



**Universidad  
Politécnica  
de Cartagena**



**DEPARTAMENTO DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA AGRARIA.**

**ÁREA DE EDAFOLOGÍA Y QUÍMICA AGRÍCOLA**

**GESTIÓN DE LOS RESIDUOS Y SUELOS  
CONTAMINADOS PROVENIENTES DE LA  
MINERÍA METÁLICA: ASPECTOS TÉCNICOS,  
PROBLEMAS AMBIENTALES Y MARCO  
NORMATIVO**

**TESIS DOCTORAL**

**Autora:**

**María Guadalupe Rosique López**

**Director:**

**Gregorio García Fernández**

**Cartagena, enero 2016**



**Universidad  
Politécnica  
de Cartagena**

**DEPARTAMENTO DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA AGRARIA.**

**AREA DE EDAFOLOGÍA Y QUÍMICA AGRÍCOLA**

**GESTIÓN DE LOS RESIDUOS Y SUELOS  
CONTAMINADOS PROVENIENTES DE LA  
MINERÍA METÁLICA: ASPECTOS TÉCNICOS,  
PROBLEMAS AMBIENTALES Y MARCO  
NORMATIVO**

**María Guadalupe Rosique López**

**2016**



**Universidad  
Politécnica  
de Cartagena**

**DEPARTAMENTO DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA AGRARIA  
AREA DE EDAFOLOGÍA Y QUÍMICA AGRÍCOLA**

**GESTIÓN DE LOS RESIDUOS Y SUELOS  
CONTAMINADOS PROVENIENTES DE LA  
MINERÍA METÁLICA: ASPECTOS TÉCNICOS,  
PROBLEMAS AMBIENTALES Y MARCO  
NORMATIVO**

**María Guadalupe Rosique López**

Director

**Gregorio García Fernández**

**2016**



**CONFORMIDAD DE SOLICITUD DE AUTORIZACIÓN DE DEPÓSITO DE  
TESIS DOCTORAL POR EL DIRECTOR DE LA TESIS**

D.GREGORIO GARCIA FERNANDEZ Director de la Tesis doctoral: Gestión de los residuos y suelos contaminados provenientes de la minería metálica: aspectos técnicos, problemas ambientales y marco normativo.

**INFORMA:**

Que la referida Tesis Doctoral, ha sido realizada por D<sup>a</sup>.MARIA GUADALUPE ROSIQUE LOPEZ, dentro del programa de doctorado Técnicas avanzadas en investigación y desarrollo agrario y alimentario, dando mi conformidad para que sea presentada ante la Comisión de Doctorado para ser autorizado su depósito.

La rama de conocimiento en la que esta tesis ha sido desarrollada es:

- Ciencias
- X Ciencias Sociales y Jurídicas
- Ingeniería y Arquitectura

En Cartagena, a 8 de Enero de 2016

EL DIRECTOR DE LA TESIS

Fdo.: Gregorio García Fernández

**COMISIÓN DE DOCTORADO**



**CONFORMIDAD DE DEPÓSITO DE TESIS DOCTORAL  
POR LA COMISIÓN ACADÉMICA DEL PROGRAMA**

D. FRANCISCO ARTES HERNANDEZ, Presidente de la Comisión Académica del Programa Técnicas avanzadas en investigación y desarrollo agrario y alimentario (TAIDA).

**INFORMA:**

Que la Tesis Doctoral titulada, “Gestión de los residuos y suelos contaminados provenientes de la minería metálica: aspectos técnicos, problemas ambientales y marco normativo”, ha sido realizada, dentro del mencionado programa de doctorado, por D<sup>a</sup>. María Guadalupe Rosique López, bajo la dirección y supervisión del Dr. Gregorio García Fernández.

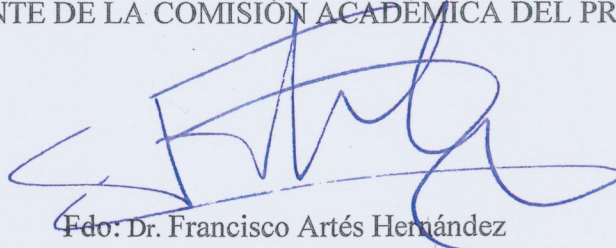
En reunión de la Comisión Académica de fecha 08/01/2016, visto que en la misma se acreditan los indicios de calidad correspondientes y la autorización del Director de la misma, se acordó dar la conformidad, con la finalidad de que sea autorizado su depósito por la Comisión de Doctorado.

La Rama de conocimiento por la que esta tesis ha sido desarrollada es:

- Ciencias  
 Ciencias Sociales y Jurídicas  
 Ingeniería y Arquitectura

En Cartagena, a 11 de Enero de 2016

EL PRESIDENTE DE LA COMISIÓN ACADÉMICA DEL PROGRAMA



Fdo: Dr. Francisco Artes Hernández

**COMISIÓN DE DOCTORADO**

*"(...) Soy el amo de mi destino:*

*Soy el capitán de mi alma".*

**Invictus. William Ernest Henley**

## **AGRADECIMIENTOS**

Las primeras líneas de este trabajo son para mostrar mi agradecimiento a todas aquellas personas que de un modo u otro han contribuido a que esta Tesis llegue a buen fin.

Concretamente agradecer el apoyo recibido por parte de mi director, mi más sincera gratitud a él, D. Gregorio García, que desde el departamento de Ciencia y Tecnología Agraria en el área de Edafología y Química Agrícola de la Escuela Superior de Ingeniería Agronómica de esta Universidad ha mostrado su apoyo, ayuda inestimable y dedicación plena en todos y cada uno de los días en que lo he necesitado, gracias.

Quiero agradecer también el apoyo al profesor D. Ignacio Manteca por su sabiduría y conocimiento sobre el tema de la minería, gracias Nacho, por compartirlo. Y también por parte del “pasillo” del Departamento a los profesores D<sup>a</sup>. Eva Armero, D. Héctor Conesa, por los ratos de tertulia que hemos compartido, ánimos y apoyo, a D. Ángel Faz por su colaboración en todo lo solicitado. A mis compañeros doctorandos, David por sus aportaciones y comentarios brillantes y a José Matías por desliar lo liado y ayudar a clarificar conceptos.

Agradecer también al entonces Vicerrector de Investigación e Innovación de esta Universidad, D. Pablo Fernández por hacer fácil lo difícil y que me abrió las puertas al programa TAIDAA, con el apoyo del profesor D. Francisco Artés, director del mismo.

A Olga Serrano por su esfuerzo al revisar el capítulo de residuos, y a Aitana De la Varga por su ayuda a la revisión del capítulo de suelos, mi gratitud a ambas por mejorar la parte jurídica de esta Tesis con sus conocimientos y aportaciones en la que ambas son brillantes especialistas en las materias citadas. Mi sincera gratitud a todos.

Y en último lugar, pero no por ello menos importante quiero agradecer a mi familia, mis padres Julio y Pupe y a mi hermano Javi, el apoyo y animo prestado en todos los momentos de mi vida porque ya sé que ellos siempre están ahí, y a Juan Luis “mi columna, mi apoyo”, gracias por no dejarme desfallecer.

**Guadalupe**

**Enero, 2016**

# ÍNDICE GENERAL

|  | Pág       |
|--|-----------|
| <b>Resumen.....</b>  | <b>1</b>  |
| <b>Abstract.....</b>   | <b>3</b>  |
| <b>Hipótesis de trabajo.....</b>   | <b>5</b>  |
| <b>Introducción.....</b>   | <b>7</b>  |
| <br>   |           |
| <b>Capítulo I. Los suelos y los residuos mineros:<br/>consideraciones científico-técnicas.....</b> | <b>19</b> |
| <br>   |           |
| <b>1.1. Definición y conceptos previos: suelos.....</b>  | <b>19</b> |
| 1.1.1. El suelo. Estructura y composición química.....   | 19        |
| 1.1.1.1. Introducción general.....   | 19        |
| 1.2.1. Definición y características de los suelos.....   | 24        |
| 1.2.1.1. Suelos naturales.....   | 24        |
| 1.2.1.2. Suelos contaminados.....  | 24        |
| 1.3.1. El concepto de contaminación.....   | 25        |
| 1.3.1.1. Aspectos generales.....   | 25        |
| 1.3.1.2. Contaminación del suelo.....  | 26        |
| 1.4.1. Contaminación de suelos asociados a actividades de minería.....                             | 29        |
| <b>1.2. Definición y conceptos previos: residuos mineros.....</b>                                  | <b>31</b> |
| 1.2.1. La actividad minera: introducción general y dimensión del problema.....                     | 31        |
| 1.2.2. Definición y características de los residuos mineros.....                                   | 32        |
| 1.2.2.1. Residuos.....   | 32        |
| 1.2.2.2. Residuos de las actividades extractivas.....  | 33        |
| 1.2.2.2. a Residuos de las actividades extractivas no metálicas.....                               | 36        |
| 1.2.2.2. b Residuos de las actividades extractivas metálicas.....                                  | 36        |



|   |           |
|---|-----------|
| <b>1.3. La interacción suelo-residuo minero: el suelo minero.....</b>                           | <b>40</b> |
| 1.3.1. Características de los suelos originados en áreas alteradas por actividades mineras..... | 40        |
| 1.3.2. Vulnerabilidad del suelo ante los contaminantes metálicos.....                           | 42        |
| 1.3.3. Edafogénesis en suelos mineros.....  | 44        |
| 1.3.4. Ecología de suelos mineros.....  | 47        |
| 1.3.5. Clasificación de suelos mineros.....   | 48        |

## **Capítulo II. Contaminación, toxicidad y riesgo ambiental asociado a los suelos y residuos de la minería metálica.....**

|   |           |
|---|-----------|
| <b>2.1. Definición y conceptos previos: contaminación, toxicidad y riesgo ambiental...</b>              | <b>51</b> |
| 2.1.1. El concepto de contaminación y sus implicaciones.....  | 51        |
| 2.1.2. Definición de toxicidad y su aplicación a los elementos traza.....                               | 52        |
| 2.1.3. El concepto de riesgo ambiental y su aplicación a las zonas de minería metálica.....             | 61        |
| 2.1.4. Contaminación de las zonas de minería metálica.....  | 64        |
| 2.1.4.1. Introducción general.....  | 64        |
| 2.1.4.2. Los elementos traza y su comportamiento geoquímico.....  | 67        |
| 2.1.4.3. Origen de los elementos traza presentes en los suelos y residuos mineros.....                  | 72        |
| 2.1.4.3. a Origen natural.....  | 72        |
| 2.1.4.3. b Origen antrópico.....  | 75        |
| 2.1.4.4. Toxicidad de los elementos traza.....  | 78        |
| <b>2.2. Evaluación de la contaminación, toxicidad y riesgo en los suelos y residuos mineros.....</b>    | <b>84</b> |
| 2.2.1.- La evaluación de la contaminación, toxicidad y riesgo ambiental desde el campo científico ..... | 84        |
| 2.2.1.1. Introducción general. ....   | 84        |

|  |                |
|--|----------------|
| 2.2.1.2 Evaluación de la contaminación, toxicidad y del riesgo ambiental.....  | 88             |
| 2.2.1.2 a Evaluación en los suelos mineros.....  | 93             |
| 2.2.1.2 b Evaluación en los residuos mineros.....  | 98             |
| 2.2.2.La evaluación de la contaminación, toxicidad y riesgo ambiental desde el campo normativo.....                                | 106            |
| <b>2.3. Propuestas de mejora en el campo del control de la contaminación, y sus efectos, de los suelos y residuos mineros.....</b> | <b>117</b>     |
| 2.3.1.Medidas y sistemas de control para la mejora del control de la contaminación y sus efectos.....                              | 117            |
| 2.3.2.Comparativa entre los campos científico y normativo: propuestas de mejora de la normativa.....                               | 122            |
| <br><b>Capítulo III. Régimen jurídico de los residuos mineros.....</b>   | <br><b>136</b> |
| <br><b>3.1. Introducción: disposiciones relativas a la minería.....</b>  | <br><b>136</b> |
| <b>3.2. Régimen jurídico de las actividades mineras en fase de explotación.....</b>  | <b>137</b>     |
| 3.2.1. Las normas jurídicas de carácter minero.....  | 137            |
| 3.2.2. Régimen jurídico aplicable a los residuos mineros: supletoriedad de la ley de residuos.....                                 | 141            |
| 3.2.3. Régimen jurídico del residuo.....   | 142            |
| 3.2.3.1. Concepto de residuo.....  | 142            |
| 3.2.3.2. Concepto de residuo peligroso.....  | 149            |
| 3.2.3.3. Concepto de subproducto.....  | 154            |
| <b>3.3. Concepto de residuo minero.....</b>  | <b>160</b>     |
| <b>3.4. Utilización de los residuos y subproductos mineros como recurso.....</b>   | <b>169</b>     |
| 3.4.1. Los Residuos/Subproductos Mineros como Recurso.....   | 169            |

|  |            |
|--|------------|
| 3.4.2. Ejemplos Prácticos.....   | 171        |
| • Visión crítica de la Bahía de Portmán.....   | 171        |
| • Visión crítica de los tecnosoles.....  | 181        |
| <b>3.5. Regulación jurídica de los residuos de las explotaciones mineras en fase de explotación, así como fuera de uso .....</b>                     | <b>183</b> |
| 3.5.1. Explotaciones con concesiones en fase de explotación.....   | 186        |
| 3.5.2. Explotaciones con concesiones en vigor pero con suspensión temporal de labores.....   | 186        |
| 3.5.3. Explotaciones clausuradas, con autorizaciones de explotación de recursos caducadas.....   | 189        |
| <b>3.6. Normativa relativa a la evaluación y minimización de riesgos asociados a los residuos mineros: aplicación y carencias. Conclusiones.....</b> | <b>191</b> |
| <br>   |            |
| <b>Capítulo IV. Régimen jurídico de los suelos mineros.....</b>  | <b>200</b> |
| <b>4.1. Introducción: disposiciones relativas a los suelos.....</b>  | <b>200</b> |
| 4.1.1. Introducción.....   | 200        |
| 4.1.2. Normativa vigente relativa a la protección del suelo.....   | 209        |
| 4.1.3. El concepto de suelo en la jurisprudencia.....  | 215        |
| <b>4.2. Régimen jurídico de las actividades mineras de los suelos de zonas mineras en fase de explotación.....</b>                                   | <b>221</b> |
| 4.2.1. Tratamiento jurídico de los suelos mineros.....   | 221        |
| 4.2.2. Régimen jurídico de las actividades mineras de los suelos de zonas mineras: introducción.....   | 225        |
| 4.2.3. Suelos mineros localizados en fase de explotación con concesión en vigor y activas.....   | 226        |
| <b>4.3. Regulación jurídica de suelos mineros en las explotaciones fuera de uso.....</b>   | <b>227</b> |
| 4.3.1. Explotaciones con concesiones en vigor pero con suspensión temporal de labores.....   | 229        |

|  |     |
|--|-----|
| 4.3.2. Explotaciones clausuradas, con autorizaciones de explotación de recursos caducadas..... | 231 |
|--|-----|

|  |            |
|--|------------|
| <b>4.4. Normativa relativa a la evaluación y minimización de riesgos asociados a los suelos mineros: aplicación y carencias.....</b> | <b>232</b> |
|--|------------|

|  |            |
|--|------------|
| <b>Capítulo V. Implicaciones de la ley 7/2007, de 16 de marzo, de patrimonio cultural de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia sobre la gestión de las antiguas zonas mineras</b> | <b>240</b> |
|--|------------|

|  |            |
|--|------------|
| <b>5.1. El patrimonio colectivo.....</b> | <b>240</b> |
|--|------------|

|  |            |
|--|------------|
| <b>5.2. Disposiciones normativas en materia de patrimonio.....</b> | <b>242</b> |
|--|------------|

|                                       |     |
|---------------------------------------|-----|
| 5.2.1. Legislación internacional..... | 242 |
|---------------------------------------|-----|

|                                 |     |
|---------------------------------|-----|
| 5.2.2. Legislación europea..... | 244 |
|---------------------------------|-----|

|                                  |     |
|----------------------------------|-----|
| 5.2.3. Legislación nacional..... | 245 |
|----------------------------------|-----|

|                                    |     |
|------------------------------------|-----|
| 5.2.4. Legislación autonómica..... | 246 |
|------------------------------------|-----|

|                               |     |
|-------------------------------|-----|
| 5.2.5. Legislación local..... | 246 |
|-------------------------------|-----|

|   |            |
|---|------------|
| <b>5.3. El patrimonio geológico o minero.....</b> | <b>246</b> |
|---|------------|

|   |     |
|---|-----|
| 5.3.1. El paisaje geológico de la región de Murcia..... | 251 |
|---|-----|

|  |     |
|--|-----|
| a) Sierra Minera Cartagena-La Unión..... | 251 |
|--|-----|

|                                  |     |
|----------------------------------|-----|
| b) Distrito Minero Mazarrón..... | 254 |
|----------------------------------|-----|

|  |            |
|--|------------|
| <b>5.4. Implicaciones y limitaciones ambientales para la conservación del patrimonio geológico o minero.....</b> | <b>254</b> |
|--|------------|

|   |            |
|---|------------|
| <b>Capítulo VI. Conclusiones: propuestas de mejora técnica y normativa.....</b> | <b>257</b> |
|---|------------|

|                          |            |
|--------------------------|------------|
| <b>BIBLIOGRAFÍA.....</b> | <b>284</b> |
|--------------------------|------------|

|               |            |
|---------------|------------|
| <b>ANEXOS</b> | <b>319</b> |
|---------------|------------|

|  |            |
|--|------------|
|  | <b>319</b> |
| <b>ANEXO I. LEGISLACIÓN EN MATERIA DE SUELOS</b>   |            |
| <b>ANEXO II. LEGISLACIÓN EN MATERIA DE MINERÍA</b> | <b>325</b> |
| <b>ANEXO III. PRINCIPALES SENTENCIAS</b>           | <b>328</b> |
| <b>ANEXO IV. GRÁFICOS</b>                          | <b>331</b> |
| <b>ANEXO V. FIGURAS</b>                            | <b>332</b> |
| <b>ANEXO VI. TABLAS</b>                            | <b>332</b> |
| <b>ANEXO VII. RESIDUO MINERO INERTE</b>            | <b>334</b> |
| <b>ANEXO VIII. RESIDUOS MINEROS PELIGROSOS</b>     | <b>335</b> |

## Abreviaturas

|                         |   |
|-------------------------|---|
| <b>ARC</b>              | Agencia de Residuos Cataluña  |
| <b>Art.</b>             | Artículo  |
| <b>As</b>               | Arsénico  |
| <b>BOE</b>              | Boletín Oficial del Estado  |
| <b>B</b>                | Boro  |
| <b>CaCo<sup>3</sup></b> | Carbonato Cálcico   |
| <b>CC</b>               | Código Civil  |
| <b>CCAA</b>             | Comunidades Autónomas   |
| <b>Cd</b>               | Cadmio  |
| <b>CE</b>               | Constitución Española   |
| <b>Co</b>               | Cobalto   |
| <b>COM</b>              | Comisión Europea  |
| <b>Cu</b>               | Cobre   |
| <b>Directiva IPPC</b>   | Directiva 96/61/CE, del Consejo, de 24 de septiembre de 1996, de prevención y control integrados de la contaminación.   |
| <b>EPA</b>              | Agencia Protección Ambiental  |
| <b>FAO</b>              | Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación.  |
| <b>Fe</b>               | Hierro  |
| <b>FJ</b>               | Fundamento Jurídico   |
| <b>HCH</b>              | Hexaclorociclohexano  |
| <b>Hg</b>               | Mercurio  |
| <b>IPPC</b>             | Prevención y control integrado de la contaminación  |
| <b>IPS</b>              | Informe Preliminar de Situación   |
| <b>IS</b>               | Informe de Situación  |
| <b>LER</b>              | Lista Europea de Residuos   |
| <b>LPCCS</b>            | Ley 1/2005 de prevención y corrección de la contaminación del suelo.  |
| <b>LRBRL</b>            | Ley 7/1985, de 2 de abril, reguladora de bases de régimen local.  |
| <b>LR</b>               | Ley 10/98, de 21 de abril de residuos   |
| <b>LRM</b>              | Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental  |
| <b>LRSC</b>             | Ley 22 /2011 de 21 de julio, de residuos y suelos contaminados  |
| <b>LRJPAC</b>           | Ley 30/92 de Régimen Jurídico y Procedimiento Administrativo Común  |
| <b>Mg</b>               | Manganeso   |
| <b>Mo</b>               | Molibdeno   |
| <b>NGR</b>              | Niveles Genéricos de Referencia   |
| <b>Ni</b>               | Nitrógeno   |
| <b>Pág.</b>             | Página  |
| <b>PNUMA</b>            | Programa de las Naciones Unidas para el Medioambiente   |
| <b>Pb</b>               | Plomo   |
| <b>RDSC</b>             | 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. |

**RD 975/2009**

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.

