generating Source and Receiving Environment. Water Air Soil Pollution*, 216, 3–19.
- de la Torre, M.L., Grande, J.A., Santisteban, M., Valente, T., Borrego, J., Salguero, F. (2013). Statistical Contrast Analysis of Hydrochemical Parameters Upstream of the Tidal Influence in Two AMD-Affected Rivers. *Mine Water and the Environment*. DOI 10.1007/s10230-013-0258-0.
- de la Torre, M.L., Grande, J.A., Valente, T., Santisteban, M., Cerón, J.C. (2014). Hydrochemical changes in a reservoir that receives water contaminated by acid mine drainage. *Hydrology Research*, DOI:10.2166/nh.2014.114.
- DEAT (2008). *Mine Water Pollution - Acid Mine Decant, Effluent And Treatment: A Consideration Of Key Emerging Issues That May Impact The State Of The Environment* Department of Environmental Affairs and Tourism. Republic of South Africa.
- Dold, B. (2003). Aguas ácidas: formación, predicción, control y prevención. *Minería*, 310, 29-37.
- Druschel, G.K., Baker, B.J., Gihring, T.M., Banfield, J.F. (2004). Acid mine drainage biogeochemistry at Iron Mountain, California. *Geochemical Transactions*, 5 (2), 13-32.

- Elbaz-Poulichet, F., Morley, N.H., Cruzado A., Velasquez, Z., Achterberg, E.P., Braungardt, C.B. (1999). Trace metal and nutrient distribution in an extremely low pH (2,5) river-estuarine system, the Ría of Huelva (South-west Spain). *Science of the Total Environment*, 227, 73-83.
- Elbaz-Poulichet F., Dupuy, C., Cruzado, A., Velasquez, Z., Achterberg, P., Braungardt, C. (2000). Influence of sorption processes by iron oxides and algae fixation on arsenic and phosphate cycle in an acidic estuary (Tinto river, Spain). *Water Research*, 34 (12), 3222-3230.
- Elbaz-Poulichet, F., Braungardt, C., Achterberg, E., Morley, N., Cossa D., Beckers, J., Nomérange, P., Cruzado, A., Leblanc, M. (2001). Metal biogeochemistry In the Tinto-Odiel rivers (Southern Spain) and in the Gulf of Cadiz: a synthesis of results of TOROS project. *Continental Shelf Research*, 21 (18-19), 1961-1973.
- Egal, M., Elbaz-Poulichet, F., Casiot, C., Motelica-Heino, M., Négrel, P., Bruneel, O., Sarmiento, A.M., Nieto, J.M. (2008). Iron isotopes in acid mine waters and iron-rich solids from the Tinto-Odiel Basin (Iberian Pyrite Belt, Southwest Spain). *Chemical Geology*, 253, 162-171.
- Elías, F., Castellvi, F. (1996). *Agrometeorología*. Mapa-Ediciones Mundi-Prensa, Madrid, 517p.
- Europa InfoMine (2013). <http://mapper.infomine.com>. Consulta: 8 Agosto 2013.
- Evangelous, V.P. (1998). Pyrite chemistry: The key for abatement of acid mine drainage. En: Geller, W., Klapper, H., Salomons, W. (eds.), *Acidic mining lakes*, Springer. 197-222.
- Fernández-Caliani, J.C. (2008). Una Aproximación al Conocimiento del Impacto Ambiental de la Minería en la Faja Pirítica Ibérica. *Macla*, 10, 24-28.
- Fernández-Remolar, D., Gómez-Elvira, J., Gómez, F., Sebastian, E., Martín, J., Manfredi, J. A., Torres, J., González Kesler, C., Amils, R. (2004). The Tinto River, an extreme acidic environment under control of iron, as an analog of the Terra Meridiani hematites site of Mars. *Planetary and Space Science*, 52, 239-248.
- Fernández-Rubio, R. (1986). *Abandono de Minas. Impacto Hidrológico*. I.G.M.E. Madrid. 267 pp.
- Flores Caballero M. (1983). *La rehabilitación Borbónica de las minas de Riotinto (1725-1810)*. Instituto de Estudios Onubenses "Padre Marchena". Diputación Provincial de Huelva, Huelva.
- Förstner, U., Wittmann, G.T.W. (1983). *Metal Pollution in the Aquatic Environment*. Springer-Verlag, Berlín, 485 pp.
- Fowler, T.A., Holmes, P.R. y Crundwell, F.K. (2001). On the kinetics and mechanism of the dissolution of pyrite in the presence of *Thiobacillus ferrooxidans*. *Hydrometallurgy*, 59 (2-3), 257-270.