**RLRM**

RD 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.

**ss.**

Siguientes

**Sb**

Estroncio

**STC**

Sentencia Tribunal Constitucional

**STJCE**

Sentencia del Tribunal de Justicia de la Comunidad Europea.

**STS**

Sentencia Tribunal Supremo

**TC**

Tribunal Constitucional

**TI**

Talio

**TS**

Tribunal Supremo

**U**

Urano

**UE**

Unión Europea

**V**

Vanadio

**VIE**

Valores Indicativos de Evaluación

**Zn**

Zinc





## RESUMEN

La minería es una parte vital de la economía global, pero la extracción de metales, metaloides y otros productos minerales genera grandes cantidades de residuos líquidos y sólidos. Actualmente el volumen de residuos se estima en varios miles de millones de toneladas por año, pero está aumentando exponencialmente a medida que la demanda y la explotación de los depósitos de menor calidad siguen incrementándose. Las altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en estos desechos pueden presentar riesgos para los ecosistemas y los seres humanos, pero estos riesgos pueden ser mitigados mediante la implementación de planes de gestión o de remediación apropiados. Hay incertidumbres en torno a los impactos de la gestión actual y los planes de manejo de los tipos de residuos generados a partir de los nuevos tipos de productos (por ejemplo, las arenas bituminosas, litio, elementos de tierras raras pesadas – heavy rare earth elements (HREEs)-), y las crecientes cantidades globales de residuos mineros.

La existencia de explotaciones de minería, y en particular de la minería metálica, generan una serie de problemas, tanto ambientales como de índole jurídica. El estatus legal actual está teniendo una consideración y trato jurídico de estas explotaciones, de sus suelos y sobre todo de sus residuos, o subproductos derivados de las mismas, que está generando una serie de consecuencias. La primera de ellas es el amplio desfase que existe entre el conocimiento científico actual y el tratamiento jurídico, conocimiento que permite hoy día estimar de una forma más exacta y fiable el riesgo asociado a cualquier tipo de emplazamiento contaminado, así como de los residuos, o subproductos, derivados de las actividades extractivas, y en particular de las de minería metálica. Por otro lado, como consecuencia de este tratamiento jurídico “inadecuado”, se está generando un fuerte impacto sobre la salud ambiental consecuencia de una serie de usos que permite el marco normativo vigente, al no tener en consideración el estatus real de peligrosidad de estas zonas mineras y de sus residuos.

Es por ello, que se ha considerado de interés, el abordar un estudio que tanto desde el punto de vista técnico, como desde la perspectiva jurídica, ayude a encuadrar de una forma más precisa la consideración de estas explotaciones, de sus suelos y de todos los residuos o subproductos que se deriven de ellas. Por consiguiente, se ha llevado a cabo una revisión de este marco normativo con la intención de aportar mejoras substanciales que ayuden a una mejor adecuación entre el marco legal a la gestión y manejo de los suelos y

residuos de la minería metálica. Para todo ello, se ha propuesto la toma en consideración de diversos aspectos metodológicos, toxicológicos, de riesgos ambientales, de gestión del patrimonio cultural y de su posible explotación futura como fuente de nuevos recursos. De este modo, y conforme a esta hipótesis de trabajo, se espera poder aportar una mejora en el tratamiento y consideración jurídica y técnica de los suelos y residuos de minería metálica que ayude, por un lado a reducir los riesgos ambientales asociados, y por otro a asignarle un estatus legal adecuado a las características de estos materiales que ayuden a delimitar sus usos, los posibles tratamientos de minimización de riesgos, el marco normativo aplicable, así como las prácticas de manejo a llevar a cabo en caso de almacenamiento prolongado o deposición con vistas a conseguir una minimización de los riesgos asociados.

Por tanto, a modo de conclusión, se puede decir que el marco normativo relativo a los suelos y residuos de la minería metálica, necesita de una clara actualización y dinamización que asegure su confluencia con el nivel de conocimientos científicos y técnicos, de una forma continua, para de este modo ser más adecuada y eficiente a la hora de caracterizar, gestionar y manejar estos suelos y residuos, así como sus depósitos. Esto supondría la asunción, por parte de la normativa correspondiente, de los principios y metodologías científico-técnicas, así como de aspectos fundamentales como los de la toxicidad, biodisponibilidad, procesos y dinámicas de dispersión de los contaminantes, estabilidad de los depósitos de residuos, riesgos por contacto directo y efectividad de las labores de restauración y/o sellado de estos depósitos. Finalmente, todo esto debería traducirse en un mayor control, de forma continuada en el tiempo, de los riesgos asociados a estos suelos y residuos de la minería metálica, al igual que una clarificación de los procedimientos de cómo tratar estos materiales, de las limitaciones de sus usos y de las actividades a realizar en estos espacios contaminados, en función de los riesgos asociados.

## **ABSTRACT**

Mining is a vital part of the global economy, but the extraction of metals, non-metals and other mineral products generated large amounts of liquid and solid waste. Currently the volume of waste is estimated at several billion tons per year, but is growing exponentially as the demand and use of lower quality deposits continue to increase. High concentrations of potentially toxic elements in these wastes can pose risks to ecosystems and humans, but these risks can be mitigated through the implementation of management plans or appropriate remediation. There are uncertainties regarding the impacts of the current management and management plans for the types of waste generated from new types of products (eg tar sands, lithium, heavy rare earth elements (HREEs) -), and growing global amounts of mining waste.

The existence of mining operations, particularly metal mining, generate a series of problems, both environmental and legal nature. The current legal status is having a legal consideration and treatment of these farms, their soils and especially their waste, or products derived therefrom, which is generating a series of consequences. The first one is the wide gap between the current scientific knowledge and legal treatment, knowledge that today allows to estimate more accurately and reliably the risk associated with any contaminated site and waste, or products derived from extractive activities, in particular of metal mining. Moreover, as a result of this "inadequate" legal treatment, it is generating a strong impact on environmental health following a series of applications that allows the existing regulatory framework, by not taking into account the actual status of risk in these areas mining and waste.

For this reason, it was considered of interest, addressing a study both from a technical point of view and from a legal perspective, help to frame a more precise consideration of these holdings, their soils and all waste or by-products derived from them. Therefore, it has carried out a review of the regulatory framework intended to bring substantial improvements to help a better match between the legal framework for the management and handling of soils and metal mining waste. For all this, it is proposed the consideration of various methodological, toxicological aspects of environmental risks, management of cultural heritage and its possible future exploitation as a source of new resources. Thus, and according to this working hypothesis, it is expected to provide improved treatment and legal and technical consideration of soil and metal mining waste

to help, on the one hand to reduce the associated environmental risks, and secondly to give it a proper legal status to the characteristics of these materials that help define their uses, possible treatments, risk minimization, the applicable regulatory framework and management practices to be carried out in case of prolonged storage or deposition in order to achieve a minimization of the associated risks.

Therefore, in conclusion, we can conclude that the regulatory framework for soil and waste from metal mining, needs a clear upgrade and revitalization to ensure its confluence with the level of scientific and technical knowledge, on a continuous basis, to thereby be more appropriate and efficient to the characterization, manage and handle these soils and waste, as well as their deposits. This would involve the assumption by the relevant regulations, principles and scientific-technical methodologies, as well as basics such as toxicity, bioavailability, and dynamic processes of dispersion of pollutants, stability of waste dumps, by direct contact risks and effectiveness of the work of restoration and / or sealing of these deposits. Finally, all of this should result in greater control, continuously over time, of the risks associated with these soils and waste from metal mining, as well as clarification of the procedures for how to handle these materials, the limitations of its uses and activities to do in these contaminated lands, depending on the associated risks.

## HIPÓTESIS DE TRABAJO

La actividad minera es una actividad extractiva fundamental para el desarrollo material y tecnológico de la sociedad. La existencia de explotaciones de minería, y en particular de la minería metálica, generan una serie de problemas, tanto ambientales como de índole jurídica.

El estatus legal actual está teniendo una consideración y trato jurídico de estas explotaciones, de sus suelos y sobre todo de los residuos, o subproductos derivados de las mismas, que está generando una serie de consecuencias. La primera de ellas es el amplio desfase que existe entre el conocimiento científico actual, que permite estimar de una forma más exacta y fiable el riesgo asociado a cualquier tipo de emplazamiento contaminado, y el tratamiento jurídico de estos suelos, así como de los residuos, o subproductos, derivados de las actividades extractivas, y en particular de las de minería metálica. Por otro lado, como consecuencia de este tratamiento jurídico “inadecuado”, se está generando un fuerte impacto sobre la salud ambiental consecuencia de una serie de usos que permite el marco jurídico vigente, que también permite la falta de consideración del estatus de peligrosidad de estas zonas mineras y de sus residuos.

En este sentido, en la medida en la que produzca una confluencia entre el marco normativo y el grado de conocimiento científico actual, de tal forma que el marco normativo incorpore cambios y mejoras en las prácticas de gestión y manejo de estos suelos y residuos de la minería metálica, se deberá producir una minimización de los problemas ambientales generados en las zonas mineras, *per se*. Esta mejora en las medidas de gestión y manejo de estos materiales, deberán generar también una desaparición de los casos de contaminación y afección que se producen en zonas totalmente ajenas a esta actividad extractiva como consecuencia de la actual y poco adecuada consideración del estatus legal de peligrosidad/toxicidad de estos materiales, que está permitiendo determinados usos de estos suelos y residuos contaminados por elementos traza para actividades tales como el relleno de terrenos en zonas costeras, la cimentación de carreteras, entre otros ejemplos, en zonas que previamente estaban libres de estos contaminantes.

Sería, por tanto, de interés el abordar un estudio que tanto desde el punto de vista técnico, como desde la perspectiva jurídica ayude a encuadrar de una forma más precisa la consideración de estas explotaciones, de sus suelos y de todos los residuos o subproductos que se deriven de ellas.

Por consiguiente, una revisión de este marco normativo aportaría mejoras substanciales que ayuden a una mejor adecuación entre el marco legal y la gestión y manejo de los suelos y residuos mineros, así de su consideración desde el punto de vista toxicológico, de riesgos ambientales, de gestión del patrimonio cultural y de su posible explotación futura como fuente de nuevos recursos.

# INTRODUCCIÓN

Se entiende por minería a la actividad industrial que se centra en la extracción selectiva, mediante técnicas mineras, de sustancias y minerales existentes en la corteza terrestre, de forma que sea económicamente rentable. En las últimas décadas, cuando no siglos, se ha generado una muy importante demanda de materias primas minerales motivada por el fuerte crecimiento económico que se ha producido a nivel mundial, lo que ha hecho aún más relevante, si cabe, el valor estratégico de esta actividad extractiva. Dentro de este crecimiento, la minera metálica es la que ha experimentado una evolución más significativa.

Se estima que el volumen actual de producción de residuos de minería asciende a varios miles de millones de toneladas por año, pero está aumentando exponencialmente a medida que la demanda y la explotación de los depósitos de menor calidad siguen incrementándose. Las altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos en estos desechos pueden presentar riesgos para los ecosistemas y los seres humanos, pero estos riesgos pueden ser mitigados mediante la implementación de planes de gestión o de remediación apropiadas. Hay incertidumbres en torno a los impactos de la gestión actual y los planes de manejo de los tipos de residuos generados a partir de los nuevos tipos de productos (por ejemplo, las arenas bituminosas, litio, elementos de tierras raras pesadas – heavy rare earth elements (HREEs)-), y las crecientes cantidades globales de residuos mineros (Hudson-Edwards y Dold, 2015).

La necesidad de energía, minerales y metales ha producido una fuerte alteración de la superficie de la tierra. La sociedad moderna, con conciencia ambiental, hoy exige que las áreas alteradas deban ser regeneradas hasta ser aptas para usos aceptables y sostenibles, no resultando aceptable el dejar los emplazamientos mineros contaminados a su suerte. A este respecto, la actual consideración legal de los suelos y residuos mineros deja mucho que desear –bien sea por la propia ley o por su implementación -. Por tanto, este tema requiere de un análisis más profundo que ponga de manifiesto las posibles carencias normativas, para con ayuda de los conocimientos y nuevos avances técnicos, se puedan generar respuestas satisfactorias ante estos problemas planteados.

A medida que aumenta el poder tecnológico de la humanidad, el tamaño de la población mundial, así como la cantidad de necesidades que reclaman las sociedades modernas, el entorno y sus recursos se deterioran cada vez más. En este sentido, para evitar,

en la medida de lo posible, la incompatibilidad entre el desarrollo tecnológico, el avance de la civilización y el mantenimiento del equilibrio ecológico, es importante intentar buscar un cierto equilibrio entre estos diferentes aspectos. Ello requiere, entre otros aspectos, de la protección y manejo adecuado de los recursos renovables y no renovables, así como de la toma de conciencia sobre lo fundamental que resulta el mantenimiento de la calidad del planeta y sus ecosistemas y recursos.

La minería, al igual que ocurre con otros procesos extractivos e industriales, produce o usa en sus procesos productivos productos potencialmente tóxicos, y por tanto, se puede considerar una actividad potencialmente contaminante, conforme al RD 9/2005. En el caso de la minería metálica, se trabaja sobre yacimientos de minerales sulfurados que son estables bajo las condiciones físico-químicas propias del subsuelo, pero que al ser extraídas y procesadas, y por tanto ponerse en contacto con la atmósfera pasan a ser inestables o metaestables, dado el caso, dando lugar a fases minerales nuevas y en muchas ocasiones bastante diferentes de las originales.

Estos cambios mineralógicos se deben a las reacciones de oxidación e hidrólisis a las que se ven sujetos en superficie, generando formas iónicas que pueden dar lugar a sales y ácidos, pero también a gran cantidad de elementos traza en forma libre como son Ni, Co, Cu, Zn, Cd, Pb, Hg, etc.. Por tanto, estos procesos extractivos de los minerales metálicos, pueden dar lugar a riqueza y materias primas necesarias para nuestra sociedad, pero también agentes contaminantes liberados al medio y con características tóxicas y/o peligrosas.

El término “residuo de minería” es un término genérico que engloba todos los residuos y subproductos provenientes de la actividad minera, estén estos o no englobados en depósitos específicos. Y son, precisamente, estos residuos de minería los que constituyen la fuente más importante de impactos sobre las poblaciones y ecosistemas de las zonas mineras y sus áreas de influencia. Hay que tener en cuenta el hecho de que estos residuos son a menudo susceptibles de ser erosionados mediante el viento -erosión eólica- y el agua de escorrentía -erosión hídrica-. La filtración a las aguas subterráneas y la descarga de las aguas superficiales puede dar lugar a la contaminación tanto de las aguas subterráneas como superficiales. Por tanto, las actividades extractivas, como la minería, suelen provocar grandes impactos sobre su entorno, ya que, como ocurre con especial importancia en la minería metálica, se convierten en zonas a partir de las cuales se pueden dispersar los



elementos contaminantes, además de afectar a los suelos, acuíferos y aguas superficiales (Collon *et al.*, 2006).

El recurso edáfico es uno de los elementos básicos del medio al ser el componente sobre el que se instalan y desarrollan los ecosistemas y la mayoría de las actividades antrópicas. En este sentido, al ser elemento que interacciona con los restantes componentes naturales (substrato geológico, atmósfera y componente hídrico), acaba por desempeñar funciones ecosistémicas y de uso humano, entre ellos la agricultura, la industria y la minería. Si a todo esto se suma su carácter dinámico, se puede llegar a entender la gran variedad de funciones medioambientales, socioeconómicas y culturales que el suelo puede llegar a desempeñar, resultando muchas de ellas de gran importancia para la salud ambiental de los territorios en donde se implantan, lo cual incluye tanto a los ecosistemas como a las poblaciones humanas (Hamilton, 2000).

Las actividades extractivas de minerales han estado, históricamente ligadas al devenir de las distintas civilizaciones, desde la Edad de Piedra hasta la actualidad. La extracción y aprovechamiento de los recursos minerales ha generado, a la par, grandes beneficios sociales y económicos, así como importantes afecciones al medio ambiente. En relación a las necesidades de la Humanidad, cada vez más se están demandando cantidades crecientes de minerales, muchos de ellos de carácter metálico, lo que a su vez está incrementando de forma casi incontrolada la cantidad de residuos y áreas afectadas por este tipo de explotaciones.

La Península Ibérica ha sido, tradicionalmente, un importante emplazamiento minero, con citas históricas que datan del tercer milenio antes de nuestra era (Hernández Ortiz, 2003). En relación a la minería metálica, son diversas las tipologías, hasta un total de 9 grandes grupos, de yacimientos de metales que se pueden encontrar en España (Castroviejo, 1994). Todos los pueblos y culturas que han ocupado España en alguna época, han desarrollado en mayor o menor grado la actividad minera. Este es el caso de los tartesios, fenicios, griegos, cartagineses, romanos, visigodos, musulmanes y, finalmente, los cristianos. Sin duda, desde el punto de vista histórico, fueron los romanos los que con más intensidad desarrollaron esta actividad. No obstante, ha sido en la época moderna, sobre todo a partir del siglo XX cuando esta actividad industrial adquirió enorme dimensiones.

Desde el punto de vista histórico, la minería ha experimentado una importante

evolución, siendo inicialmente esta actividad de tipo subterráneo, aprovechando en este caso básicamente los filones enriquecidos en el elemento o mineral deseado, lo que conllevaba un impacto paisajístico asociado a estos residuos bastante reducido en comparación con lo que ocurre con las explotaciones más modernas. Desde mediados del siglo XX, principalmente, los avances tecnológicos facilitaron un cambio tecnológico tanto en las formas de extracción, en este caso a cielo abierto, como en los métodos de procesamiento del material, lo que se tradujo en términos ambientales en grandes impactos paisajísticos y ambientales, producidos, entre otros, por la gran cantidad de residuos generados.

Si nos centramos en la época moderna, los grandes cambios se iniciaron en los primeros años del siglo XIX, tras la pérdida de las concesiones mineras que España tenía hasta ese momento en las antiguas colonias americanas. Esto obligó a las autoridades españolas a centrarse en los recursos propios, para lo cual se promovió un proceso de adaptación y puesta al día de la normativa minera creada más de 2 siglos antes por Felipe II. Esto supuso la redacción de una nueva Ley de Minas que entró en vigor en 1825 (Madariaga, 1917), que tuvo que ser modificada poco tiempo después para subsanar algunas carencias (Pérez de Perceval, 1989). Este proceso de adaptación de la normativa minera culminó el 31 de julio de 1849, con la promulgación de una nueva Ley, así como de su correspondiente reglamento para su ejecución (Madariaga, 1917). No obstante, los cambios no acabaron ahí, de tal forma que en 1859 se elaboró una nueva Ley de Minas que fue, a su vez, reemplazada por otra nueva en 1868, llegando la misma hasta 1944 (Madariaga, 1917).

En relación a la actividad extractiva en sí misma, fue a finales del siglo XIX cuando se inició el proceso de expansión de la actividad minera española, al empezar a introducirse en el mercado español tanto capital, como tecnología de las grandes empresas provenientes de otros países europeos (Pérez de Perceval, 1989). Sin embargo, la sucesión de las guerras europeas (Primera y Segunda Guerras Mundiales), así como de la Guerra Civil española, determinó que la situación se estancase hasta mediada la década de los años cuarenta del pasado siglo, momento en el cual se elaboró una nueva Ley de Minas, en el año 1944, a la cual sucedió la promulgación, el 9 de Agosto de 1946, del Decreto regulador del Reglamento General para el Régimen de la Minería (Ministerio de Industria y Comercio, 1946). El carácter algo nacionalizador de estas normas, al no permitir que más del 49% del capital minero de una compañía estuviese en manos extranjeras (Junta de Andalucía, 1986), junto al bloqueo económico al que fue sometido el país en las décadas de los cuarenta y

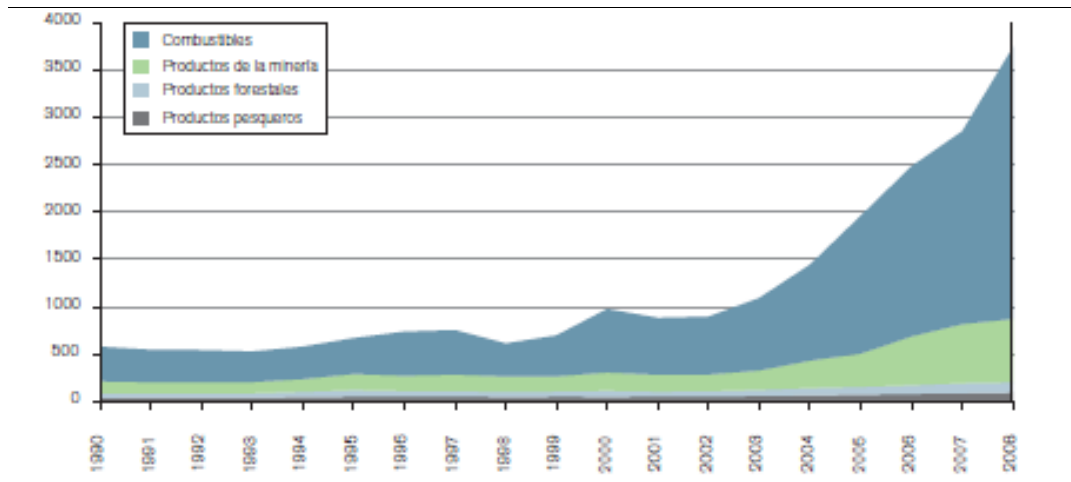
cincuenta del siglo pasado, recondujo a España a autoabastecerse de materias primas en función de sus posibilidades (Hernández Ortiz, 2003). No obstante, esta situación cambió radicalmente a partir de ese momento, por la apertura hacia y de los mercados internacionales, así como con la introducción de las nuevas tecnologías de extracción del mineral.

Respecto del destino de los depósitos de residuos mineros, hay que indicar que existen muchas limitaciones. En este sentido, Lyell (1989) indicó que: ‘... la disposición de los depósitos de residuos actuales se ve influenciada por factores económicos y ambientales..., los aspectos ambientales están siendo influenciados por fuerzas externas legislativas, mientras que los aspectos económicos están bajo el control de las empresas mineras..., por lo que este proceso requiere de una cuidadosa deliberación". En este sentido, resulta patente que los reguladores se están moviendo hacia una era en la que se busca una mayor sostenibilidad de los entornos mineros tras la fase de clausura y cierre de la explotación. Por este motivo, se plantean en muchas ocasiones actuaciones, en la mayoría de los casos inalcanzables, que incluyen la remodelación de la topografía original y el restablecimiento de la vegetación autóctona, algo que además suelen chocar con la viabilidad económica de la actividad industrial (Robertson *et al.*, 1998) y que en muchos casos resultan altamente ineficientes al no utilizar las tecnologías más adecuadas para estos fines (Gómez-Ros *et al.*, 2013).

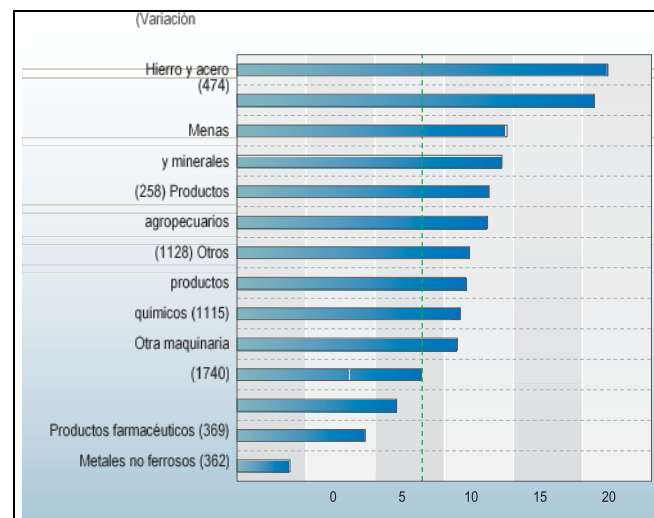
La minería contribuye de manera directa al 11,5% del PIB mundial, porcentaje que se ve ampliamente incrementado al computar también todos los servicios auxiliares de la minería, así como el valor añadido en la obtención y refinado de combustibles, la producción de fertilizantes, de materias primas para la construcción, etc. (Parejo Bueno y Parejo Coletto, 2012). En relación a la minería metálica, se estiman en unas 2.500 las explotaciones actualmente en funcionamiento en el mundo, de las cuales el 60% corresponde a minas a cielo abierto (Parejo Bueno y Parejo Coletto, 2012).

En este sentido, hay que destacar al grupo de países productores que forman los CARBS (acrónimo de Canadá, Australia, Rusia y Brasil) que acumulan entre el 25% y el 50% de los principales metales y minerales, siendo el sector de la producción de materias primas cada vez más relevante en el contexto de sus respectivas economías, aun tratándose, como en el caso de Australia y Canadá, de países considerados como del primer mundo (Parejo Bueno y Parejo Coletto, 2012). Hablando en términos económicos, la cuota de mercado de las materias primas de origen minero han representado tradicionalmente una

importante cuota sobre el total de mercancías movidas en el comercio mundial (Gráficas 1 y 2).



**Gráfica 1:** evolución de las exportaciones mundiales de recursos naturales por productos, 1990-2008 (en miles de millones de \$). Fuente: Organización Mundial del Comercio. (Fuente: [https://www.wto.org/spanish/res\\_s/booksp\\_s/anrep\\_s/wtr10-2b\\_s.pdf](https://www.wto.org/spanish/res_s/booksp_s/anrep_s/wtr10-2b_s.pdf))

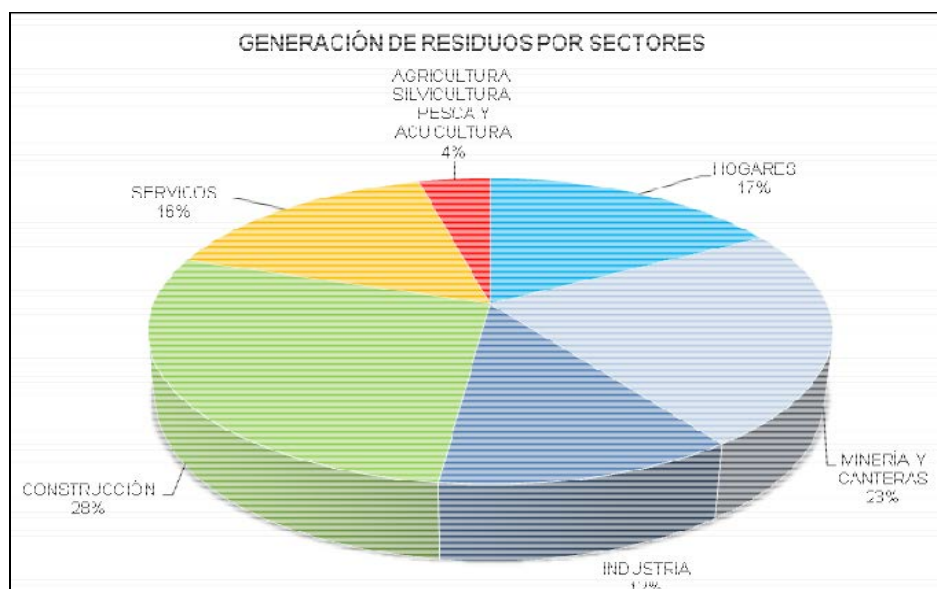


**Gráfica 2:** exportaciones mundiales de mercancías por grupos de productos, 2007 (en miles de millones de \$). Fuente: Organización Mundial del Comercio. (Fuente: [https://www.wto.org/spanish/res\\_s/statis\\_s/its2008\\_s/section2\\_s/its08\\_highlights2\\_s.pdf](https://www.wto.org/spanish/res_s/statis_s/its2008_s/section2_s/its08_highlights2_s.pdf)).

En términos de empleo directo, durante el año 2011, el sector de la minería metálica generó en España un total de 1.100 empleos a tiempo completo, en las siete explotaciones existentes, con un valor de la producción generada que ascendió a 493 M€ lo que supuso

un notable incremento, del 28%, respecto del año anterior (Parejo Bueno y Parejo Coletto, 2012).

A la luz de estos datos, resulta obvio que la minería sea considerada como una actividad industrial generadora de un alto porcentaje de los residuos producidos a nivel mundial. Para el caso de España, este tipo de residuos representan un 23% del total de los residuos totales producidos a nivel nacional, para el caso del año 2013 (Gráfica 3).



**Gráfica 3:** generación de residuos por sectores, 2013 (en porcentaje). Fuente: Programa Estatal de Prevención de Residuos 2013. (Fuente: [http://www.magrama.gob.es/es/ministerio/servicios/analisisprospectiva/AyP\\_RESIDUOS\\_V10\\_tcm7-323997.pdf](http://www.magrama.gob.es/es/ministerio/servicios/analisisprospectiva/AyP_RESIDUOS_V10_tcm7-323997.pdf))

Precisamente, de la gran cantidad de residuos que la minería metálica genera, la mayor parte de tipo peligroso, se deriva el hecho de que esta se encuentre entre las actividades con mayor riesgo medioambiental. En este caso, se consideran residuos, o desechos, a aquellos materiales no aprovechables que se forman en las extracciones mineras o de canteras, cuyo volumen puede ser elevado y cuyo grado de toxicidad o peligrosidad estará determinado por el tipo de material y la cantidad de residuos. Al comparar estos residuos mineros con los residuos industriales, se comprueba cómo estos últimos generan un rendimiento económico alto con un reducido, comparativamente, volumen de residuos y una menor superficie ocupada, frente al reducido beneficio económico por unidad de

volumen, así como la mayor cantidad de residuos distribuidos por mayores extensiones de territorio que se generan por parte de la actividad extractiva minera.

El tiempo durante el cual una zona minera llega a estar en explotación depende de varios factores (agotamiento de las reservas, cuestiones sociales, ambientales y/o económicas, disminución del valor de mercado de la materia prima extraída, etc.). Tras el cese de esta actividad extractiva, ha sido muy frecuente el caso de que estas zonas se han quedado sin la ejecución de un plan de restauración ambiental, o en el mejor de los casos se han llevado a cabo planes de restauración manifiestamente ineficientes (Gómez-Ros *et al.*, 2013). Este hecho ha generado en muchas ocasiones problemas de salud ambiental para el entorno, así como de estabilidad para las diferentes estructuras mineras, lo que provoca que este riesgo se prolongue de una forma casi indefinida a lo largo de los años, décadas y siglos.

Los residuos de la minería, y en particular de los de la minería metálica, generan fuertes impactos sobre los suelos, al pasar estos en la mayor parte de los casos a ser, desde el punto de vista técnico y no siempre desde el punto de vista jurídico, considerados como suelos contaminados. Estos suelos, denominados habitualmente como depósitos mineros, a veces como estériles y en ocasiones aparecen englobados en términos más genéricos como el de paisajes mineros, presentan en sus perfiles unos caracteres altamente dependientes de los materiales geológicos movilizados durante el beneficio del mineral objeto de explotación, así como de las prácticas y técnicas mineras empleadas. Cuando una superficie preparada para la explotación, o bien cuando ésta ya ha terminado, deja de estar bajo la influencia de las labores mineras, la actuación de los factores de formación edafogénicos acaban por dar lugar a lo que se conoce como suelo minero, *strictu sensu*.

Las principales fuentes antropogénicas de metales en el medio ambiente son la minería y las actividades de fundición (Uzu *et al.*, 2009). Una de las principales preocupaciones con respecto a la actividad minera es la producción de una gran cantidad de residuos, que suele almacenarse en las proximidades de las minas. Dado que estos materiales residuales industriales contienen contaminantes inorgánicos, como por ejemplo metales, representan a su vez fuentes secundarias de contaminación para los suelos, el agua y la atmósfera.

Este problema ambiental y de salud pública que aparece asociado a la existencia de antiguas zonas de minería metálica tiene actualmente un carácter global, así como un gran

impacto sobre los ecosistemas y las poblaciones humanas. La existencia y abandono generalizado que se ha producido de las zonas de minería metálica de ámbito europeo y las carencias normativas adecuadas durante los tiempos pasados, ha generado la presencia de importantes depósitos de residuos mineros, sobre todo en antiguos distritos mineros en los que en muchos casos estas actividades mineras se clausuraron muchos años o décadas atrás. Estos depósitos de residuos mineros, en función de las características geoclimáticas, pueden llegar a producir un elevado impacto ambiental sobre los suelos y ecosistemas circundantes (Fetter, 1999), sobre la calidad del agua (Iribar *et al.*, 1998; Queralt *et al.*, 2002), sobre las comunidades vegetales (Margui *et al.*, 2006; Márquez *et al.*, 2003) y sobre la fauna local (Traina y Laperche, 1999), siendo también notorios los efectos sobre la población.

Son muchos los estudios e informes que han puesto de manifiesto la incidencia de la calidad ambiental sobre la salud de las personas (OMS, 2000). Esta calidad ambiental está seriamente afectada por las actividades agrícolas e industriales, por el transporte, por los residuos y efluentes domésticos y, también, por las labores metalúrgicas y extractivas mineras. Por tanto, la preservación de esta calidad ambiental debería ser uno de los principales objetivos de las sociedades presentes y futuras.

En este sentido, durante los últimos años se ha ido elaborando una legislación cada vez más estricta, lo que junto con actitudes más responsables ha contribuido a mejorar la situación. No obstante, uno de los mayores fracasos de la Unión Europea en términos de protección del medio ambiente ha sido la falta de un marco jurídico específico para proteger nuestros suelos. En lo que se refiere al marco normativo español, son aún muchas las carencias que se pueden detectar en la legislación vigente en comparación con el grado de conocimiento científico-técnico actual. En cualquier caso, y desde un punto histórico, los avances han sido muy significativos.

A su vez, desde el punto de vista científico-técnico, aún a pesar de ser difícil en muchas ocasiones el establecer correlaciones entre los problemas de contaminación ambiental y la salud humana, son muchos los avances que se han producido en las últimas décadas en el campo de la evaluación y minimización de riesgos asociados a los procesos de polución, existiendo aún mucho margen para el avance, sobre todo cuando se aplican enfoques multidisciplinarios (Abrahams, 2002).