- Fripp, J., Ziemkiewicz, P. y Charkavorki, H. (2000). Acid mine drainage treatment. Ecosystem Management and Restoration Research Program (ERDC TN-EMRRP-SR- 14), U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg, MS, 7 pp.
- Gammons, C.H., Drury, W.J. Li, Y. (2000). Seasonal influences on heavy metal attenuation in an anaerobic treatment wetland, Butte, Montana. ICARD 2000, 1159-1168.
- Gandullo, J.M. (1997). Implicaciones térmicas de la topografía: ensayo de un parámetro termotopográfico. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales*, 6 (1 y 2), 7-15.
- Gausson, H. (1952). La pluviometrie Ibérique. *Revue Géographique des Pyrenées et du Sud-Ouest*, 23 (3), 153-162.
- Gibert, O., de Pablo, J., Cortina, J.L., Ayora, C. (2004). Chemical characterisation of natural organic substrates for biological mitigation of acid mine drainage. *Water Research*, 38, 4186-4196.
- Gold, R.D. (1986). Performance and Operation of Waste Dumps on Steeply Sloping Terrain - Case at Fording Coal. *Int I. Symp. Geotech. Stab. Sfc. Min.*, Calgary, November.
- Gómez Ortiz, D., Martín Crespo, T., Martín Velázquez, S., Lillo, F.J., de Ignacio, C. (2007). Caracterización geoambiental de balsas de lodos mineros mediante tomografía eléctrica. *Geogaceta*, 42, 47-50.
- Grande, J.A. (2011). Impact of AMD processes on the public water supply: hydrochemical variations and application of a classification model to a river in the Iberian Pyritic Belt S.W. Spain *Hydrology Research*, 42 (6), 472–478.
- Grande, J.A., Borrego, J., Morales, J.A. (2000). A study of heavy metal pollution in the Tinto-Odiel estuary in southwestern Spain using factor analysis. *Environmental Geology*, 39 (10), 1095-1101.
- Grande, J.A., Borrego, J., de la Torre, M.L., Sáinz, A. (2003a). Application of cluster analysis to the geochemistry zonation of the estuary waters in the Tinto and Odiel rivers (Huelva, Spain). *Environmental Geochemistry and Health*, 25, 233-246.
- Grande, J.A., Borrego, J., Morales, J. A., de la Torre, M.L. (2003b). A description of how metal pollution occurs in the Tinto–Odiel rias (Huelva-Spain) through the application of cluster analysis. *Marine Pollution Bulletin*, 46 (4), 475-480.
- Grande, J.A., Andújar, J.M., Aroba, J., de la Torre, M.L., Beltrán, R. (2005a). Precipitation, pH and metal load in AMD river basins: An application of fuzzy clustering algorithms to the process characterization. *Journal of Environmental Monitoring*, 7 (4), 325-334.
- Grande, J.A., Beltrán, R., Sáinz, A., Santos, J.C., de la Torre, M.L., Borrego, J. (2005b). Acid mine drainage and acid rock drainage processes in the environment of Herrerías Mine (Iberian Pyrite Belt, Huelva-Spain) and impact on the Andevalo Dam. *Environmental Geology*, 47 (2), 185-196.

- Grande, J.A., de la Torre, M.L., Cerón, J.C., Beltrán, R., Gómez, T. (2010a). Overall hydrochemical characterization of the Iberian Pyrite Belt. Main acid mine drainage-generating sources (Huelva, SW Spain). *Journal of Hydrology*, 390, 123-130.
- Grande, J.A., Andújar, J.M., Aroba, J., Beltrán, R., de la Torre, M.L., Cerón, J.M., Gómez, T. (2010b). Fuzzy Modeling of the Spatial Evolution of the Chemistry in the Tinto River (SW Spain). *Water Resources Management*, 24, 3219–3235.
- Grande, J.A., Jiménez, A., Borrego, J., de la Torre, M.L., Gómez, T. (2010c). Relationships between conductivity and pH in channels exposed to acid mine drainage processes: study of a large mass of data using classical statistics. *Water Resources Management*, 24, 4579-4587.
- Grande, J.A., Jiménez, A., de la Torre, M.L., Romero, S., Gómez, T. (2010d). Quantification of Heavy Metals from A.M.D. Discharged into a Public Water Supply Dam in the Iberian Pyrite Belt (SW Spain) using centered moving average. *Water Air Soil Pollution*, 212, 299–307.
- Grande, J.M., Aroba, J.A., Andújar, J., Gómez, T., de la Torre, M.L., Borrego, J., Romero, S., Barranco, C., Santisteban, M. (2011). Tinto Versus Odiel: Two AMD Polluted Rivers and an Unresolved Issue. An Artificial Intelligence Approach. *Water Resources Management*, 25 (14), 3575-3594.
- Grande, J.A., de la Torre, M.L., Andújar, J., Valente, T., Santisteban, M. (2013a). Definition of a clean energy system for decontamination of acid mine waters and recovering their metal load. *Mineralogical Magazine*, DOI:10.1180/minmag.2013.077.5.7.
- Grande, J. A., Santisteban, M., de la Torre, M. L., Valente, T., Pérez- Ostalé, E. (2013b). Characterisation of AMD Pollution in the Reservoirs of the Iberian Pyrite Belt. *Mine Water Environment*, DOI 10.1007/s10230-013-0236-6
- Grande, J. A., Valente, T., de la Torre, M. L., Santisteban, M., Cerón, J.C., Pérez- Ostalé, E. (2013c). Characterization of acid mine drainage sources in the Iberian Pyrite Belt: base methodology for quantifying affected areas and for environmental management. *Environmental Earth Sciences*, DOI 10.1007/s12665-013-2652-0.
- Gray, N. F. (1996). Field assessment of acid mine drainage contamination in surface and ground water. *Environmental Geology*, 27 (4), 358–361.
- Gustafsson, H.E., Lundgren, T., Lindvall, M., Lindahl, L-E., Eriksson, N., Jönsson, H., Broman, P.G., Göransson, T. (1999). The Swedish Acid Mine Drainage Experience: Research, Development, and Practice. En: Azcue, J.M. (ed.). *Environmental impacts of mining activities. Emphasis on mitigation and remedial measures*. Springer Verlag, Berlin. 203 - 228.

Gusek, J.J. (2002). Sulfate-Reducing Bioreactor Design and Operating Issues: Is This the Passive Treatment Technology for Your Mine Drainage? presented at the Nation Association of Abandoned Mine Land Programs, Park City, Utah, September 15-18.

Hackett, B. (1972). Landscape development of steep slopes. Oriel Press Ltd, Newcastle Upon Tyne, England.

Hammarstrom, J.M., Seal, R.R., II, Ouimetter, A.P., Foster, S.A. (2001). Sources of metals and acidity at the Elizabeth and Ely mines: Vermont-Geochemistry and mineralogy of solid mine waste and the role of secondary minerals in metal recycling. En: Hammarstrom, J.M., Seal, R.R., II (eds.), Environmental Geochemistry and Mining History of Massive Sulfide Deposits in the Vermont Copper Belt. Society of Economic Geologists Guidebook Series, 35, 213-248.

Harvey, C.E. (1981). The Rio Tinto Company: an economic history of a leading mining concern. Alison Hodge (ed.), Cornwall, 1873-1954.

Hedin, R. S., Nairn, R.W. (1993). Contaminant removal capabilities of wetlands constructed to treat coal mine drainage. En: Moshiri, G. A. (ed.), Constructed Wetlands for Water Quality Improvement. CRC Press, Boca Raton, 187-195.