A este respecto, durante los últimos años se han realizado una serie de estudios con el propósito de determinar el comportamiento general de los metales pesados en diversos

contextos del suelo, tales como los suelos ácidos (Birkefeld *et al.*, 2006; Chen *et al.*, 2005) o alcalinos, así como en un contexto carbonatado (Fotovat y Naidu, 1998; Boussen *et al.*, 2013). Desde una perspectiva clásica, el comportamiento de los elementos químicos se puede evaluar por procedimientos de extracción secuencial o selectivos, que proporcionan información semicuantitativa sobre su compartimentación en los suelos y su movilidad y biodisponibilidad en relación con la estabilidad de las interacciones desarrolladas con componentes del suelo (Van Herreweghe *et al.*, 2003; Anju y Banerjee, 2010; Uzu *et al.*, 2011; Boussen *et al.*, 2013). El acoplamiento de este procedimiento químico con un enfoque mineralógico, como por ejemplo, DRX, SEM, TEM, etc., permite la determinación de las diferentes fases metálicas en los suelos (Kovács *et al.*, 2006; Otones y Álvarez-Ayuso, 2011; Chiang *et al.*, 2010), algo que ayuda a la hora de predecir su estabilidad.

Debido a su magnitud e impacto sobre grandes territorios repartidos por todo el planeta, el problema de las afecciones derivadas por las actividades de minería, y más concretamente por la minería metálica, merece ser abordado buscando una mayor profundización y mejora de toda la normativa que se le aplica. Para este objetivo, resulta de una importancia capital el combinar por un lado los avances tecnológicos generados en el manejo de los residuos y subproductos derivados, y por otro la mejora del conocimiento científico sobre estos materiales y sus consecuencias, que se han producido durante los últimos años. Por tanto, la mejora propuesta se debe derivar de la combinación tecnología-ciencia y su trasposición al marco normativo correspondiente. Durante las últimas décadas se ha tomado conciencia de este deterioro medioambiental ligado a la minería, lo que se ha traducido en una acentuación de la normativa que regula las explotaciones mineras, la composición de los vertidos y las emisiones contaminantes, así como todo lo relativo a la recuperación del paisaje afectado.

En las explotaciones de minería, y en particular de la minería metálica, se generan una serie de problemas, tanto ambientales como de índole jurídica, cuya gestión y/o solución deberá partir obligatoriamente, desde nuestro punto de vista, de una perspectiva científico-técnica. En este sentido, el presente estudio técnico-jurídico, enfatiza en el hecho de que la norma legal no debe prescindir de los principios científicos regulados en las disposiciones normativas del sector minero, pues en ninguna de las ciencias del Derecho aparece tan manifiesta esta coalición, por lo que resulta indispensable conjugar los criterios científico-técnicos y los criterios jurídicos. De hecho, esta separación que existe entre el



desarrollo normativo y el conocimiento científico actual, se traduce en muchas ocasiones en prácticas de manejo y gestión totalmente inadecuadas que acaban por producir y extender en el territorio los problemas de contaminación por elementos trazas propios de las zonas mineras (García y Muñoz-Vera, 2015).

A todo lo anteriormente expuesto, hay que sumar el tema del patrimonio cultural e histórico que estas explotaciones suponen para las zonas en las que están instaladas. Como casos destacables citar, por ejemplo, el caso del antiguo distrito minero de Cartagena-La Unión (Manteca *et al.*, 2012; Manteca Martínez, 2013), o el caso del paisaje tan característico de la antigua zona de explotación minera leonesa llevada a cabo por los romanos Las Médulas (Fernández Rubio 1998), o bien el caso de todo el entorno de río Tinto (Huelva) que con sus lixiviados de los residuos mineros han conformado unos paisajes y colores característicos e irrepetibles (Pardo Abad, 2010).

La finalidad de todo este trabajo es el poder aportar una mejora en el tratamiento y consideración de este tipo de residuos y suelos mineros, otorgando un tratamiento equilibrado y unitario, lo que hasta el momento, no se ha podido lograr en cuanto a la aplicación práctica del sistema jurídico administrativo minero. Así, es necesario el vincular dos fuentes de conocimiento distinto y, sin embargo complementarias tal y como son la materia científica y minera (geoquímica, geología, mineralogía, ecotoxicología, etc.) y el Derecho con lo finalidad de adecuar el marco normativo al grado de conocimiento científico actual y así minimizar, cuando no evitar, la generación de problemas ambientales en zonas ajenas a la actividad minera como consecuencia de una adecuada regulación de las prácticas de gestión y manejo de estos suelos y residuos de la minería metálica.

En lo referido al análisis jurídico de esta memoria, los métodos de investigación seguidos para el desarrollo de esta tesis han sido fundamentalmente el “exegético”, o interpretativo, basado en el análisis de las normas jurídicas tanto las vigentes como las ya derogadas, en la medida en que estas últimas pueden aportar claves importantes para comprender la situación jurídica actual, el “dogmático” mediante el examen y el contraste de la doctrina científica sobre el tema y, finalmente, el “análisis jurisprudencial”, para el que se ha recurrido a la jurisprudencia europea, y española (del TJCE, del TC y del TS, entre otros) como vía para corroborar, inducir o ejemplificar algunas de las afirmaciones que se realizan. En definitiva, el método de análisis utilizado para el desarrollo de esta investigación ha sido el método comparado, conjuntamente con una revisión crítica del marco normativo analizado.

Para el acceso a las fuentes bibliográficas y jurisprudenciales han resultado esenciales las consultas efectuadas en las bibliotecas y las páginas web de la Universidad Politécnica de Cartagena y Universidad de Murcia, así como la consulta de textos jurídicos y científicos ya publicados y especializados en esta temática.

Visto todo lo anterior, se ha considerado como sumamente interesante el hacer una contribución que ayude a mejorar, o cuando menos a actualizar conforme al estado actual del conocimiento científico, el marco normativo relativo a la caracterización y al tratamiento jurídico de los residuos de la minería metálica, así como de los suelos generados en estos ambientes. Todo esto se expone desde un punto de vista formal en cuatro capítulos principales. En primer lugar, se aborda el estudio del régimen técnico de los residuos de minería metálica, considerando para ello la Ley de residuos y suelos contaminados, y también en leyes sectoriales relativas a la industria extractiva. Así, está T.D. estaría compuesta por cuatro capítulos científico-técnicos, más unas conclusiones generales y un listado bibliográfico. El primero de estos capítulos trata de las consideraciones generales, de tipo técnico de los suelos y residuos mineros. El segundo hace referencia a los aspectos científicos y técnicos relativos a los riesgos asociados al comportamiento geoquímico, contaminación, toxicología y riesgo ambiental de estos materiales. A su vez, el tercero se corresponde con una revisión general del régimen jurídico de los suelos y residuos mineros. El capítulo cuarto aborda la problemática, desde el punto de vista técnico-jurídico, derivada de la consideración actual de los suelos y residuos mineros por parte de la normativa vigente. Y por último, el capítulo quinto toca el tema de la compatibilización de la conservación y protección del “Patrimonio Geológico y Minero”, con el objetivo de la minimización de riesgos provenientes de estas zonas mineras.

Finalmente, es preciso señalar que este trabajo se ha cerrado, a efectos de incorporación de las fuentes normativas, doctrinales y jurisprudenciales, el 7 de enero de 2016.

# **CAPÍTULO I.- LOS SUELOS Y LOS RESIDUOS MINEROS**

## **CONSIDERACIONES CIENTÍFICO-TÉCNICAS**

### **1.1. DEFINICIONES Y CONCEPTOS PREVIOS: SUELOS**

#### **1.1.1. EL SUELO. ESTRUCTURA Y COMPOSICIÓN QUÍMICA**

##### **1.1.1.1. Introducción general**

El estudio de los suelos se constituyó en ciencia a finales del siglo XIX. A esta denominada ciencia del suelo, se la denomina en España e Hispanoamérica como Edafología (del griego *edafos*).

El suelo se define como la capa superior de la corteza de la tierra. Desde el punto de vista científico, se puede definir como un "ente natural organizado e independiente, con unos constituyentes, propiedades y génesis que son el resultado de la actuación de una serie de factores activos (clima, organismos, relieve y tiempo) sobre un material pasivo (la roca madre)". La Organización Internacional de Normalización (ISO 11074-1) define el suelo como la capa superior de la corteza terrestre, compuesto de partículas minerales, materia orgánica, agua, aire y organismos vivos, y es la interfaz entre la tierra (geosfera), el aire (atmósfera) y el agua (hidrosfera). Está formado por partículas minerales, materia orgánica, agua, aire y organismos vivos. De hecho, es un medio extremadamente complejo, variable y viviente. Como la formación del suelo es un proceso extremadamente lento, el suelo puede considerarse esencialmente como un recurso no renovable. La interfaz entre la tierra, el aire y el agua desempeña muchas funciones vitales: la comida y la producción de biomasa, el almacenamiento, el filtrado y la transformación de muchas sustancias incluyendo el agua, el carbono, el nitrógeno. El suelo tiene un papel como hábitat y patrimonio genético, sirve como una plataforma para las actividades humanas, conforma el paisaje y el patrimonio y actúa como un proveedor de materias primas. Contiene alrededor de dos veces la cantidad de carbono contenida en la atmósfera y tres veces la cantidad que se encuentra en la vegetación. Estas funciones son dignas de protección por su importancia socioeconómica y ambiental.

El suelo procede de la roca madre, la cual se altera por la acción de los factores ambientales y en su formación se desarrollan una serie de procesos que transforman el material original hasta darle una morfología y propiedades propias. No obstante, el suelo

se forma además de a partir de una roca, también a partir de unos restos vegetales y animales; por tanto, los organismos también constituyen un factor importante. Con el paso del tiempo, el suelo evoluciona para conseguir un estado estacionario, o maduro, en cada una de sus propiedades y características. El tiempo necesario para alcanzar esta etapa de madurez varía con cada tipo de suelo, según los procesos que en su formación hayan tenido lugar. El suelo está formado por capas que se les denomina horizontes y su superposición constituye el perfil del suelo. Los horizontes constituyen las unidades para el estudio y para la clasificación de los suelos. Los horizontes edáficos son capas aproximadamente paralelas a la superficie del terreno. Generalmente bastan solo tres propiedades para establecer la horizonación de un suelo: color, textura y estructura, aunque otras propiedades, como la consistencia, son a veces de gran ayuda. El más mínimo cambio detectado, tanto en una sola o en varias de estas propiedades, es suficiente para diferenciar un nuevo horizonte.

Desde el punto de vista jurídico el suelo aparece definido en el 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, en adelante RDSC, en su Artículo 2, como “la capa superior de la corteza terrestre, situada entre el lecho rocoso y la superficie, compuesta por partículas minerales, materia orgánica, agua, aire y organismos vivos y que constituye la interfaz entre la tierra, el aire y el agua, lo que le confiere capacidad de desempeñar tanto funciones naturales como de uso”. Según opiniones técnicas, la definición resulta defectuosa en la medida que el lecho rocoso, puede estar muy cerca de la superficie, por lo que no habría suelo, resultando inaplicable. En todo caso, se debe asumir que no solo se habla de tierra en el sentido vulgar de la palabra, sino de toda una realidad más compleja, como así lo expuso De Miguel Perales (2007).

El suelo puede ser considerado como un recurso vital al constituirse como el soporte material para el desarrollo una gran diversidad de seres vivos (de Haan y Van Riemsdijk, 1986; Seoáñez Calvo, 1999a), así como el entorno en el que el ser humano realiza gran parte de sus actividades básicas y cotidianas.

Se trata de un sistema muy dinámico, que participa en el proceso de depuración y retención de sustancias contaminantes, pero que cuando alcanza el límite de su capacidad amortiguadora pueden actuar como fuente de contaminación. Por otro lado, al ser un sistema abierto en el espacio y en el tiempo, el suelo evoluciona hasta alcanzar el equilibrio con las condiciones ambientales y a partir de ese momento tiende a permanecer estable.

Se trata de un recurso no renovable, al menos a efectos prácticos, con una cinética de degradación relativamente rápida y unas tasas de formación y regeneración extremadamente lentas. Tiene una gran capacidad de almacenaje y amortiguación, debida en gran parte a su contenido en materia orgánica. Dicha capacidad está relacionada tanto con el agua, los minerales y los gases como con un gran número de contaminantes químicos. Cuando se superan los umbrales de irreversibilidad de almacenaje y amortiguación de éstos en el suelo, se produce su liberación y distribución en otros medios. Se trata de un medio vivo con gran biodiversidad, en el que la actividad biológica contribuye a determinar la estructura y fertilidad del suelo y resulta fundamental para que pueda realizar algunas de sus funciones. A diferencia del aire y el agua, el suelo es un recurso que está generalmente sujeto a derechos de propiedad.

Respecto de la composición del recurso suelo, desde el punto de vista químico el suelo es una mezcla química extraordinariamente compleja de diferentes sustancias minerales y orgánicas. Se pueden diferenciar dos componentes principales. El componente biótico y el abiótico.

- El componente biótico estará constituido por:
- Grupo de materiales vivientes, tales como organismos vivos y sus restos sin degradar.
- Materiales no vivientes tales como sustancias húmicas como son los ácidos fúlvicos, los ácidos húmicos, las huminas y el humus.
- A su vez, el componente abiótico estará constituido por fases distintas:
- Fase sólida: se corresponde con las partículas minerales (fracción mineral) u orgánicas (fracción orgánica) que constituyen el soporte que confieren estructura al suelo, partículas entre las que encuentran huecos de forma y tamaño diferente denominados poros del suelo. Estos poros pueden estar ocupados de forma alterna por líquidos (fase líquida) o por gases (fase gaseosa del suelo). En función del volumen total y su organización interna, esta porosidad resulta variable, además de conferir distintas propiedades a los suelos (Hann y Van Riemsdijk, 1986). Dentro de la fracción mineral destacan minerales como el cuarzo, oxihidróxidos de hierro, aluminio y manganeso y por minerales de la arcilla, los cuales les confieren al suelo una mayor o menor reactividad en función de su mayor o menor superficie específica, así como de la densidad de carga que poseen las arcillas. La carga negativa de las arcillas, de las sustancias húmicas (dependiendo del pH) y en ocasiones de los óxidos, dotan al suelo de una elevada capacidad de adsorción de los cationes,

característica muy importante a tener en cuenta en un estudio de contaminación por elementos traza. Por su parte, la fracción orgánica está constituido principalmente por restos vegetales en diferente estado de descomposición y sustancias húmicas, que son el resultados final de esa descomposición. Estos compuestos húmicos contienen un gran número de grupos con carga negativa y una gran superficie específica ( $800\text{m}^2/\text{g}$ ) por lo que resulta responsable de la estabilidad estructural de los suelos por su gran capacidad de influir en la adsorción electrostática de cationes, la unión del agua y la cohesión de las partículas del suelo.

- Fase Gaseosa: representa el contenido en gases atmosféricos del suelo 20-30% de aire, aunque varía en función de la porosidad del suelo. El aire edáfico varía su composición con la profundidad, siendo en la parte más superficial la presión parcial del oxígeno similar a la existente en la atmósfera libre (0,21 atm), mientras que su concentración va decreciendo con la profundidad, hasta conformar un entorno anóxico en profundidad. Además de a los seres vivos, esta carencia de oxígeno favorece los procesos anaerobios en los que se generan gases reductores ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{N}_2$ ,  $\text{H}_2$ ,  $\text{H}_2\text{S}$ , etc.). Por el contrario, con el  $\text{CO}_2$ , ocurre lo opuesto, al aumentar su presión parcial con la profundidad, alcanzándose valores de 2-10 atmósferas.
- Fase Líquida: ocupa los poros del suelo, desplazando a la fase gaseosa, en función del grado de saturación del medio. Esta solución del suelo que constituye la fase líquida está formada por una disolución de sales, con presencia de coloides orgánicos procedentes de la descomposición de restos orgánicos. Esta disolución del suelo actúa de intermediario entre la litosfera y los organismos vivos, teniendo una gran relación con los gases atmosféricos y pudiendo dar lugar a la infiltración de agua edáfica hacia horizontes más profundos, es decir infiltración, cuando el balance hídrico del suelo así lo permita. En cualquier caso, el enriquecimiento de esta solución en iones varios, se debe a procesos como la descomposición de materia orgánica, la lluvia, la meteorización mineral, la descomposición de la materia orgánica la existencia de procesos de intercambio iónico entre la disolución del suelo y las partículas coloidales, tanto minerales como orgánicas, la existencia de entradas de materiales exógenos (riego con aguas salinas, abonados agrícolas, vertido de contaminantes solubles, etc.). No todos los iones presentes en el suelo pasan íntegramente a la disolución del suelo, debido a que existen procesos de retención edáfica que dificultan la lixiviación de los iones por parte del medio acuoso percolante y que, en consecuencia, dosifican su pérdida a través de los horizontes más profundos.

En la formación de un suelo actúan los cinco factores indicados en un apartado anterior (el clima, la topografía, los organismos vivos, el material original y el tiempo). El tipo de minerales e iones de un suelo se debe, básicamente, al tipo de material originario (roca), a partir del cual se forma el suelo. Estas rocas al entrar en contacto con la superficie, dejan de ser estables, siendo en ese momento susceptibles a los fenómenos de meteorización. A su vez, la infiltración de agua a través del perfil del suelo, se estimula la meteorización química, así como a la actividad orgánica, lo que da lugar al desarrollo de una estructura secuencial en capas distintas, según la profundidad, denominada cada una de estas capas como horizonte. El conjunto de los horizontes constituyen un perfil, que a su vez conforma la estructura global de un suelo.

Los distintos horizontes del suelo, los cuales pueden distinguirse visualmente, tienen diferentes propiedades físicas y químicas, dependiendo del proceso de formación del suelo. Básicamente, en un suelo pueden distinguirse tres horizontes principales, si bien hay muchos más. Estos tres horizontes más importantes y característicos son:

- Horizonte A: constituido por partículas minerales y materia orgánica fresca y parcialmente descompuesta. Es una zona del suelo donde se produce mucha lixiviación, principalmente de sales de Fe, Al y Mn. Contrarrestando la acumulación de materia orgánica procedente de organismos vivos, tiene lugar una transferencia de compuestos orgánicos sencillos hacia horizontes más profundos. En este horizonte predominan los materiales silíceos.
- Horizonte B: en el mismo se produce la acumulación de los compuestos de lixiviación procedentes del horizonte A. En esta región tiene lugar una lixiviación moderada y la oxidación de materia orgánica. Este horizonte, contiene óxidos de Fe (III), por lo que acostumbra a tener una cierta coloración entre amarilla y marrón. Así mismo, hay presencia predominante de silicatos laminares.
- Horizonte C: aparece en la zona más profunda del suelo estudiado, caracterizándose por la casi inexistencia de lixiviación a su través, y por lo tanto presenta una reducida meteorización.

## 1.2.1. DEFINICIÓN Y CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS

### 1.2.1.1. Suelos naturales

Conjuntamente con el agua y el aire, el suelo es considerado el tercer componente ambiental en la medida en la que en él o sobre él se desarrollan numerosísimas formas de vida.

La importancia del suelo radica en las numerosas funciones que desempeña, tanto ambientales como económicas, sociales y culturales, siendo considerado uno de los recursos naturales más importantes que existen en la naturaleza (Jiménez Ballesta, 1998). El documento de la Comisión Europea “Hacia una estrategia temática para la protección del suelo” (COM 2002, 179) define las principales funciones del mismo, que se resumen en lo siguiente:

- Es fuente de alimentos y producción de biomasa.
- Constituye uno de los principales factores para la protección del agua y de intercambio de gases con la atmósfera.
- Constituye el hábitat de numerosos organismos, desempeñando funciones ecológicas esenciales.
- Sirve de base a las actividades humanas y constituye un elemento del paisaje y del patrimonio cultural de la humanidad.
- Es fuente de materias primas.

El suelo tiene la capacidad para desarrollar una serie de funciones esenciales en la naturaleza de carácter medioambiental, ecológico, económico, social y cultural. El suelo proporciona los nutrientes, el agua y el soporte físico necesarios para el crecimiento vegetal y la producción de biomasa en general, desempeñando un papel fundamental como fuente de alimentación para los seres vivos. Sirve de plataforma para el desarrollo de las actividades humanas como soporte de la estructura socioeconómica y forma parte del paisaje y del patrimonio cultural.

### 1.2.1.2. Suelos contaminados

Los problemas con los suelos contaminados son un hecho desde hace largo tiempo, pero la conciencia de la existencia de estos problemas de contaminación de suelos por



acción antrópica comenzó a darse después de la década de los setenta, a partir, sobre todo de los problemas generados en zonas industriales abandonadas. Todavía hoy, las actividades derivadas de la industria siguen siendo las más importantes causas de contaminación potencial.

Un suelo contaminado se puede definir como aquel que ha superado su capacidad de amortiguación para una o varias sustancias o elementos cambiando, de este modo, su papel como sistema generador de vida y recursos, para pasar a ser causa de problemas de diversa índole para los otros recursos. El suelo, a través de su poder de amortiguación o desactivación natural de la contaminación, filtra, almacena, degrada, neutraliza e inmoviliza sustancias orgánicas e inorgánicas tóxicas, impidiendo que alcancen las aguas subterráneas y el aire o que entren en la cadena alimenticia. Si un suelo supera esa capacidad de amortiguación deja de actuar como sistema protector a ser causa de contaminación tanto de los organismos como del agua como de la atmosfera.

Al hablar de un suelo contaminado, no tendría sentido considerar como tal a aquellos suelos que resultan contaminados por agentes naturales por vías o agentes naturales, es decir al margen de cualquier influencia humana. La acumulación de sustancias tóxicas en el suelo tiene con frecuencia un origen antrópico, pero también puede ocurrir de manera natural. En cambio, en suelos antrópicos sí que hay que tener en cuenta no solo qué es un suelo contaminado, sino también lo que es un agente contaminante.

Hoy en día, los suelos contaminados están incluidos como asunto prioritario en las agendas ambientales de los países desarrollados.

### 1.3.1. EL CONCEPTO DE CONTAMINACIÓN

#### 1.3.1.1. Aspectos generales

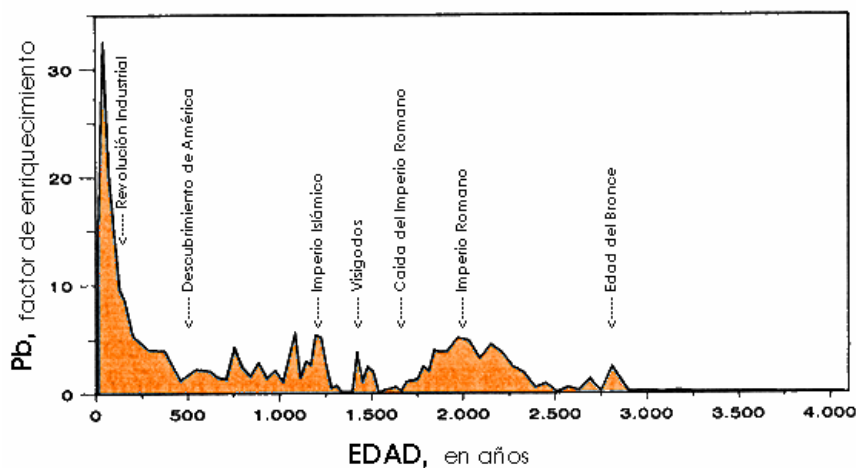
El proceso de contaminación consiste en introducir sustancias en un ecosistema, un medio físico o un ser vivo que provocan que este sea inseguro o no apto para su uso. Los agentes contaminantes pueden ser sustancias o elementos químicos u orgánicos, de diversa naturaleza y funciones. La contaminación se considera, con carácter general, como una alteración negativa del estado natural del medio ocasionada, por lo general, por la actividad humana. Por tanto, la contaminación está generalmente ligada al desarrollo económico y social de un país, pero también puede ser regulada, y combatida, mediante herramientas

normativas y legislaciones locales, nacionales e internacionales que intentan regular este proceso.

### 1.3.1.2 Contaminación del suelo

El suelo está, sin embargo, cada vez más degradado, tanto en la UE como a nivel mundial. La erosión, la pérdida de materia orgánica, la compactación, la salinización, los deslizamientos de tierra, la contaminación, el sellado, etc. tienen impactos negativos en la salud humana, los ecosistemas naturales y el clima, así como en nuestra economía. La degradación del suelo no sólo tiene efectos transfronterizos, sino que también supone unos altos costos. Los problemas relacionados con la degradación del suelo deben ser tratados más allá de las áreas que se degradan. Además, la reducción de los servicios ambientales como resultado de una pérdida de capital edáfico nacional debe ser compensada por el aumento de las presiones sobre los suelos restantes o sobre los suelos de otros territorios.

La degradación del suelo, que incluye su contaminación, constituye una de las ocho amenazas mencionadas en la Estrategia Temática de Suelos de la UE (COM, 2006b), así como uno de los problemas ambientales más importantes a nivel global (AEMA-PNUMA, 2002). En este sentido, el nivel de contaminación por elementos traza de los suelos y ecosistemas mundiales va en aumento desde la aparición de las primeras actividades humanas hace ya más de 3.000 años, con un incremento espectacular desde el inicio de la revolución industrial allá por el siglo XIX (Gráfica4).



**Gráfica4:** evolución histórica de los niveles de Pb en un ecosistema de turberas (Fuente: [www2.uah.es/tejedor\\_bio/bioquimica\\_ambiental/T11-metales.pdf](http://www2.uah.es/tejedor_bio/bioquimica_ambiental/T11-metales.pdf))

Por el momento, sólo unos pocos Estados miembros de la UE tienen una legislación específica sobre la protección del suelo. El suelo no está sujeto a un conjunto completo y coherente de normas en la Unión. Las políticas existentes de la UE en áreas como la agricultura, el agua, los residuos, los productos químicos, y la prevención de la contaminación industrial contribuyen indirectamente a la protección de los suelos. Pero en la medida en la que estas políticas tienen otros objetivos y alcances, las mismas no resultan suficientes para garantizar un nivel adecuado de protección para todos los suelos en Europa.

La legislación de los países europeos en relación a la conservación de los suelos se centra, o bien en la “conservación de los suelos” o bien en “las personas”, no teniendo en ningún caso este enfoque doble. Así, en relación a los suelos agrícolas se consideran los valores de los suelos y de acumulación en vegetales, mientras que en el caso de los suelos urbanos solo se consideran los valores edáficos, siendo para el caso de los suelos industriales los valores límite mucho más permisivos y haciendo referencia, en algún caso, a afecciones respiratorias.

El uso insostenible y continuado de los suelos está comprometiendo los objetivos de la UE sobre biodiversidad y el cambio climático, tanto nacionales como internacionales. Por todas estas razones, la Comisión adoptó una estrategia temática del suelo (COM (2006) 231), el 22 de septiembre de 2006 con el objetivo de proteger los suelos en toda la UE. Si bien la Comisión 05 2014 decidió retirar la propuesta de Directiva marco sobre el suelo, el Séptimo Programa de Acción Medioambiental, que entró en vigor el 17 de enero de 2014, reconoce que la degradación del suelo es un problema grave. Así, este Programa prevé que en 2020 la tierra se gestionará de forma sostenible en la Unión Europea, el suelo estará protegido de manera adecuada y la remediación de sitios contaminados estará en marcha, comprometiendo a la UE y a sus Estados miembros a incrementar los esfuerzos para reducir la erosión del suelo y aumentar la materia orgánica del suelo y para restaurar los espacios contaminados.

Como contaminación del suelo se entiende a la introducción de elementos o compuestos extraños en el sistema suelo, sustancias que, a partir de una cierta concentración, deben considerarse como no deseables (Porta *et al.*, 1994). La contaminación, además de incrementar el nivel de estos elementos o compuestos en el suelo, influye sobre los restantes componentes del sistema, generando efectos nocivos y pudiendo, además, actuar como fuente de exportación de estas sustancias contaminantes a su entorno (Martínez Sánchez *et al.*, 2005).

En el ámbito continental, este tema empezó a ser considerado como una cuestión relevante en el año 1972, cuando la Comunidad Europea formuló la declaración de la “Carta Europea de Suelos”. En la misma, se define al suelo como “recurso limitado y no renovable, así como la necesidad de promover su protección y conservación a través del desarrollo e implementación de medidas y normativas que ayuden a su correcta gestión y conservación”. Dos décadas después, en la Cumbre de Río celebrada en 1992, se avanzó en este tema, reconociendo la importancia de la protección de los suelos y de sus usos, promoviendo las prácticas necesarias para tender hacia un desarrollo sostenible y haciendo especial hincapié en el control de la contaminación de origen humano.

Se entiende por suelo contaminado a aquél que ha superado su capacidad de amortiguación para uno o varios elementos o compuestos, de tal forma que sus equilibrios biogeoquímicos se ven alterados, apareciendo cantidades anómalas de determinadas sustancias que acaban por producir importantes modificaciones en las propiedades de los suelos (Martínez-Sánchez y Pérez-Sirvent, 2007). Como consecuencia de todo lo anterior, el suelo deja de actuar como un sistema protector por su capacidad tamponadora frente a estos contaminantes, pasando a ser origen y causa de problemas para su entorno ambiental y antrópico.

En función de su origen se distinguen dos tipos de contaminación, la “natural” y la “antrópica”. En el primer caso, las sustancias contaminantes tienen un origen geogénico, proviniendo básicamente de los productos de meteorización del sustrato geológico, principalmente. Respecto del segundo caso, las sustancias contaminantes provienen de fuentes antropogénicas y las mismas pueden llegar a producir degradación de los suelos cuando se presentan por encima de unos niveles determinados, que se consideran como niveles de referencia o niveles críticos. Por encima de esos niveles, estas sustancias pueden repercutir negativamente en el funcionamiento y propiedades de los suelos, llegando a ser incluso tóxicas en muchos casos para la biota edáfica y el entorno. Esta contaminación estará altamente influenciada por los factores ambientales, edáficos y climáticos fundamentalmente, así como por la dinámica del propio contaminante (Desaules, 2012).

En este sentido, al alcanzar concentraciones por encima de sus valores críticos, los contaminantes pueden llegar a disminuir la biodiversidad y aumentar la fragilidad de los suelos y ecosistemas asociados (Förstner, 1995), la contaminación de las aguas y cultivos, y por tanto de la trófica (Kabata-Pendias, 1995), además de limitar los usos posibles de esos

suelos (Pierzynski *et al.*, 2000). De forma simultánea, la contaminación del suelo acaba por producir sobre el mismo una serie de efectos desfavorables que acaban por afectar su función y funcionalidad (Porta *et al.*, 1994). Así, entre otros efectos, la contaminación puede producir una disminución numérica y específica de las poblaciones microbianas edáficas, con el consiguiente efecto que esto tiene sobre su fertilidad.

Por otro lado, la contaminación afecta, igualmente, la calidad de los productos agrícolas y de la cadena trófica, así como la calidad de las aguas, tanto superficiales como subterráneas, y por tanto a la funcionalidad de las tierras afectadas para el soporte de numerosas funciones. También se ve afectada la capacidad de autodepuración que de forma natural presenta el suelo, lo cual acaba por afectar su función de biofiltro, así como los ciclos biogeoquímicos que en él se desarrollan. Por tanto, estos procesos de contaminación acaban por afectar a los ecosistemas, cultivos y poblaciones, con el riesgo que todo esto implica para la salud ambiental de su entorno (Kabata-Pendias, 1995; Dong *et al.*, 2011).

En cualquier caso, y a nivel continental, la falta de un marco jurídico específico para proteger los suelos constituye uno de los mayores fracasos de la Unión Europea en términos de protección medio ambiental.

#### 1.4.1. CONTAMINACIÓN DE SUELOS ASOCIADOS A ACTIVIDADES DE MINERÍA

Dada la importancia que todos los temas de salud ambiental y contaminación están adquiriendo en las últimas décadas, desde hace ya unos años se está prestando especial atención al control de los impactos producidos por las actividades mineras y su minimización de riesgos (Higuera y Oyarzum, 2002; Gómez-Ros *et al.*, 2013).

Las industrias extractivas mineras son una de las actividades con mayor riesgo medioambiental a nivel global. En este caso, los desechos son aquellos materiales no aprovechables que se forman en las extracciones mineras o de canteras, cuyo volumen puede ser elevado y cuyo grado de toxicidad o peligrosidad estará determinado por el tipo de material y la cantidad de residuos. Los residuos de la minería, y en particular los de la minería metálica, al depositarse de forma directa o indirecta en los suelos acaban por afectar a estos, contaminándolos en muchos casos con elementos o compuestos tóxicos para el hombre, constituyendo los llamados suelos mineros.

Estas zonas presentan contenidos muy elevados en elementos traza, considerados como valores geogénicos que constituyen una anomalía geoquímica composicional (Alloway, 1995) no utilizándose, por lo general, el tratamiento de contaminación antrópica. Sin embargo, cuando los materiales que están en superficie son el resultado de procesos industriales metalúrgicos, como lavado y preconcentración de menas metálicas, fundición, etc., y se encuentran mezclados con los desmontes de la minería, la reactividad que presentan frente a los procesos de alteración supergénica es mucho más elevada, afectando entonces al proceso de movilización (Pasariello *et al.*, 2002; González *et al.*, 2008). Si se dan estas circunstancias, estos lugares deben ser estudiados como emplazamientos contaminados y por consiguiente, evaluar la disponibilidad de los elementos traza en condiciones naturales si estos afectan a ecosistemas frágiles.

Estos suelos se considera que comienzan a formarse bien cuando una superficie preparada para la explotación, deja de ser alterada por la actividad minera, siendo en ese momento cuando empiezan a actuar los factores de formación del suelo. Estos suelos, son por tanto, suelos de origen artificial y que de forma habitual se han denominado como “suelos mineros” o “estériles”.

El conjunto de impactos que generan las actividades extractivas llegan a afectar tanto a los recursos edáficos, como atmosféricos e hídricos, así como a los componentes bióticos de estos ambientes. En relación a las poblaciones humanas que se emplazan en las zonas mineras o en su entorno, hay que resaltar el conjunto de impactos que la minería puede ejercer sobre estos grupos poblacionales. En este sentido, los riesgos se generan a través de diversas vías, como son por ejemplo la inhalación e ingestión de polvo y suelo contaminado, la absorción por contacto dérmico, o el consumo de agua y alimentos contaminados.

A la vista de todo lo expuesto, parece evidente que en la medida en la que los emplazamientos mineros suponen un riesgo para los ecosistemas y poblaciones de su entorno, estos ambientes deben ser sometidos a planes de restauración y minimización de riesgos. A este respecto, existen una serie de criterios y normas sobre calidad ambiental y de los suelos que han sido desarrollados por diversos organismos y agencias reguladoras del riesgo (EPA, 1989; Health Canada, 2004a; CCME, 2006; Health Canada, 2009a; Bacigalupo y Hale, 2012). La falta de materia orgánica combinada con una baja absorción y de capacidad de amortiguación, puede conducir a un mayor riesgo de liberación de elementos traza y a una mayor movilidad y biodisponibilidad de los mismos. Por lo tanto,

es necesario evaluar el riesgo de contaminación del medio ambiente y tener en cuenta la amenaza potencial a los recursos del suelo en las zonas mineras (Tsolova *et al.*, 2014). Caben destacar los estudios referentes a los suelos de influencia minera dentro de las cordilleras béticas, los de la faja pirítica en la zona de Rio Tinto (Galán *et al.*, 2008) y los de la Sierra minera Cartagena -La Unión (Navarro *et al.*, 2008; Martínez Sánchez *et al.*, 2008; García Lorenzo *et al.*, 2012; Navarro Hervás *et al.*, 2012). Ambas zonas aunque muestran algunas diferencias basadas en el tipo de material y clima, son bastante similares en su trayectoria minera.

El problema ambiental y de salud pública que aparece asociado a la existencia de antiguas zonas de minería metálica tiene actualmente un carácter global, así como un gran impacto sobre los ecosistemas y las poblaciones humanas. La existencia y abandono generalizado que se ha producido de las zonas de minería metálica de ámbito europeo y las carencias normativas adecuadas durante los tiempos pasados, ha generado la presencia de importantes depósitos de residuos mineros, y por extensión de suelos mineros, sobre todo en antiguas zonas mineras.