Hedin, R.S., Watzlaf, G.R., Nairn, R.W. (1994). Passive treatment of acid mine drainage with limestone. Journal of Environmental Quality, 23 (6), 1338-1345.

Hedin, R. (1997). Passive mine water treatment en the Eastern United States. CIWEM National Conference, Minewater treatment using wetlands, Newcastle, 1, 1- 15.

ICARD (2000). Improvements seen in acid-mine-drainage technology. Fifth International Conference on acid rock drainage. Denver CO, May, 21-24. Mining Engineering, 67-70.

ICSG (2013). International Copper Study Group ICSG. The World Copper Factbook 2012. <http://www.icsg.org>. Consulta: 2 Octubre 2013.

IGME (1982). Síntesis Geológica de la Faja Pirítica del SO de España. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, 106.

Instituto de Estadística y Cartografía de Andalucía. <http://www.juntadeandalucia.es/institutodeestadisticaycartografia/temas/tema06.html>. Consulta: 4 Agosto 2013.

Jambor, J.L. (1994). Mineralogy of sulfide-rich tailings and their oxidation products. En: Jambor, J.L., Blowes, D.W. (eds.), Environmental Geochemistry of Sulfide Mine-wastes. Short Course, 22. Mineralogical Association of Canada, 59-102.

Jambor, J.L., Dutrizac, J.E., Groat, L.A., Raudsepp, M. (2002). Static tests of neutralization potentials of silicate and aluminosilicate minerals. Environmental Geology, 43, 1-17.

- Jiménez, A. (2009). Caracterización de procesos de drenaje ácido de mina en la cuenca del río Cobica. Tesis Doctoral. Universidad de Huelva (Ined.).
- Jiménez, A., Aroba, J., de la Torre, M.L., Andújar, J.M., Grande, J.A. (2009). Model of behaviour of conductivity versus pH in acid mine drainage water, based on fuzzy logic and data mining techniques. *Journal of Hydroinformatics*, 11 (2), 147-153.
- Johnson, D.B., Hallberg, K.B. (2005). Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the Total Environment*, 338, 3-14.
- Julivert, M., Fontboté, J. M., Ribeiro, A., Conde L. (1974). Mapa tectónico de la Península Ibérica y Baleares. Servicio de Publicaciones. Ministerio de Industria. IGME, 113 pp.
- Junghans M., Helling C. (1998). Historical mining, uranium tailings and waste disposal at one site: Can it be managed? A hydrogeological analysis. En: Balkema (ed.), *Proceedings of the International Conference of Tailings and Mine Waste*, Fort Collins, CO, USA, 26-28 January 1998, 117-126.
- Kelly, M. (1998). *Mining and the Freshwater Environment*. London: Elsevier Applied Science/ British Petroleum UK, 231 pp.
- Kepler, D., McCleary, E. (1994). Successive alkalinity producing systems (SAPS) for the treatment of acidic mine drainage. *International Land Reclamation and Mine Drainage Conference and Third International Conference on the Abatement of Acidic Drainage*, Pittsburgh, April, 195-204.
- Lago, J., Rapp, I. (1997). Software informático PROCLI, versión 1.0.
- Leblanc, M, Morales, J.A., Borrego, J., Elbaz-Poulichet, F. (2000) A 4500 years old mining pollution in Southwestern Spain: long-term concerns for modern mining pollution. *Economic Geology*, 56, 655-661.
- Leistel, J.M., Marcoux, E., Thieblemont, D., Quesada, C., Sánchez, A., Almodóvar, G., Pascual, S. and Sáez, R. (1998). The volcanic hosted massive sulphide deposits of the Iberian Pyrite Belt. *Mineral Deposita*, 33, 2-30.
- LME (2011). London Metal Exchange. <http://www.lme.com>. Consulta: 2 Septiembre 2013.
- López-Pamo, E., Baretino, D., Ortiz, G., Arranz, I.C., Martínez Pledel, B., Martín Rubí, J.A. (2001). Cartografía y cubicación de los lodos mineros vertidos en la cuenca del río Guadiamar y su caracterización química y mineralógica. En: Carrera, J., Mediavilla, C. (eds.), *Las aguas y los suelos tras el accidente de Aznalcóllar*. Boletín Geológico y Minero, Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, 112, 95-102.
- López-Pamo, E., Aduvire, O., Baretino, D. (2002). Tratamientos pasivos de drenajes ácidos de mina: estado actual y perspectivas de futuro. *Boletín Geológico y Minero*, 113 (1), 3-21.

- López-Pamo, E., Sánchez-España, J., Biez Ercilla, M., Santofimia Pastor, E., Reyes Andrés, J. (2009). Cortas inundadas de la Faja Pirítica: inventario e hidroquímica. IGME, Madrid, 279 pp.
- Loredo, J., Ordóñez, A., Pendás, F. (2001). La escombrera de Morgao como acuífero: Estudio hidrogeoquímico. En: I International Workshop on Investigation. Management and Remediation of Contaminated Aquifers. IGME, Alicante, España.
- Loredo, J., Pendás, F. (2005). Implicaciones de la Directiva Marco en la gestión de aguas de minas. En: López-Geta, J. A., Pulido Bosch, A., Baquero Úbeda, J.C. (eds.), Agua, minería y medio ambiente. Libro homenaje al profesor Fernández-Rubio. IGME, Madrid, 535-544.
- Lyew, D., Sheppard, J. (2001). Use of conductivity to monitor the treatment of acid mine drainage y sulphate-reducing bacteria. *Water Resources Management*, 35(8), 2081–2086.
- M.O.P.U. (1987). Medio Ambiente en España, 1986. D.G.M.A. Madrid metal discharge into the ria of Huelva. *Environment international*, 20, 557-566.
- MacCallum, B. (1989). Seasonal and spatial distribution of bighorn sheep at an open pit coal mine in the Alberta foothills, En: Walker, D.G. (ed.), *Proceedings of the Conference: Reclamation, a Global Perspective*. Edmonton, Alberta. RRTAC 89-2, 141-149.
- Macias, F. (2012). Estudio mineralógico y geoquímico de la optimización de un sistema de tratamiento pasivo de drenaje ácido de mina con alta carga metálica. Tesis Doctoral, Universidad de Huelva, ISBN: 978-84-15633-81-5.
- Macrae, S.G. (1983). The soil scientist's contribution to quarry design and reclamation. *Reclamation'83. Industrial Seminars*, Tunbridge Wells.
- Mandariaga, C. (1920). La repatriación del beneficio de nuestras piritas. Antecedentes para el estudio de una nacionalización. Junta de Pensiones para Ingenieros y Obreros.
- Manzano, M., Ayora, C., Carrera, J., Custodio, E., Mediavilla, C. (2008). Estudio de la afección del Vertido de Aznalcóllar a las aguas subterráneas. En: *La restauración ecológica del río Guadiamar y el Proyecto del Corredor Verde*. Junta de Andalucía. Capítulo 6, 121-124.
- Markland, A., Eurenus, J. (1976). Stability investigations of existing tailings dam. 12th International Conference on Large Dams, ICOL, Mexico, 407-417.
- McGuinness, S., Johnson, D.B. (1993). Seasonal variations in the microbiology and chemistry of an acid mine drainage stream. *Science of the Total Environment*, 132, 27-41.
- MEND (2013). Mine Environment Neutral Drainage. <http://mend-nedem.org>. Consulta: 24 Mayo 2013.