## **1.2. DEFINICIÓN Y CONCEPTOS PREVIOS: RESIDUOS MINEROS**

### **1.2.1 LA ACTIVIDAD MINERA: INTRODUCCIÓN GENERAL Y DIMENSIÓN DEL PROBLEMA**

Por minería se entiende la actividad industrial consistente en la extracción selectiva, mediante la aplicación de técnica minera, de sustancias y minerales existentes en la corteza terrestre, de forma que sea económicamente rentable. En los últimos años, consecuencia del fuerte crecimiento económico global, la demanda de materias primas minerales ha aumentado de manera significativa, poniéndose aún más de manifiesto la importancia estratégica de la actividad extractiva. Dentro de este crecimiento, la minera metálica es la que ha experimentado una evolución más significativa.

La necesidad de energía, minerales y metales ha producido una fuerte alteración de la superficie de la tierra. La sociedad moderna, con conciencia ambiental, exige hoy que las áreas alteradas deban ser regeneradas hasta ser aptas para usos aceptables y sostenibles, no resultando admisible el dejar los emplazamientos mineros contaminados y a su suerte. A este respecto, la actual consideración legal de los residuos mineros tiene carencias. Por tanto, este tema requiere de un análisis más profundo que ponga de manifiesto las posibles

carencias normativas, para con ayuda de los conocimientos y nuevos avances técnicos, se puedan generar respuestas satisfactorias ante estos problemas planteados.

Desde un punto de vista técnico, el término “residuo de minería” es un término genérico que engloba todos los residuos y subproductos provenientes de la actividad minera, estén estos o no englobados en depósitos específicos. Por residuos de mina se identifica comúnmente a la fuente más importante de impacto ambiental para muchos proyectos mineros, de tal forma que si su disposición no está diseñada y gestionada adecuadamente puede dar lugar a la contaminación del medio ambiente. En este sentido, hay que tener en cuenta que los depósitos de residuos son a menudo susceptibles a la erosión eólica e hídrica, y por lo tanto son tendentes a afectar y contaminar a los sistemas naturales y antrópicos de su entorno.

Históricamente, los factores económicos, y no los ambientales, han gobernado la industria minera. Sin embargo, las cuestiones de seguridad, contaminación y rehabilitación del medio ambiente son ahora motivo de gran preocupación. En este sentido, se está promulgando cada vez más una legislación más estricta respecto de este problema, lo que conjuntamente con la adopción de actitudes más responsables desde el punto de vista legislativo, administrativo y social está favoreciendo la contención de este problema. No obstante, son muchos los puntos a mejorar para asegurar una atenuación, así como una minimización efectiva de estos riesgos.

Tal y como se ha indicado anteriormente, la minería contribuye a la economía global con más de un 11%, según estudios realizados en esta década (Parejo Bueno y Parejo Coletto, 2012). Esto supone, también, que la minería sea una gran generadora de residuos, que para el caso español supuso más de un 23% del total producido a nivel nacional en el año 2013 (MAGRAMA, 2014). Además, en lo relativo a la minería metálica, una gran parte de los residuos generados son de tipo peligroso, lo que implica el alto impacto ambiental que esta actividad tiene sobre la salud ambiental (ecosistemas y poblaciones) en el entorno de la explotación minera.

## 1.2.2. DEFINICIÓN Y CARACTERÍSTICAS DE LOS RESIDUOS MINEROS.

### 1.2.2.1. Residuos

Un residuo es cualquier material que su productor o dueño considera que no tiene valor suficiente para retenerlo, o todo elemento que está considerado como un desecho al



cual hay que eliminar y que se supone que no tiene valor económico. Así, describe el material que pierde utilidad tras haber cumplido con su misión y/o servido para realizar un determinado trabajo. El concepto se emplea como sinónimo de basura por hacer referencia a los desechos que el hombre ha producido. Actualmente se someten a procesos de reciclaje, que consisten en recuperar a los residuos para transformarlos en un objeto con nueva vida útil.

Existen diversos tipos de residuos tomando en cuenta el hecho de que pueden ser domiciliarios, comerciales, industriales, hospitalarios y urbanos.

Si tenemos en cuenta su composición pueden ser residuos orgánicos, inorgánicos y peligrosos:

- El residuo orgánico es aquel que está compuesto por desechos de origen biológico.
- El residuo inorgánico, los que no tienen origen biológico sino industrial o artificial.
- Y los residuos peligrosos son aquellas sustancias (minerales, químicas de tipo corrosivo, ácidos, radiactivas, etc.) que deben ser tratadas con especial cuidado pues pueden poner en peligro la salud de los ciudadanos y los ecosistemas.

#### 1.2.2.2. Residuos de las actividades extractivas

Para empezar este apartado conviene ver con detalle lo que se considera como residuos de las industrias extractivas. Así, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente del Gobierno de España indica lo siguiente (MAGRAMA, 2014): "...Se entiende por industrias extractivas todos los establecimientos y empresas que practican la extracción en superficie o subterránea de recursos minerales con fines comerciales, incluida la extracción mediante perforación o el tratamiento del materia extraído".

Los "residuos de las industrias extractivas", denominados en la normativa española "residuos mineros" son aquellos residuos sólidos, acuosos o en pasta que quedan tras la investigación y/o aprovechamiento de un recurso geológico, tales como son los estériles de mina, gangas del todo uno, rechazos, y las colas de proceso e incluso la tierra vegetal y cobertera en determinadas condiciones, siempre que constituyan residuos tal y como se definen en la Ley 22/2011 de, 28 de julio, de Residuos y Suelos Contaminados. La gestión de estos residuos, por sus características, se regula por el 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, en adelante RD 975/2009.

Los residuos mineros pueden ser considerados residuos, si bien bajo determinadas condiciones estos pueden ser también considerados como subproductos o como recursos. Ordinariamente, los materiales generados en esta extracción para la obtención de minerales metálicos se consideran residuos, pero en función de las nuevas tecnologías y la demanda/valor de mercado, la consideración de estos residuos puede variar rápidamente. Desde un punto de vista legal, el pasar a considerar un residuo como recurso explotable ha de seguir una serie de procedimientos algo farragosos y, en ocasiones, poco claros. Un ejemplo de ello, y muy actual, es el los residuos depositados en la bahía de Portmán.

Se considera residuo de la industria extractiva, o residuo minero, al estéril o residuo sólido o lodo, que se genera tras el aprovechamiento de un recurso geológico. Distinguimos que estos pueden ser peligrosos, o bien pueden ser inertes considerando como tales a aquellos que no experimentan ninguna transformación física, química o biológica significativa y que además no generan impactos significativos sobre el medio ambiente (art.3.7 e) del RD 975/2009. A este respecto, la Lista Europea de Residuos (LER) recoge una serie de categorías de tipos de residuos de minería, a algunas de las cuales las considera, *a priori*, como peligrosas y a las que asigna un asterisco (\*) junto a su nombre para distinguirlas de las no peligrosas, careciendo estas últimas de este asterisco. En cualquier caso, y esta cuestión debe quedar clara, el carácter final de peligroso o no de un residuo reside básicamente en las características físico-químicas y toxicológicas propias de estos materiales, lo cual requiere, por tanto de la aplicación de una serie de ensayos y/o protocolos para verificar estas propiedades.

A la hora de entender los distintos tipos de residuos hay que tener en cuenta los lugares y procesos mediante los cuales se producen los mismos. Así, los residuos se generan en la propia mina, sea esta subterránea o a cielo abierto, en las canteras, en las graveras o en las plantas de concentración (plantas de tratamiento físico-químico) del mineral. Estos residuos, una vez generados, se almacenan en las denominadas “instalaciones de residuos mineros” y pueden ser de tres tipos:

- Escombreras: son las instalaciones de residuos mineros construidas para el depósito de residuos mineros sólidos en superficie.

- Balsas: son las instalaciones de residuos mineros naturales o construidas para la eliminación de residuos mineros de grano fino junto con cantidades diversas de agua libre, resultantes del tratamiento y beneficio de recursos minerales y del aclarado y reciclado del agua usada para dicho tratamiento y beneficio.
- Presas mineras: son estructuras diseñadas y construidas para contener agua o residuos mineros en una balsa.

Las características dependen del origen de la actividad minera. En el caso de los áridos, de los minerales industriales, de las rocas ornamentales (granito, mármol), etc., sus residuos suelen incluirse en aquellas categorías consideradas como inertes. Por su parte, en el caso de la minería metálica gran parte de sus residuos se corresponden, tras verificar sus características, con categorías recogidas como peligrosas en la Lista Europea de Residuos. Así, por ejemplo, esta lista incluye estériles que generan ácido procedentes de la transformación de sulfuros (Código LER 01 03 04\*); otros estériles que contienen sustancias peligrosas (Código LER 01 03 05\*) y otros residuos que contienen sustancias peligrosas procedentes de la transformación física y química de minerales metálicos (Código LER 01 03 07\*), por citar solo algunos de los más destacables.

Para minimizar el gran volumen de residuos que se produce en cualquier explotación minera, se aplican métodos y técnicas de prevención. Estas técnicas son de especial relevancia en la fase de investigación (geofísica, sondeos, etc.), ya que permiten evitar la apertura de los frentes de explotación que por contener óxidos, fracturas, etc., sería necesario abandonar con la consiguiente producción de residuos. En la fase de operación o explotación se aplican las tecnologías más avanzadas o mejores técnicas disponibles, que permiten racionalizar y aprovechar mayores concentraciones de mineral.

Desde el punto de vista de la gestión de los residuos dentro de una explotación minera, con carácter general se distinguen dos tipos de residuos: los inertes y los peligrosos. Aquellos residuos que se consideran inertes pueden disponerse prácticamente sin problemas ambientales dentro de la explotación. Caso muy diferente es el de los residuos peligrosos, ya que estos se consideran que tienen riesgos para la salud, y también pueden ocasionar graves problemas al medio ambiente como consecuencia de presentar alguna característica de peligrosidad (toxicidad aguda, toxicidad crónica, toxicidad extrínseca, inflamabilidad, reactividad, corrosividad, etc.), por lo que en este caso la gestión y manejo ha de seguir planes específicos de minimización de riesgos.

#### 1.2.2.2.a Residuos de las actividades extractivas no metálicas

En la mayoría de los casos, los residuos mineros generados son mezclas de materiales de composición física y química distinta, tal y como ocurre en la minería del carbón y metálica. Por su parte, en el caso de los residuos originados por la explotación de rocas ornamentales los residuos tienen la misma composición que la de las rocas que se explotan.

Las industrias extractivas que mayor volumen de residuos producen son por un lado los residuos de minería no metálica (la de rocas ornamentales como granito, mármol, y pizarras de techar, así como la del carbón), y por otro lado los residuos de minería metálica.

Los residuos generados por minería no metálica son los que mayores aplicaciones tienen. Así, por ejemplo, los residuos del granito se utilizan como áridos para la construcción de carreteras, tras un proceso de trituración en planta, y los lodos del aserrado del granito como materiales impermeables y para terraplenes.

#### 1.2.2.2.b Residuos de las actividades extractivas metálicas

En relación a los residuos hay que tener en cuenta que los depósitos de residuos de la minería metálica suelen presentar altos contenidos en elementos traza de carácter tóxico, razón por la que actúan como una fuente potencial de contaminación. De forma adicional, un gran problema ambiental es el de la generación de drenajes ácidos y aguas sulfatadas con una importante concentración de elementos contaminante surgidos de la disolución oxidativa de los sulfuros (Salomons, 1995; Fernández-Caliani *et al.*, 2009), que se acaban depositando en distintos emplazamientos y puestos a disposición de los agentes meteorizantes para su dispersión (García *et al.*, 2008).

Estos residuos de minería metálica, que en España han dejado un importante pasivo ecológico en forma de residuos minerales acumulados en balsas y escombreras, suponen un grave problema de contaminación de suelos, cuya evaluación y recuperación resulta prioritaria en nuestro país (Alberruche del Campo *et al.*, 2014). Los impactos ambientales que pueden derivarse de un suelo contaminado son muy graves puesto que éstos no solo afectan a la calidad del suelo, sino que también afectan o pueden afectar a las aguas subterráneas y superficiales, a la salud humana, a la fauna y flora, e incluso puede afectar a la calidad del aire circundante.

En este sentido, la contaminación derivada de las actividades mineras resulta de especial interés puesto que éstas son focos de emisión de la mayoría de los elementos considerados más problemáticos en términos de contaminación ambiental y toxicidad. Entre estos elementos se encuentran el plomo, el arsénico, el antimonio, el cadmio y el talio, elementos que en su mayoría no tienen función biológica conocida y de elevada toxicidad tanto para los organismos vegetales como para los animales.

De acuerdo a su origen y tipología, y tomando como ejemplo el antiguo distrito minero de Cartagena-La Unión (García, 2004), es posible diferenciar nueve tipos distintos de residuos minero-metalúrgicos:

1. *estériles de corta*
2. *estériles de gravimetría*
3. *estériles de mina*
4. *estériles de pozos*
5. *estériles de granulometría*
6. *óxidos*
7. *lodos de flotación en tierra*
8. *lodos de flotación en mar*
9. *escoria de fundición.*

Los estudios de laboratorio muestran que el material sólido que constituyen cada uno de los nueve tipos de residuos minero-metalúrgicos se caracterizan por tener una granulometría muy variable, condicionada por el origen de cada uno de ellos. En estos materiales se pueden apreciar residuos con partículas desde tamaño bloque hasta la fracción arcilla. La caracterización de los diferentes tipos de residuos mineros metalúrgicos es la siguiente (García, 2004):

1) Los *estériles de corta* son los materiales estériles procedentes del desmonte realizado en una corta minera. Se acumulan en depósitos denominados localmente “vacíes”, que corresponde al término de escombreras, los cuales se ubican alrededor de las cortas.

2) Los *estériles de concentración gravimétrica o de gravimetría* se corresponden con el apilamiento de los materiales estériles resultantes del proceso de concentración de los minerales por el método gravimétrico, incluidos el cribado, balsa de arroyo y rumbo. Producidos desde tiempos prerromanos hasta mediados del siglo XX, momento en el que se sustituye éste método por el de flotación diferencial.

3) Los *estériles de mina* son aquellos materiales estériles que se han arrancado en la mina y se han acumulado en el exterior, en la terrera de la mina.

4) Los *estériles de pozo*, son los materiales estériles procedentes de la profundización de los pozos mineros, acumulados en superficie alrededor de la boca de estos, y que constituyen sus escombreras.

5) Los *estériles de granulometría o rechazo de granulometría*, son los estériles que proceden de un proceso de pre concentración, el cual se realizaba dentro del ciclo de flotación diferencial y que se acumulan en depósitos. Dado que los sulfuros se concentraban preferentemente en la fracción fina, se realizaba un corte granulométrico del todo-uno mediante cribas, y se eliminaba la fracción superior a 30 mm, con lo que se obtenía un importante ahorro en los costes económicos en el proceso del lavadero.

6) Los *óxidos, o minerales oxidados*, de la cobertera de los yacimientos de sulfuros reciben el nombre de “gossan”. Se trata de minerales que por encontrarse prácticamente en estado de óxidos, no pueden concentrarse por los procedimientos industriales conocidos, y se han acumulado en vacíos específicos hasta tanto no se resuelva el problema de su tratamiento (Manteca *et al.*, 2004).

7) Los *lodos de flotación en tierra*, son los materiales estériles (lodos) procedentes de los lavaderos de flotación diferencial. Los lodos de flotación causan en el medioambiente tanto impactos como riesgos. Así, estos lodos son el producto en forma de pasta, torta o hidromezcla, generado en el proceso de tratamiento, con relación sólido/líquido concreta para cada caso, y con tamaño de grano generalmente comprendido entre arena y limo (2 a 0,0625 mm). Estos se acumulan en balsas de lodo constituidas por un hueco en la superficie del terreno, de origen natural o artificial, en el que se acumulan los lodos producidos en el proceso de tratamiento de rocas o minerales. El pH de estos lodos de flotación es muy variable y depende del depósito o manto de mineral que se explote. El pH varía desde un rango ácido a alcalino; así, los lodos de flotación resultante del manto piritoso se caracterizan por un pH ácido (pH<6,5), mientras que si se explotan depósitos ubicados en

las zonas de materiales carbonatados, o si se ha extraído la pirita para la producción de ácido sulfúrico, el pH presenta valores de neutro (pH=6,5-7,5) a alcalino (pH>7,5). El peso específico de las partículas sólidas da un valor medio de 3,11. La granulometría muestra que, en condiciones húmedas, el material presenta una granulometría limo-arenosa, con predominio de la fracción limo. En el caso de realizar el ensayo en seco, el material presenta una granulometría gravo-arenosa, con predominio de la segunda. Esta diferencia se debe a que el material forma agregados, que en condiciones de secado al aire libre no se rompen y dan un valor erróneo de esta propiedad. El 80% de las partículas tiene un tamaño comprendido entre 0,4 y 0,01 mm; en tanto que el 50% lo está entre 0,1 y 0,01 mm.

8) Los *lodos de flotación en el mar*, están compuestos por los millones de toneladas de todo-uno extraídos en las cortas mineras desde un lavadero y vertidas directamente al mar. Estos materiales están formados por varias fases minerales, en la que el mineral predominante es el cuarzo seguido de la caolinita, hematites, pirita y magnetita. En menor medida, aparecen la clorita, moscovita, calcopirita, blenda, así como trazas de otros minerales.

9) La *escoria de fundición*, son los depósitos de las “gachas” procedentes de los hornos de fundición, las cuales se acopian en escombreras denominadas localmente “gacheros”. Estos materiales son de naturaleza silicatada, textura vítrea y granulometría gruesa.

Las diferentes operaciones llevadas a cabo durante la explotación minera y las características del yacimiento determinan la presencia de elementos más o menos discernibles en el espacio alterado, como pueden ser las escombreras, huecos o frentes abandonados. Algunos de estos elementos sólo presentan en superficie pequeñas acumulaciones o bolsas de materiales terrosos (frentes o antiguos bancos de explotación). Sin embargo, en una gran parte de los casos predominan en extensión superficial los materiales sueltos, los cuales a pesar de que mayoritariamente puedan estar dominados por elementos gruesos, incluyen también finos y pueden ser considerados materiales tipo suelo, al menos en el sentido de la ingeniería de suelos. Así, están formados por materiales minerales fragmentados, compuestos de partículas -de muy variados tamaños-, más o menos móviles, que encierran una cantidad variable de agua, aire, materia orgánica y otras sustancias (Spangler y Handy, 1982).

Finalmente, indicar que los residuos de la minería metálica se suelen presentar en los suelos como concentraciones de metales que generalmente están ligados químicamente a

otros elementos, entremezclándose con minerales no-metálicos y material rocoso. Los depósitos de monominerales son escasos. Generalmente, pueden extraerse uno o más metales simultáneamente. Por ejemplo, son comunes los complejos de: Zn-Cu-Ag-Pb-Au o de Ni-Cu-Au-Ag-Pt-Co-Se-Fe.

La proporción de mineral/residuos varía entre los yacimientos, pero generalmente la fracción residual resulta ser más abundantes. En términos generales, deben procesarse de 5 a 30 Tm de mineral para obtener 1 ton de concentrado que contiene el metal deseado (García, 2004). Cuando estos residuos no producen aguas ácidas, pueden ser depositados separadamente en escombreras para utilizarlos posteriormente según sus propiedades físico-químicas en distintos usos tales como áridos para carreteras, balasto para vías de ferrocarril, usos industriales, etc. Sin embargo, en el caso de los residuos de la minería metálica que sí pueden llegar a generar aguas ácidas, no es posible el reciclado de los mismos para estos usos.

### **1.3. LA INTERACCIÓN SUELO-RESIDUO MINERO: EL SUELO MINERO**

#### **1.3.1 CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS ORIGINADOS EN ÁREAS ALTERADAS POR ACTIVIDADES MINERAS**

En los ámbitos mineros coexisten los recursos minerales con los recursos naturales propios de estos territorios, como son las masas de agua y los suelos naturales. Entre estos últimos, muchos se corresponden con “Leptosoles Líticos” (FAO, 1998), al tratarse de suelos de montaña esqueléticos, poco desarrollados y superficiales, si bien pueden aparecer otros muchos tipos de suelos.

Junto a estos suelos naturales se presentan otros que surgen, en mayor o menor medida, de la interacción de estos suelos naturales con los residuos mineros, o incluso de la propia evolución edáfica que se puede producir en la superficie de los depósitos de residuos mineros. Precisamente, en estas zonas de depósitos mineros de minería metálica aparecen procesos edafogénicos que están actuando sobre los sedimentos mineros muy ricos en óxidos de hierro y de sulfatos metálicos de hierro, plomo y zinc, entre otros, que darían lugar a una tipología muy particular de suelos que se podrían denominar en sentido amplio como “Regosoles espódicos antrópicos”, si bien tienden a ser denominados cada vez más como “antrosoles” de origen minero. Estos estarían formados por sedimentos procedentes de la minería, y responderían a dos tipos principales, unos de características



ácidas con valores de pH en torno a 2-3 debidos básicamente a la presencia de altas cantidades de piritita que por oxidación dan lugar a drenajes ácidos, y otros básicos con valores de pH en torno a 6-7. Igualmente, en estos depósitos mineros resulta común la aparición de incipientes “Fragipanes”, a modo de horizontes subsuperficiales con densidad mayor que el horizonte superior, cementado cuando está seco pero que resulta frágil cuando está húmedo. Su nivel de materia orgánica es muy bajo y resulta altamente impermeable al agua, mostrando como carácter distintivo una estructura laminar, así como una serie de grietas blanquecinas que conforman formas poligonales en la superficie edáfica.

Las labores mineras generan grandes impactos ambientales, entre ellos la destrucción de los suelos naturales y la creación de nuevos suelos, llamados “antrosolos”, o suelos antrópicos, que presentan fuertes limitaciones físico-químicas y biológicas que dificultan la instalación de comunidades vegetales. Los suelos afectados por la minería metálica pueden incorporar cantidades elevadas de sustancias contaminantes (agentes químicos usados en el tratamiento de los minerales, elementos traza, etc.) tóxicos en su mayoría y con un tiempo de retención, es decir, con un lapso de tiempo necesario para reducir su concentración a la mitad, muy elevado para la mayoría de las sustancias. En consecuencia, este suelo, desarrollará un perfil distinto al que tenía antes y, casi con toda seguridad, su posición, espesor y capas más profundas serán diferentes. Así, se inicia para él un nuevo ciclo de desarrollo que tal vez lo convierta en un suelo maduro semejante a los que le rodean en el entorno inalterado, o tal vez no.

Una gran parte de los residuos de producción mineros resultan inertes, no peligrosos, desde el punto de vista geoquímico y ambiental. Sin embargo, otra fracción de estos residuos resulta ser peligrosa en función de su alto contenido en elementos traza y están constituidos por gran parte de los residuos generados por la minería metálica. Por tanto, en función de su naturaleza estos residuos podrán ser considerados como peligrosos o no. La actividad minera supone la movilización de grandes cantidades de suelo, lo que provoca un cambio de estructuras, originando enormes huecos y escombreras y la creación de balsas artificiales, que como resultado final supone la alteración del relieve natural del paisaje de la zona. A su vez, en las zonas de acopios de los llamados estériles mineros pueden también actuar estos procesos edafogenéticos, si bien en algunos casos, las condiciones ambientales predominantes minimizan de forma notable estos procesos, tal y como es el caso a modo de ejemplo el caso de la Bahía de Portmán (Murcia), en donde la influencia marina y alta

salinidad entorpecen este proceso de desarrollo edáfico sobre los sedimentos depositados en la citada bahía (García *et al.*, 2008).

Los suelos mineros aparecen como resultado de la interacción entre el suelo y el residuo minero. En este sentido, se han de considerar como suelos de origen antrópico, o artificial, a los que se les incluye con carácter general dentro de los residuos mineros. Una característica básica de los mismos es la aparición, en sus perfiles, de características y propiedades altamente dependientes de los materiales geológicos movilizados durante la fase de explotación minera, así como de las prácticas mineras empleadas (Pellegrini *et al.*, 2016). Una vez que una superficie de explotación ha dejado de ser, temporal o definitivamente, explotada, empiezan a actuar sobre la misma los factores de formación del suelo, para dar lugar a lo que se conoce como suelo minero. Por tanto, este suelo minero es el que procede, en mayor o menor grado, de cualquier tipo de material de minero (parte superficial, subsuelo, estéril o cualquier combinación de estos materiales) que se deposita sobre el material geológico o edáfico (Pellegrini *et al.*, 2015), conformado un entorno edáfico que actuará como base para la instalación de la vegetación de la zona.

### 1.3.2. VULNERABILIDAD DEL SUELO ANTE LOS CONTAMINANTES QUÍMICOS

A nivel funcional, el suelo puede considerarse como un sistema depurador debido a que es capaz de degradar/inmovilizar los contaminantes, es decir debido a su poder de autodepuración. Esta capacidad autodepurativa representa la capacidad que tiene un suelo de inactivar, mediante diversos mecanismos, los efectos negativos de los contaminantes y que depende de determinadas características de los horizontes superficiales.

Este grado de autodepuración está relacionado con el de vulnerabilidad que dicho suelo presenta frente a la agresión de los agentes contaminantes; por lo que a mayor capacidad de autodepuración, menor vulnerabilidad (García, 1999). Dicho grado de vulnerabilidad de un suelo frente a la contaminación depende de la intensidad de afectación, del tiempo que debe transcurrir para que los efectos indeseables se manifiesten en las propiedades físicas y químicas de un suelo y de la velocidad con que se producen los cambios secuenciales en las propiedades de los suelos en respuesta al impacto de los contaminantes.

El substrato edáfico presenta un efecto absorbente, ya que puede actuar como un filtro altamente reactivo que facilita la inmovilización de los contaminantes gracias a procesos

físicos (filtración), físico-químicos (neutralización, adsorción, absorción, precipitación, complejación) o biológicos (biodegradación). Por tanto, si los inmoviliza, esto significa que el suelo “acumula” muchos de estos elementos contaminantes, principalmente a través de la capacidad de adsorción de las arcillas, capacidad que depende enormemente del tipo estructural de las mismas (el tipo 1:1 impide la entrada de cationes entre capas; el tipo 2:1, como en el caso de las esmectitas, permite la entrada de agua y otras moléculas que causan un aumento en el espacio interlaminar conocido como “hinchamiento” de la arcilla, agua que lleva también cationes disueltos, que su vez, pueden ser fijados en dicho espacio de tal forma que este tipo de arcillas edáficas llegan a actuar como depuradoras naturales de los suelos contaminados).

Otros agentes depuradores que poseen los suelos son algunas partículas minerales de los suelos con comportamiento coloidal, como es el caso de la goethita que al presentar carga positiva en medios ácidos tiene la capacidad de fijar complejos aniónicos, mientras que para el caso de otros óxidos, como los de manganeso, al conformar coloides de carga negativa son capaces de fijar los cationes presentes en la solución edáfica.

No obstante, una vez se supera la capacidad de amortiguación geoquímica del suelo, éste se puede llegar a convertir en fuente de contaminación, lo que lo convierte en una situación peligrosa e imprevisible. Así, un cambio en las condiciones climáticas y/o ambientales puede producir que el proceso se revierta, por lo que frecuentemente se habla de que la presencia de contaminantes en el suelo constituye una bomba de tiempo química, en tanto y en cuanto aunque en un determinado momento no produce efecto alguno, si puede hacerlo en un futuro. En este sentido, el problema principal se centra en los contaminantes que, una vez acumulados en los suelos, presentan una alta solubilidad, lo que implica una alta disponibilidad para el ecosistema y sus organismos, tanto en superficie como de forma subterránea por la contaminación de las aguas subterráneas.

En resumen, en relación a la presencia de contaminantes en el suelo los términos a tener en cuenta, desde el punto de vista de la salud ambiental (ecosistemas y población), son los de **geodisponibilidad** y **biodisponibilidad**:

- La **geodisponibilidad** es la consecuencia directa de la actividad extractiva, en tanto y en cuanto al proceder a la explotación de un yacimiento minero, se ponen a disposición del medio geológico unos elementos que antes no estaban, o estaban de una forma mucho más limitada. Cabe destacar, no obstante, que muchos yacimientos minerales, como es el caso

de los sulfuros metálicos, son en sí fuentes naturales de contaminación en función de si afloran o no a la superficie, o si se encuentran por encima o por debajo del nivel freático, así como de su composición mineralógica, de los factores climáticos, etc.

- Por su parte, la **biodisponibilidad** hace referencia a la facilidad que tiene un organismo de incorporar a su metabolismo un determinado elemento contaminante. En este sentido, algunas fracciones de los elementos metálicos edáficos o geológicos pueden ser directamente absorbidas e incorporadas por algunas especies de plantas, como ocurre por ejemplo con las formas solubles, o asociadas a nutrientes básicos. Sin embargo, otras especies vegetales tienen, al contrario, barreras selectivas que impiden la incorporación de un metal pesado cuando este se encuentra en estas formas más biodisponibles por encima de una determinada concentración.

### 1.3.3 EDAFOGÉNESIS EN SUELOS MINEROS

De acuerdo con Severson y Gough (1983), un suelo minero es aquel que procede de cualquier tipo de material de recubrimiento (topsoil, subsuelo, estéril o cualquier combinación de estos materiales) y que queda intencionadamente en la superficie del terreno minero como medio de crecimiento de la vegetación. Desde que queda terminado el proceso artificial de construcción de un suelo minero, o desde que fueron abandonadas las superficies afectadas por la explotación, en ausencia de prácticas de restauración, comienzan a actuar los factores de formación de suelos (Nicolás Contreras, 2010). Difícilmente conservará un perfil idéntico al que tenía antes y, casi con toda seguridad, su posición, su espesor y las capas más profundas serán diferentes. Empieza para él un nuevo ciclo de desarrollo que tal vez lo convierta en un suelo maduro semejante a los que le rodean en el entorno inalterado, o tal vez no (Nicolás Contreras, 2010).

Los materiales de partida que, de un modo general, intervienen en la composición de estos suelos mineros pueden ser (Arranz, 1993):

- Materiales que, estrictamente, no han sufrido procesos edafogenéticos, es decir, todos aquellos que anteriormente estaban confinados en el subsuelo: estériles de mina o toda clase de productos de excavación por debajo de los perfiles de suelo originales y a veces también los subproductos de los tratamientos de elaboración, clasificación, limpieza, etc.

- Materiales superficiales que han sufrido procesos edafogenéticos, los cuales, a su vez, pueden haber sido sometidos a la mezcla de horizontes al ser retirados y que, en cualquier caso, han visto alteradas sus propiedades durante el manejo y el casi siempre inevitable almacenamiento temporal.

En el momento en el que sobre los terrenos mineros comienzan a actuar los procesos edafogenéticos, bien porque se da por finalizadas las labores de restauración o bien porque sobre las superficies abandonadas comienzan a actuar estos procesos, se empiezan a producir procesos de evolución de estos suelos hacia conformaciones más similares a los suelos naturales de su entorno. Así, cuando estos suelos mineros conservan la base de los suelos naturales preexistentes, o bien cuando han incorporado materiales procedentes de suelos naturales de la zona, el nuevo suelo conservará una huella marcada por la herencia edafogenética de esos materiales edáficos (Lacalle *et al.*, 2000). En cualquier caso, no conservará un perfil idéntico al que tenía antes y, casi con toda seguridad, su posición, su espesor y las capas más profundas serán diferentes (Nicolás Contreras, 2010).

Un mejor conocimiento sobre los procesos edafogenéticos de estos suelos mineros nos proporcionará, además de conocimiento científico, una mejor información sobre cómo afrontar los procesos de recuperación y restauración ambiental de estos ambientes (Smith *et al.*, 1987). En este sentido, diversos estudios abordados sobre la génesis de los suelos mineros (Schafer *et al.*, 1979; Leiros *et al.*, 1995; Reintam, 2001) nos han generado datos de interés sobre este proceso. Así, se ha visto que algunas propiedades de estos suelos pueden cambiar rápidamente: modificación del pH, acumulación de materia orgánica, disminución de la densidad en la capa superficial y formación de estructura granular asociada a las raíces y canales radiculares. Igualmente, se ha observado una redistribución del carbonato cálcico dentro de estos suelos, hasta dar perfiles semejantes a los del entorno natural, algo que puede tardar en producirse más de 1.000 años. A su vez, se ha visto que algunas características (color del horizonte C, contenido en elementos gruesos y espesor) serán para siempre diferentes a los de los suelos naturales (Nicolás Contreras, 2010).

En estos suelos, se observa generalmente la existencia de un límite neto entre la capa superficial y las siguientes. En todos los casos, el horizonte superficial suele presentar un fuerte enraizamiento, una estructura migajosa y un menor abigarramiento que las capas subyacentes. Así mismo, se ha estimado una velocidad media de formación del horizonte superior en unos 2,4 cm/año para algunos de estos suelos (Leiros *et al.*, 1995). En resumen, parece que los cambios más significativos a corto plazo de estos suelos llevan a la

formación de un horizonte A delgado y enriquecido en materia orgánica en la práctica totalidad de los casos, lo que permite la instalación de algún tipo de cubierta vegetal, dando lugar a perfiles de tipo AC y sólo excepcionalmente a perfiles más evolucionados (Nicolás Contreras, 2010).

El estudio de los procesos edafogénicos de los depósitos de residuos mineros no sólo resulta de gran importancia desde el punto de vista científico, sino que también puede dar sugerencias útiles acerca de las posibles estrategias de evaluación y minimización de las amenazas de la salud ambiental (Nicolás Contreras, 2010). Los residuos mineros a menudo contienen altas concentraciones de elementos traza que actúan como tóxicos que pueden contaminar el medio ambiente que rodea a la lixiviación (Martínez-Frías, 1997; Meza-Figueroa *et al.*, 2009; Mudd, 2007). Investigaciones recientes han abordado el estudio del efecto de los procesos de atenuación natural en la extensión de la lixiviación de contaminantes a partir de los residuos mineros. La atenuación natural puede dar lugar a una reestructuración de un vertedero de residuos mineros cuando las fases minerales más estables precipitan formando capas cementadas o duras (Rammlmair, 2002; Rammlmair *et al.*, 2008; Regenspurg *et al.*, 2004). Muchos de los autores anteriores han planteado la hipótesis de estas capas cimentadas actúan como barreras hidráulicas que inhiben el transporte de agua a través de los poros, así como barreras de difusión que suponen la inhibición del transporte de gases como O<sub>2</sub> y CO<sub>2</sub> a través de los poros (Graupner *et al.*, 2007; Kohfahl *et al.*, 2010).

La movilización de elementos traza como son Cd, As, Zn y Pb a partir de residuos mineros metálicos se sabe que está inducida por la meteorización oxidante de los sulfuros metálicos. Debido a que en los suelos mineros, las capas cementadas y endurecidas pueden estar constituidas por minerales secundarios reactivos, es de esperar que desempeñen un papel crucial en la atenuación de estos contaminantes. Las capas cementadas y endurecidas de los residuos mineros de sulfuros se han estudiado por sus propiedades mineralógicas, físicas, químicas (Blowes y Jambor, 1990; Graupner *et al.*, 2007; Gunsinger *et al.*, 2006; Kohfahl *et al.*, 2010; McGregor y Blowes, 2002). Los estudios de campo sobre estas capas endurecidas han proporcionado información (Gunsinger *et al.*, 2006; McGregor y Blowes, 2002; Moncur *et al.*, 2005) acerca de que las mayores concentraciones de metales disueltos originalmente fueron observados directamente por encima y dentro de una capa endurecida. Por lo tanto, estas capas cementadas pueden haber restringido el movimiento de los metales

disueltos a través de los relaves, actuando como una zona de acumulación de estos elementos.

Las capas endurecidas son zonas en las franjas capilares en donde la aglutinación de partículas se debe fundamentalmente a los procesos impulsados por transporte capilar en un entorno dominado por O<sub>2</sub> (Graupner *et al.*, 2007). La sobresaturación se traduce, finalmente, en la precipitación de las fases secundarias y geles, que pueden acabar recubriendo partículas, aglutinándolas, y reduciendo la porosidad. Las capas cementadas, por otro lado, pueden ser observadas en las zonas de transición entre las capas oxidadas y reducidas que a menudo se produce en las áreas de transición entre zonas saturadas e insaturadas. En estas transiciones, se producen variaciones en las variables geoquímicas más determinantes, tales como Eh y pH (Bourg y Loch, 1995).