Ministerio de Industria, Energía y Turismo.
<http://www.minetur.gob.es/ENERGIA/MINERIA/ESTADISTICA/Paginas/Consulta.aspx>.

Consulta: 22 Mayo 2013.

Mollah, M., Morkovsky, P., Gomes, J., Kesmez, M., Parga, J., Cocke, D.L. (2004). Fundamentals, Present and Future Perspectives of Electrocoagulation. *Journal of Hazardous Materials*, B114, 199–210, DCN 03300.

Moreno, C. (1987). Sedimentación marina somera en el Carbonífero de la Zona Sur-Portuguesa. *Geogaceta*, 3, 15-17.

Moreno, C. (1988). Dispositivos turbidíticos sincrónicos en el Carbonífero Inferior de la Faja Pirítica Ibérica (Zona Sur-Portuguesa). *Estudios Geológicos*, 44, 233-242.

Moreno, C., Sáez, R. (1989). Petrology and source of the Culm sandstone of the Spanish Pyrite Belt, South Portuguese Zone. *Boletín Geológico y Minero*, 100 (1), 134-147.

Moreno, C., Sequeiros, L. (1989). The basal shaly formation of the Iberian Pyrite Belt (South Portuguese Zone): Early Carboniferous bituminous deposits. *Paleogeograph, Paleoclimatology, Paleoecology*, 73 (3/4), 233-241.

Moreno, C., (1993) Postvolcanic paleozoic of the Iberian Pyrite Belt: An example of basin morphologic control on sediment distribution in a turbidite basin. *Journal of Sedimentary Petrology*, 63, 1118-1128.

Moreno, C., Sierra, S., Sáez, R. (1996) Catastrophism evidence in the Famennian-Dinantian limit of the Iberian Pyrite Belt. En: Strogen, P., Sommerville, I.D., Jones, G.L. (eds.), *European Dinantian Environments*. Geological Society, London, Special Publications, 107, 153-162.

Moreno, C., González, F., Sáez, R., Sierra, S. (2003). Inicio del vulcanismo en el sector de Calañas (Faja Pirítica Ibérica). *Caracterización y datación*. *Geogaceta*, 33, 59-62.

Moreno, C., González, F. (2004). En: Vera, J.A. (ed.), *Geología de España*. Sociedad Geológica de España.

Mukhopadhyay, B., Bastias, L., Mukhopadhyay, A. (2007). Limestone drain design parameters for acid rock drainage mitigation. *Mine Water and the Environment*, 26, 29-45.

Nebel, B.J., Wright, R.T. (1999). *Ciencias ambientales. Ecología y desarrollo sostenible*. México: Prentice Hall.

Neculita, C.M., Zagury, G.J., Brussiè, B. (2007). Passive treatment of acid mine drainage in bioreactors using sulfate-reducing bacteria: critical review and research needs. *Journal of Environmental Quality*, 36, 1-16.

- Nicholson, R.V. (1994). Iron-sulfite oxidation mechanism. En: White, A.F., Brantley, R.J. (eds.), *Chemical weathering rates of silicate minerals*. Mineralogical Society of America, 31, 173–225.
- Nieto, J. M., Sarmiento, A. M., Olías, M., Cánovas, C. R., Riba, I., Kalman, J., Delvalls, T.A. (2007). Acid mine drainage pollution in the Tinto and Odiel rivers (Iberian Pyrite Belt, SW Spain) and bioavailability of the transported metals to the Huelva estuary. *Environmental International*, 33 (4), 445–455.
- Nocete, F., Linares J.A. (1999). Las primeras sociedades mineras en Huelva Alosno. En: *Historia de la provincia de Huelva*, Capítulo 4, 50-64.
- Nocete, F., Álex, E., Nieto, J.M., Sáez, R., Bayona, M.R. (2005). An archaeological approach to regional environmental pollution in the south-western Iberian Peninsula related to Third millennium BC mining and metallurgy. *Journal of Archaeological Science*, 32, 1566- 1576.
- Nordstrom, D.K., Alpers, C.N. (1999). Geochemistry of acid mine waters. En: Plumlee, G.S., Logsdon, M.J. *The environmental geochemistry of mineral deposits, Part A: Processes, techniques and health issues*. *Reviews in Economic Geology*, 6A, 133-160.
- NRC (2010). Natural Resources Canada. The Canadian MEND Program – Past Experience and the way forward. DAZA ProProject Workshop, Santiago, Chile. <http://www.innovacionambiental.cl/archivos/1272324143.pdf>. Consulta: 17 Septiembre 2013.
- Oldecop, L., Rodríguez, R. (2006). Estabilidad de las presas de residuos minero-metalúrgicos. En: Rodríguez, R., García-Cortés, A. (eds), *Los residuos minero-metalúrgicos en el medio ambiente*. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, 758 pp.
- Olías, M., Nieto, J.M., Sarmiento, A.M., Cerón, J.C., Cánovas, C.R., (2004). Seasonal water quality variations in a river affected by acid mine drainage: the Odiel River (South West Spain). *Science of the Total Environment*, 333, 267–281.
- Olías, M., Cerón, J.C., Fernández, I., de la Rosa, J. (2005). Distribution of rare earth elements in an alluvial aquifer affected by acid mine drainage: the Guadiamar aquifer (SW Spain). *Environmental Pollution*, 135, 53–64.
- Olías, M., Cerón, M., Moral, F., Ruiz, F. (2006). Water quality of the Guadiamar River after the Aznalcollar spill (SW Spain). *Chemosphere*, 62, 213–225.
- Olías, M., Nieto, J. M., Sarmiento, A. M., Cánovas, C. R. (2010). La Contaminación Minera de los Ríos Tinto y Odiel. Junta de Andalucía.
- Olías, M., Nieto, J.M., Sarmiento, A.M., Cánovas, C.R., Galvan, L. (2011). Water Quality in the Future Alcolea Reservoir (Odiel River, SW Spain): A Clear Example of the Inappropriate Management of Water Resources in Spain. *Water Resources Management*, 25 (1), 201-215.
- Olías, M., Nieto, J.M. (2012). El impacto de la minería en los ríos Tinto y Odiel a lo largo de la historia. *Revista de la Sociedad Geológica de España*, 25 (3-4).

- Oliveira, J.T. (1990). The South Portuguese Zone. Stratigraphy and synsedimentary tectonism. En: Dallmeyer, R.D., Martínez-García, E. (eds.), Pre-Mesozoic Geology of Iberia. Springer-Verlag. Berlín, 334-347.
- Oliveira, J.T., Wagner-Gentis, C.H.T. (1983). The Mértola and Mira formational boundary between Dogueno and Almada de Ouro, marine Carboniferous of the South Portugal. *Anais Faculdade Ciências Porto*, 64, 1-39.
- Oliveira, J.T., Quesada, C. (1998). A comparison of stratigraphy, structure and paleogeography of the South Portuguese zone and Southwest England, European Variscides. *Geoscience in South-West England, The Scott Simpson Lecture, Annual Conference of the Ussher Society*, 9, 141-150.
- Ordóñez, A. (1999). Sistemas de Tratamiento pasivo para aguas ácidas de mina. Experiencias de laboratorio, Diseño y ejecución. Tesis Doctoral, Universidad de Oviedo, ISBN: 978-84-690-7854-9.
- Ortiz, M. (2003). Aproximación a la minería y metalurgia de minas de Riotinto desde la antigüedad al siglo XIX. Tesis Doctoral. Universidad de Madrid.
- Pérez Macías, J.A. (1996). Metalurgia extractiva prerromana en Huelva. Servicio de publicaciones de la Universidad de Huelva.
- Pérez-Ostale, E., Grande, J.A., de la Torre, M.L., Valente, T., Cerón, J.C., Santisteban, M. (2013). Inventory of mining and quantification of affected areas in the Iberian Pyrite Belt (SW Spain). *Methodological contribution to environmental management. Water Resources Forest, Oc. & Marine Ecosystem*, ISSN: 1314-2704, 1, 613-621.
- Pinedo Vara, I. (1963). Piritas de Huelva Su historia, minería y aprovechamiento. Summa. Madrid, 1003 pp.
- Pisapia, C., Chaussidon, M., Mustin, C., Humbert, B. (2007). O and S isotopic composition of dissolved and attached oxidation products of pyrite by *Acidithiobacillus ferrooxidans*: Comparison with abiotic oxidations. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 71, 2474–2490.
- Plumlee, G.S. (1999). The environmental geology of mineral deposits, En: Plumlee, G.S., Logsdon, M.J. (eds.), *The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits Part A: Processes, Techniques and Health Issues, Reviews in Economic Geology*, 6A, 71-116.
- Prasad, D., Wai, M., Berube, P., Henry, J.G. (1999). Evaluating substrates in the biological treatment of acid mine drainage. *Environmental Technology*, 20, 449-458.
- Quesada, C. (1996). Estructura del sector español de la Faja Pirítica: implicaciones para la exploración de yacimientos. *Boletín Geológico y Minero*, 107, 65–78.
- Rimstidt, J. D., Vaughan, D. J. (2003). Pyrite oxidation: A state-of-the-art assessment of the reaction mechanism. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 65 (5), 873-880.

- Ripley, E.A. et al. (1996). *Environmental Effects of Mining*. Delray Beach, Florida: St. Lucie Press.
- Rodríguez, J., Stopic, S., Krause, G., Friedrich, B. (2007). Feasibility Assessment of Electrocoagulation Towards a New Sustainable Wastewater Treatment. *Environmental Science and Pollution Research*, 14 (7), 477–482.
- Rodríguez, R., García-Cortés, A. (2006). *Los residuos minero-metalúrgicos en el medio ambiente*. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, 758 pp.
- Routhier, P., Aye, F., Boyer, C., Lècolle, M., Molière, P., Picot, P., Roger, G. (1978). La Ceinture Sud-Ibérique à amas sulfurés dans sa partie espagnole mediane. *Mém BRGM*, 94, 265 pp.
- Ruiz, F., González-Regalado, M.L., Borrego, J., Morales, J.A., Pendón, J.G., Muñoz, J.M. (1998). Stratigraphic sequence, elemental concentrations and heavy metal pollution in Holocene sediments from the Tinto-Odiel Estuary, southwestern Spain. *Environmental Geology*, 34, 270-278.
- Sáez, R. (2010). *La Faja Pirítica Ibérica, Una perspectiva geológica, arqueológica y ambiental*. Tesis Doctoral, Universidad de Huelva (Ined.).
- Sáez, R., Moreno, C. (1997). Geology of the Puebla de Guzmán Anticlinorium. En: Barriga, F., Carvalho, D. (eds.), *Geology and VMS Deposits of the Iberian Pyrite Belt*. Society of Economic Geology, Guidebook series, Littleton (Colorado), 27, 131-136.
- Sáez, R., Almodóvar, G.R., Pascual, E. (1996). Geological constraints on massive sulphide genesis in the Iberian Pyrite Belt. *Ore Geology Reviews*, 11, 429-451.
- Sáez, R., Nocete, F., Nieto, J.M., Capitán, M. A., Rovira, S. (2003). The extractive metallurgy of copper from Cabezo Juré, Huelva, Spain: Chemical and mineralogical study of slags dates to the third millenium B.C. *The Canadian Mineralogist*, 41, 627-638.
- Sáez, R., Pascual, E., Toscano, M., Almodovar, G.R. (1999). The Iberian type of volcano-sedimentary massive sulphide deposits. *Mineralium Deposita*, 34, 549-570.
- Sáinz, A. (1999). *Estudio de la Contaminación Química de Origen Minero en el Río Odiel*. Tesis Doctoral, Universidad de Huelva (Ined.).
- Sáinz, A., Grande, J.A., de la Torre, M.L. (2000a). El Tinto y el Odiel: dos ríos para una reflexión. *Tecnología del agua*, 207, 28-35.
- Sáinz, A., Grande, J.A., de la Torre, M.L., López, N. (2000b). Análisis de la contaminación por AMD en la cuenca del río Odiel. *Residuos*, 57, 91-98.
- Sáinz, A., Grande, J.A., de la Torre, M.L., Sánchez-Rodas, D. (2002). Characterisation of sequential leachate discharges of mining waste rock dumps in the Tinto and Odiel Rivers, *Journal of Environmental Management*, 64, 345-353.

- Sainz, A., Grande, J.A., de la Torre, M.L. (2003). Odiel River, acid mine drainage and current characterisation by means of univariate analysis. *Environment International*, 29, 51-59.
- Sáinz, A., Grande, J.A., de la Torre, M.L. (2004). Characterisation of heavy metal discharge into the ria of Huelva. *Environment international*, 20, 557-566.
- Sáinz, A., Grande, J.A., de la Torre, M.L. (2005). Application of a systemic approach to the study of pollution of the Tinto and Odiel rivers (Spain). *Environmental Monitoring and Assessment*, 102, 435-445.
- Sánchez-España, J., López-Pamo, E., Santofimia, E. (2007). The oxidation of ferrous iron in acidic mine effluents from the Iberian Pyrite Belt (Odiel Basin, Huelva, Spain): Field and laboratory rates. *Journal of Geochemical Exploration*, 92, 120-132.
- Sánchez-España, J., López-Pamo, E., Santofimia, E., Aduvire, O., Reyes, J., Baretino, D. (2005). Acid mine drainage in the Iberian Pyrite Belt (Odiel river watershed, Huelva, SW Spain): Geochemistry, mineralogy and environmental implications. *Applied Geochemistry*, 20, 1320-1356.
- Sánchez-España, J., López-Pamo, E., Santofimia, E., Aduvire, O., Reyes, J., Martín, J.A. (2006a). The impact of acid mine drainage on the water quality of the Odiel river (Huelva, Spain): evolution of precipitate mineralogy and aqueous geochemistry along the Concepcion-Tintillo segment. *Water, Air and Soil Pollution*, 173, 121-149.
- Sánchez-España, J., López-Pamo, E., Santofimia, E., Pastor, J., Reyes, J., Martín, J.A. (2006b). The Removal of Dissolved Metals by Hydroxysulphate Precipitates during Oxidation and neutralization of Acid Mine Waters, Iberian Pyrite Belt. *Aquatic Geochemistry*, 12, 269-298.
- Sánchez-Rodas, D., Gómez-Ariza, J.L., Giraldez, I., Velasco, A., Morales, E. (2005). Arsenic speciation in river and estuarine waters from southwest Spain. *Science of the Total Environment*, 345 (1-3), 207-217.
- Sand, W., Gehrke, T., Jozsa, P.G., Schippers, A. (2001). (Bio)chemistry of bacterial leaching-direct vs. indirect bioleaching. *Hydrometallurgy*, 59, 159-175.
- Santisteban, M., Grande, J.A., de la Torre, M.L., Valente, T., Cerón, J.C. (2013). Acid mine drainage in semi-arid regions: the extent of the problem in the waters of reservoirs in the Iberian Pyrite Belt (SW Spain). *Hydrology Research*, DOI: 102166/nh2013086.
- Santofimia, E., López Pamo, E., Montero González, E. (2011). La corta inundada de Aznalcóllar y su uso como vertedero de residuos mineros (Sevilla, España). *Boletín Geológico y Minero*, 122 (2), 235-246.
- Santofimia, E., López-Pamo, E., Reyes, M., Andrés, J. (2012). Changes in stratification and iron redox cycle of an acidic pit lake in relation with climatic factors and physical processes. *Journal of Geochemical Exploration*, 116-117, 40-50.

- Sarmiento, A.M. (2007) Estudio de la contaminación por drenajes ácidos de mina de las aguas superficiales en la cuenca del río Odiel (SO España). Tesis Doctoral, Universidad de Huelva, ISBN: 978-84-16061-03-7.
- Sarmiento, A.M., Nieto, J.M., Casiot, C., Elbaz-Poulichet, F., Egal, M. (2009a). Inorganic arsenic speciation at river basin scales: The Tinto and Odiel Rivers in the Iberian Pyrite Belt, S.W Spain. *Environmental Pollution*, DOI: 10.1016/j.envpol.2008.12.002.
- Sarmiento, A.M., Nieto, J.M., Olías, M., Cánovas, C.R., (2009b). Hydrochemical characteristics and seasonal influence on pollution by acid mine drainage in the Odiel river basin. *Applied Geochemistry*, 24 (4), 697–714.
- Schermerhörn, L.J.G. (1971). An outline stratigraphy of the Iberian Pyrite Belt. *Boletín Geológico y Minero*, 82, 239-268.
- Schubert, J.P., Prodan, P.F. (1982). Groundwater pollution resulting from disposal of pyritic coal wastes. En: Duijvenbooden, W. van, Glasbergen, P., Lelyveld, H. van (eds.), *Quality of groundwater: proceedings of an international symposium, Noordwijkerhout, The Netherlands, 23-27 March 1981. Studies in Environmental Science*, 17, 319- 327.
- Schutz, W., Ebneht, J., Meyer, K.D. (1987). Trondhjemites, tonalites and diorites in the South Portuguese Zone and their relations to the vulcanites and mineral deposits of the Iberian Pyrite Belt. *Geologische Rundschau*, 76, 201-212.
- Seal, R.R. II, Hammarstrom, J.M. (2003). Geoenvironmental models of mineral deposits: examples from massive sulfide and gold deposits. En: Jambor, J.L, Blowes, D.W., Ritchie, A.I.M. (eds.), *Environmental Aspects of Mine Wastes. Short Course series*, 31. Mineralogical association of Canada, 23, 11-50.
- Singhal, R.K. (1988). Western Canada's Mountains Challenge Waste-Dump Planners. *Environ Monit Assess*, 189 (6), 63-64.
- Silva, J.B., Oliveira, J.T., Ribeiro, A. (1990). Structural outline of the South Portuguese Zone. En: Dallmeyer, R.D., Martínez García, E. (eds.), *PreMesozoic Geology of Iberia*. Springer Verlag, 348-362.
- Silverman, M.P. (1967). Mechanism of Bacterial Pyrite Oxidation. *Journal of Bacteriology*, 94, 1046-1051.
- Simancas, F. (2004). Zona Sudportuguesa. En: Vera, J.A. (Ed.), *Geología de España*. Instituto Geológico y Minero de España & Sociedad Geológica de España, Madrid.
- Singer, P.C., Stumm, W. (1970). Acidic mine drainage: the rate determining step. *Science*, 167, 1121-1123.
- Skousen, J., Sexstone, A., Garbutt, K., Sencindiver, J. (1994). Acid mine drainage treatment with wetlands and anoxic limestone drains. En: Kent, D.M. (Ed). *Applied wetlands science and technology*. Lewis Publishers, Boca Raton, 263-281.

- Skousen, J., Rose, A., Geidel, G., Foreman, J., Evans, R., Hellier, W. (1998). Handbook of technologies for avoidance and remediation of acid mine drainage. Published by The National Mine Land Reclamation Center, West Virginia University, Morgantown, West Virginia, 123 pp.
- Smit, J.P. (1999). The Treatment of polluted Mine Water. En: Proceedings of the Congress of the International Mine Water Association. Sevilla, Spain, 13-17 September 1999. Volume II, 467-471.
- Smith, K.S. (1999). Metal sorption on mineral surfaces: An overview with examples relating to mineral deposits. En: Plumlee, G.S., Logsdon, M.J. (eds.), The Environmental Geochemistry of Mineral Deposits, Part A: Processes, techniques, and health issues, Reviews in Economic Geology, 6A, 161-182.
- Sobron, P., Rull, F., Sobron, F., Sanz, A., Medina, J., Nielsen, C.J. (2007). Raman spectroscopy of the system iron(III)-sulfuric acid-water: An approach to Tinto River's (Spain) hydrogeochemistry. Spectrochimica Acta Part A, 68, 1138-1142.
- Soderberg, R., Busch, R. (1977). Design Guide for Metal and Nonmetal Tailings Disposal. U.S. Bureau of Mines, IC8755.
- Soriano, C., Martí, J. (1999). Facies analysis of volcano-sedimentary successions hosting massive sulfide deposits in the Iberian Pyrite Belt, Spain. Economic Geology, 94, 867-882.
- Stenner, R.D., Nicless, G. (1975). Heavy metals in organism of the Atlantic Coast of Southwestern Spain and Portugal. Marine Pollution Bulletin, 6, 89-92.
- Stoffregen, R.E., Alpers, C.N., Jambor, J.L. (2000). Alunite-jarosite crystallography, thermodynamics, and geochronology. En: Alpers, C.N., Jambor, J.L., Nordstrom, D.K. (eds.), Sulfate Minerals: Crystallography, Geochemistry, and Environmental Significance. Reviews in Mineralogy and Geochemistry, 40. Mineralogical Society of America, Washington, DC, 453-479.
- Strauss, G.K. (1970). Sobre la geología de la provincia piritífera del suroeste de la Península Ibérica y de sus yacimientos, en especial sobre la mina de pirita de Lousal (Portugal). Memoria Instituto Geológico y Minero de España, 77, 1-266.
- Thieblemont, D., Pascual, E., Stein, G. (1998). Magmatism in the Iberian Pyrite Belt: petrological constraints on a metallogenic model. Mineralium Deposita, 33, 98-110.
- Tomás, X., Obiols, J., Peiró, L., Riber, L. (1983). La contaminación por metales pesados en agua de la ría de Huelva. Análisis de resultados. Afinidad, XL, 305-309.
- Tornos, F. (2006). Environment of formation and styles of volcanogenic massive sulfides: The Iberian Pyrite Belt. Ore Geology Reviews, 28, 259-307.
- Tornos, F. (2008). La geología y metalogenia de la Faja Pirítica Ibérica. Macla, 10, 13-23.

Tornos, F., Gonzalez Clavijo, E., Spiro, B. (1998). The Filón Norte orebody, Tharsis, Iberian Pyrite Belt: aproximal low-temperature shale-hosted massive sulphide in a thin-skinned tectonic belt. *Mineralium Deposita*, 33, 150-169.

Tributsch, H. (2001). Direct versus indirect bioleaching. *Hydrometallurgy*, 59, 177–185.

Yousuf, M., Mollah, M., Schennach, R., Parga,, J.R., Cocke, D.L. (2001). Electrocoagulation (EC)-Science and applications. *Journal of Hazardous Materials*, 84 (1), 29–41.

U.S. Department of the Interior. (1970). Treatment of Acid Mine Drainage by Reverse Osmosis. Water Pollution Control Research Series, 14010 DYK 03/70.

U.S. Department of the Interior. (1990). Long term removal and retention of iron and manganese from acid mine drainage in wetlands. Vol. I. Bureau of Mines, USDI: Washington, DC.

USEPA (1994). Acid Mine Drainage Prediction, U.S. Environmental Protection Agency. Office of Solid Waste, EPA530-R-94-036.

USEPA (2000a). Coal remining best management practices guidance manual. Office of Science and Technology Engineering and Analysis Division. Washington DC. EPA 821-R-00-007.

USEPA (2000b). Free Water Surface Wetlands. Wastewater Technology Fact Sheet. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water. EPA 832-F-00-024.

USEPA (2000c). Wetlands: Subsurface Flow. Wastewater Technology Fact Sheet. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Water. EPA 832-F-00-023.

USEPA (2006). Management and Treatment of Water from Hard Rock Mines. Office of Research and Development, EPA625-R-06-014.

USEPA (2006). Acid mine drainage. Available from: http://water.epa.gov/polwaste/nps/acid_mne.cfm. Consulta: 20 Junio 2012.

USGS (2013). U.S. Geological Survey. Field Calibration of Stable Isotopic Fractionation Associated with Biotic and Abiotic Sulfate Removal Processes http://crustal.usgs.gov/projects/aqueous_geochemistry/field_calibration.html. Consulta: 20 Mayo 2013.

Utgikar, V.P., Tabak, H.H., Haines, J.R., Govind, R., (2003). Quantification of toxic and inhibitory impact of copper and zinc on mixed cultures of sulfate-reducing bacteria. *Biotechnol Bioengineering*, 82, 306-312.

Valente, T. (2004). Modelos de caracterização do impacto ambiental para escombrelas reactivas – equilibrio e evolução de residuos de actividade extractiva. PhD. Thesis, Repositório Universidade do Minho, Portugal.

- Valente, T., Leal Gomes, C. (2007). The role of two acidophilic algae as ecological indicators of acid mine Drainage sites. *Journal of Iberian Geology*, 33 (2), 283-294.
- Valente, T., Leal Gomes, C. (2009a). Fuzzy modelling of acid mine drainage environments using geochemical, ecological and mineralogical indicators. *Environmental Geology*, 57, 653-663.
- Valente, T., Leal Gomes, C. (2009b). Occurrence, properties and pollution potential of environmental minerals in acid mine drainage. *Science of the Total Environment*, 407, 1135-1152.
- Valente, T.M., Antunes, M., Sequeira Braga, A., Prudencio, M. I., Marques, R., Pamplona, J. (2012). Mineralogical attenuation for metallic remediation in a passive system for mine water treatment. *Environmental Earth Sciences*, 66, 39–54.
- Valente, T., Grande, J.A., de La Torre, M.L., Santiesteban, M., Cerón, J.C. (2013). Mineralogy and environmental relevance of AMD-precipitates from the Tharsis mines, Iberian Pyrite Belt (SW, Spain). *Applied Geochemistry*, 39, 11-25.
- Van den Boogaard, M. (1967). *Geology of the Pomarão region (southern Portugal)*. PhD Thesis, Rotterdam, 113 pp.
- Vera, J.A. (2004). *Geología de España, Sociedad Geológica de España / Instituto Geológico y Minero de España (SGE/IGME)*, Madrid, 890 pp.
- Vick, S.G. (1983). *Planning, Design and Analysis of Tailings Dams*. Ed. Wiley, New York. 369 pp.
- Volpe, R. (1979). *Physical and Engineering Properties of Copper Tailings. Current Geotechnical Practice in Mine Waste Disposal*, ASCE, 242-260.
- Walton-Day, K. (1999). Geochemistry of the processes that attenuate acid mine drainage in wetlands. En: Plumlee, G.S., Logsdon, M.J. (eds.), *The environmental geochemistry of mineral deposits. Reviews in Economic Geology*, SEG, Littleton, CO. USA. (6A), 215- 228.
- Wang, H. (2010). Characteristics of acid mine drainage and its pollution control. 2010 4th International Conference on Bioinformatics and Biomedical Engineering, ICBBE 2010, art. 5517409.
- Watzlaf, G., Hyman, D. (1995). Limitations of passive systems for the treatment of mine drainage. 17th Annual National Association of Abandoned Mine Lands Conference, Indiana, October, 186-199.
- Watzlaf, G.R. (1998). Mine drainage characterization for the successful design and evaluation of passive treatment systems. Reunión “El agua en el cierre de Minas”, E.T.S. Ingenieros de Minas, Oviedo.

Wieder, R.K. (1993). Ion input/output budgets for five wetlands constructed for acid coal mine drainage treatment. *Water Air Soil Pollution*, 71 (3-4), 231-270.

Wildeman, T., Gusek, J. Brodie, G. (1991). Wetland design for mining operations. Draft handbook presented at the 1991 American Society for Surface Mining and Reclamation Conference, Durango, CO.

Williamson, M.A., Kirby, C.S., Rimstidt, J.D. (2006). Iron dynamics in acid mine drainage. ICARD 2006. En: *Proceedings 7th International Conference on Acid Rock Drainage*, St. Louis, 2411–2423.

Wilson, K. (1985). A guide to the reclamation of mineral workings for forestry. Forestry Commission Research and Development Paper, Forestry Commission, Edinburgh, 141.

Younger, P.L. (1997). The longevity of minewater pollution: a basis for decision-making. *The Science of the Total Environment*, 194/195, 457-466.

Younger, P.L., Banwart, S.A., Hedin, R.S. (2002). Mine water: Hidrology, Pollution, Remediation. *Environmental Pollution*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 5, 442 pp.

Younger, P.L. (2005). Corrección de aguas ácidas de mina: aplicación de métodos activos y pasivos en Europa. En: Baretino, D., Loredó, J., Pendas, F. (eds.), *Acidificación de suelos y aguas: problemas y soluciones*. Instituto Geológico y Minero de España, Madrid, 212 pp.

Zamzow, K.L., Tsukamoto, T.K., Miller, G.C. (2006). Waste from biodiesel manufacturing as an inexpensive carbon source for bioreactors treating acid mine drainage. *Mine Water and the Environment*, 25, 163-170.

Ziemkiewicz, P.F., Skousen, J.G., Brandt, D.L., Sterner, P.L., Lovett, R.J. (1997). Acid mine drainage treatment with armored limestone in open limestone channels. *Journal of Environmental Quality*, 26, 1017-1024.