A pesar de que estas capas cementadas pueden desempeñar un papel fundamental en la atenuación natural de los metales no deseados que pueden originarse a partir de los residuos mineros derivados de los sulfuros, sus procesos de formación no se han estudiado aún a fondo. En particular, el papel hidrológico desempeñado por las grietas que se forman junto con los horizontes de suelo endurecidos es un campo aún no abordado desde el estudio científico. En realidad, se puede hipotetizar acerca de que el desarrollo de las grietas puede afectar negativamente al papel atenuador que estas capas endurecidas ejercen al incrementar la lixiviación de contaminantes de los residuos mineros a su través (Pellegrini *et al.*, 2015).

#### 1.3.4 ECOLOGÍA DE SUELOS MINEROS

Las investigaciones pioneras sobre ecología de suelos mineros se realizaron en los años 50-60, dirigidas por H. A. Wilson. Sus descubrimientos sobre organismos beneficiosos encontrados en suelos mineros, especialmente sobre aquellos cuya presencia es incrementada por la existencia de vegetación, se consideran trabajos clásicos dentro de este campo (Skousen *et al.*, 1987; Nicolás Contreras, 2010).

Los suelos mineros reconstruidos pueden tener muy limitada la presencia de organismos del suelo, salvo en aquellos casos de inmediata redistribución de capas superficiales de suelos nativos. Los suelos más altamente colonizados por vegetación permiten una mayor actividad microbiana, pues la existencia de vegetación, especialmente

si las leguminosas están presentes, incrementa el número de organismos activos (Stroo y Jencks, 1982).

Las plantas desvían grandes cantidades de energía hacia el interior del suelo, que es empleada en la creación de estructura edáfica y aprovechada por microorganismos beneficiosos para el crecimiento vegetal. (Perry y Amaranthus, 1989).

El proceso de restauración de un suelo minero puede ser medido a través del grado de cambio en los parámetros indicativos de la productividad, tales como: acumulación o descomposición de materia orgánica, contenidos en carbono y nitrógeno orgánicos, proliferación de raíces, etc., todos los cuales se ven influenciados por la actividad microbiana (Sopper, 1992).

También la fauna del suelo, favorece la existencia de una buena estructura, incrementando la porosidad, mezclando materiales y mejorando la estructura (Abbott, 1989). En los terrenos gravemente alterados, como los terrenos mineros, los factores limitantes para la fauna edáfica pueden ser diversos (Ma y Eijsackers, 1989): bajo pH, alta salinidad, presencia de elementos traza y ausencia de alimento. La fauna edáfica que más importancia o valor tiene son los saprófagos o descomponedores, entre los que encontramos: Nematodos, Enquitreidos y Lumbrícidos, dentro de los Anélidos; Isópodos, Ácaros y, por último los insectos: Colémbolos, Isópteros y larvas de Dípteros y Coleópteros (Nicolás Contreras, 2010). La mayoría de los invertebrados no son muy móviles, por lo que pueden ser necesarios varios o muchos años para que se produzca la repoblación desde viejos suelos mineros o terrenos inalterados próximos (Ashby y Vogel, 1994).

### 1.3.5 CLASIFICACIÓN DE SUELOS MINEROS

En principio, un sistema de clasificación que aspire a ser universal debería admitir la inclusión de los suelos mineros y, en caso de que no fuera así, debería poder modificarse o adaptarse para incluirlos atendiendo a sus características relevantes (Nicolás Contreras, 2010). En este sentido, hay que tener en cuenta que la utilidad final de la clasificación de los fenómenos naturales o los elementos del medio es permitir su inventario y facilitar el estudio de su distribución, es decir, cartografiarlos. De este modo, Lyle (1987) revisó hasta once modelos de clasificación de suelos mineros asociados a la minería de carbón en Estados Unidos, concluyendo que el sistema que puede ser más útil debe estar basado en el esquema de clasificación de la Soil Taxonomy, algo en lo que coincidió con otros autores



(Thurman y Sencindiver, 1986). Conforme a esta clasificación, estos suelos han ido variando su clasificación de tal forma que mientras que en la década de los 70 estos suelos se identificaban como Orthents, en la siguiente década ya se consideraban como pertenecientes a los Udorthents (Nicolás Contreras, 2010). A este respecto, hay que tener en cuenta que en fechas anteriores estos espacios eran directamente considerados como escombreras de mina o minas a cielo abierto (Indorante y Cansen, 1984), mientras que en algunos casos se realizaban algunas distinciones; como por ejemplo entre “residuos” remodelados y no remodelados, o como “residuos” ácidos (tóxicos) y “residuos” no tóxicos. En cualquier caso, desde mediados de la década de los 80 el Servicio de Conservación de Suelos (USDA) tendió a definir series de suelos en las zonas mineras y cartografiar fases de estas series.

En cualquier caso, cuando se utiliza el sistema de clasificación americano para clasificar suelos mineros, lo corriente es que la ausencia de horizontes de diagnóstico y propiedades diferenciales, a parte de la existencia de epipedones ócricos, lleva a clasificar a los suelos mineros siempre como Orthents. No obstante, de forma paralela diversos investigadores propusieron un sistema de clasificación que se sirve de la clave general de la clasificación americana hasta el nivel de orden (Entisoles), pero incluyendo un nuevo suborden: Spolents y un esquema para clasificar y cartografiar los suelos mineros (Sencindiver *et al.*, 1978). Las enmiendas propuestas al sistema de clasificación americano no han sido todavía oficialmente aceptadas (Soil Survey Staff, 1993), aunque, desde entonces, dicho sistema de clasificación de los suelos mineros ha sido regularmente utilizado por algunos autores. Con carácter más general, estos suelos han sido considerados como suelos antropogénicos, o antropogeomórficos, o incluso como formaciones superficiales tecnogénicas (Shishov *et al.*, 2001).

Por su parte, en la Base Mundial de Referencia para los Recursos de Suelos (FAO, 1998), estos suelos entrarían en las consideraciones de "suelos jóvenes formados a partir de materiales tecnogénicos o suelos formados a partir de materiales naturales removidos o materiales tecnogénicos, en los que se ha dado un proceso de edafogénesis significativo desde la deposición. La nomenclatura aplicable según FAO (1998) contempla el modificador "spolic" solo para los Regosoles y admite que, según sus propiedades y horizontes de diagnóstico, el resto puedan ser clasificados en otros tipos al margen de su origen (Nicolás Contreras, 2010).

Por último, indicar que la World Reference Base (WRB, 2015), en su reciente edición de 2014 actualizada a 2015, considera a estos suelos mineros dentro del Grupo de Suelos de los Tecnosoles. Estos suelos combinan suelos cuyas propiedades y pedogénesis están dominados por su origen técnico. Contienen una cantidad significativa de artefactos (algo reconocible en el suelo o fuertemente alterado por los seres humanos o extraído de mayores profundidades) o son sellados por material técnico endurecido (material duro creado por los seres humanos, que tienen propiedades diferentes de la roca natural) o contienen una geomembrana. Incluyen suelos de residuos (vertederos, lodos, cenizas, residuos de minas y cenizas), pavimentos con sus materiales no consolidados subyacentes, suelos con geomembranas y suelos construidos. Los tecnosoles se citan a menudo como suelos urbanos o suelos de mina. Son reconocidos en el sistema de clasificación de suelo ruso como formaciones superficiales Tecnogénicas y en la clasificación australiana del suelo se consideran incluidos dentro de los Antroposoles.

# CAPÍTULO II. CONTAMINACIÓN, TOXICIDAD Y RIESGO AMBIENTAL ASOCIADO A LOS SUELOS Y RESIDUOS DE LA MINERÍA METÁLICA

## 2.1. DEFINICIÓN Y CONCEPTOS PREVIOS: CONTAMINACIÓN, TOXICIDAD Y RIESGO AMBIENTAL

### 2.1.1.- EL CONCEPTO DE CONTAMINACIÓN Y SUS IMPLICACIONES

Conforme a la Real Academia Española de la Lengua, el término **contaminar**, que procede del término latino *contamināre*, significa: “alterar nocivamente la pureza o las condiciones normales de una cosa o un medio por agentes químicos o físicos.”

Por tanto, por **contaminación** se entiende a la introducción en un medio cualquiera de un contaminante. El uso más habitual del término se produce en el ámbito de la ecología, con lo que se conoce como contaminación ambiental, que es la presencia en el ambiente de cualquier agente (físico, químico o biológico) en lugares, formas y concentraciones que pueden ser nocivos para la salud, la seguridad o para el bienestar de la población. Por su lado, la dinámica de los contaminantes se encarga de estudiar la acción de estos agentes desde el momento en que se generan, hasta su disposición final. Entre los fenómenos de la dinámica aparecen la dispersión, la concentración, la transferencia y la transformación.

Las partículas contaminantes ambientales pueden afectar a la salud humana y de los ecosistemas debido a sus diversos componentes químicos (Villeneuve *et al.*, 2014; Adar *et al.*, 2015). Algunas de las especies más tóxicas de partículas son los elementos traza (Li *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2015). Aunque su concentración total es pequeña, elementos tales como Pb, Cd, Cr (VI), Hg y As, plantean serias amenazas a la salud ambiental (Yang *et al.*, 2015; Gao *et al.*, 2014). Así, además de generar altos niveles de contaminación en los suelos y aguas, estos elementos pueden causar inflamaciones, enfermedades pulmonares y cardíacas o daños en el ADN a través de la ingestión, inhalación y contacto dérmico (Kampa y Castanas, 2008; Jacquemin *et al.*, 2015; Honda *et al.*, 2015). Por ejemplo, el consumo de grandes cantidades de Pb en la sangre humana podría inhibir las reacciones enzimáticas y dañar el sistema nervioso central (Gillis *et al.*, 2012). El arsénico (As) también puede causar graves alteraciones del sistema cardiovascular y de los centros nerviosos centrales (Joseph *et al.*, 2015). En este sentido, se han realizado numerosos

estudios centrados en los efectos de la contaminación por elementos traza (Li *et al.*, 2015; Liu *et al.*, 2015; Yang *et al.*, 2015; Gao *et al.*, 2014; Wang *et al.*, 2013; Duan y Tan, 2013).

## 2.1.2. DEFINICIÓN DE TOXICIDAD Y SU APLICACIÓN A LOS ELEMENTOS TRAZA

Conforme a la Real Academia Española de la Lengua, el término **toxicidad**, que deriva del adjetivo culto *tóxico*, que a su vez deriva del latín *toxicus*, significa: “Grado de efectividad de una sustancia tóxica.”

Desde un punto de vista etimológico la **toxicología** es la ciencia que estudia los venenos (*toxikon*= veneno), es decir, las sustancias capaces de producir efectos nocivos sobre los seres vivos. A este respecto, hay que indicar que todas las sustancias son potencialmente tóxicas ya que pueden causar daños e incluso la muerte después de una exposición excesiva. En definitiva, se denomina toxicidad al grado de efectividad que poseen las sustancias que, por su composición, se consideran tóxicas. Se trata de una medida que se emplea para identificar al nivel tóxico de diversas sustancias o elementos, tanto afectando un organismo en su totalidad como a una parte del mismo.

Llegados a este punto, resulta de interés definir qué se entiende por toxicidad de un elemento o compuesto: la **toxicidad** es la capacidad de un elemento o compuesto de ocasionar daños en un organismo vivo, siendo esta capacidad intrínseca a la sustancia y pudiendo ser modificada por factores como la dosis administrada y/o absorbida, la vía de administración o la distribución en el tiempo de la dosis.

Otras definiciones importantes para la mejor comprensión de lo que es la toxicología son (Aguilar Franco, 2001):

- **Tóxico** es toda sustancia externa que, al entrar en contacto con el organismo, puede provocar una respuesta perjudicial, daños serios o incluso la muerte. Hay tóxicos que pueden ser dañinos a dosis altas pero inocuas e incluso indispensables a dosis bajas. Así, se entiende por toxicidad o acción tóxica la capacidad relativa de una sustancia para ocasionar daños en los organismos vivos una vez que ha alcanzado un punto del cuerpo susceptible a su acción. La acción tóxica la ejercen mediante modificaciones de las funciones del organismo a nivel celular, bioquímico o molecular que darán lugar a una manifestación observable, **efecto**.

- **Intoxicación:** desde el punto de vista del tiempo de aparición de los signos y síntomas relacionados con la exposición a los tóxicos, se puede distinguir entre:
  - Aguda: exposición corta y rápida, no superior a 24h, antes de la aparición de síntomas.
  - Subaguda: exposición inferior a 28 días.
  - Subcrónica: exposición inferior a 90 días.
  - Crónica: Periodos superiores a 90 días, pudiendo deberse a la acumulación del tóxico, o bien a la acumulación de efectos.
- **Toxicidad evidente** es aquella en la que los signos de intoxicación son de tal gravedad que la administración de una dosis inmediatamente superior puede suponer la muerte.
- **Efecto reversible** es aquel que transcurrido un corto espacio de tiempo, desaparece el efecto inicial.
- **Efecto irreversible** es aquel que no desaparece con el tiempo.
- **Efecto estocástico** es aquel cuya probabilidad de que se produzca el efecto aumenta con la dosis.
- **Efecto no estocástico** es aquel en el que la intensidad o gravedad del efecto depende directamente de la dosis.
- La **peligrosidad** de las sustancias tóxicas está fundamentalmente determinada por sus características físico-químicas y luego por su concentración en el ambiente. La peligrosidad de la sustancia está condicionada por su potencial tóxico, el que a su vez en gran medida depende de sus características físicas y químicas. El potencial tóxico varía según si la sustancia es líquida, sólida o gaseosa; si está en su forma elemental, es un compuesto inorgánico u orgánico; si es liposoluble o hidrosoluble; según la reactividad química, la biodegradabilidad, el tamaño molecular, etc.
- La **exposición** y el **ingreso al organismo** ocurren a través de las vías de exposición, las cuales son digestiva, respiratoria y cutáneo-mucosa. Cada una tiene sus particularidades, especialmente respecto al grado de absorción, que es el paso de la sustancia a través de piel y mucosas hacia la sangre.
- La **dosis** es la cantidad de la sustancia que es absorbida e ingresada al organismo y se expresa en función del tiempo y del peso corporal, habitualmente en miligramos de la sustancia por kilo de peso en un día (mg/kg/día o mg/kg-día). Cuando la sustancia

contamina varios medios ambientales, la dosis real debe ser estimada como la suma de las dosis calculadas para cada vía de ingreso, o sea, la dosis aportada por ingestión de agua, ingestión de alimentos, inhalación, etc. Cada vía requiere de estudios de exposición por separado. Así se obtiene lo que se llama **dosis total**. Esta situación es importante para identificar la participación relativa que un contaminante del aire pueda tener en un problema de contaminación ambiental ubicua. Algunas sustancias son exclusivamente contaminantes del aire, tales como el bióxido de azufre, óxidos de nitrógeno, monóxido de carbono, ozono. Contaminantes del aire tales como el plomo, cloroformo, benceno y otros, pueden estar presentes también en otros medios, como el suelo y el agua. En las primeras, la interpretación de la relación dosis-efecto se simplifica y el riesgo atribuible es más fácil de delimitar; en los segundos, el efecto atribuible a la contaminación del aire debe evaluarse en función de la participación relativa que tiene el aire en la dosis total, lo que tiene gran importancia al momento de tomar medidas con los responsables de la contaminación.

- **Dosis discriminante** es el nivel de dosis que produce una toxicidad evidente pero no la muerte.
- La **relación dosis-efecto** de un agente tóxico se refiere a los diferentes tipos de efectos que puede producir la sustancia a medida que aumenta la dosis en el organismo, hasta llegar a su último efecto que es la muerte, hecho que en general ocurre a dosis muy altas con exposición breve. En esta relación, las dosis bajas en exposiciones prolongadas producen efectos a largo plazo, efectos crónicos. Una sustancia puede llegar a producir un gran número de efectos a diferentes dosis, como ocurre con el monóxido de carbono y el plomo.
- Al conjunto de datos sobre la relación cuantitativa entre exposición y efectos (dosis efecto y dosis respuesta) y que representan la base científica, se lo conoce como **criterios**. Cuando los criterios son ordenados en un conjunto para fines de precisar los niveles máximos de exposición a agentes dañinos, compatibles con el mantenimiento de una buena salud, se los llama guías o pautas, las que pueden ser ambientales y biológicas. Finalmente, con base en las guías se pueden establecer las normas, que son requisitos oficiales en general a nivel de países sobre concentraciones máximas en el ambiente o al interior del organismo humano, que no deben excederse.
- La **epidemiología** es el estudio de la distribución en la población humana de una enfermedad o una condición adversa y de aquellos factores que influyen en su distribución (Lilienfeld y Stolley, 1994).

La **toxicología**, como disciplina básica que contribuye a la interpretación del riesgo para la salud asociado a la contaminación química del ambiente, se puede dividir en la **toxicocinética** y la **toxicodinámica**:

- La **toxicocinética** estudia las fases de la interacción secuencial entre una sustancia química y el organismo vivo, cuando en general esta sustancia no es utilizable en su metabolismo ni tiene efectos benéficos. Las fases son exposición, absorción, distribución, biotransformación, acumulación y excreción. Las fases que participan en el proceso mismo de medición del riesgo son exposición y absorción; las restantes tienen que ver con el análisis e interpretación de los efectos adversos.
- La **toxicodinámica** estudia los mecanismos con los cuales una sustancia produce daño en las células y tejidos, o sea, la toxicidad, que es la capacidad de la sustancia para producir daño en los organismos vivos. A cualquier sustancia capaz de producir un efecto nocivo en un organismo vivo como resultado de las interacciones físico-químicas con sus tejidos, se le llama agente tóxico. En líneas generales, el daño puede en grado variable afectar ya sea la estructura celular o la función celular, puede ir de alteraciones leves en las células hasta mutaciones y carcinogénesis, lo que depende de la capacidad intrínseca que cada sustancia tiene para causar daños muy específicos (lo que incide en la peligrosidad de la sustancia), del tiempo de contacto con el organismo y de la dosis de exposición.

Otro carácter interesante de los compuestos tóxicos es su capacidad para incorporarse o no a los seres vivos. Algunos de ellos, a pesar de ser potencialmente tóxicos, pasan por el organismo sin que se produzca incorporación, por ejemplo, por no ser lo suficientemente solubles. Esto nos lleva al concepto de biodisponibilidad: para que la sustancia sea tóxica, debe poder ser asimilada durante su contacto con el hombre u otros seres vivos. Un ejemplo de sustancia de baja biodisponibilidad puede ser el mercurio metálico en forma líquida, ya que a pesar de ser un elemento de elevada toxicidad, el mercurio en forma metálica se utilizó en el pasado como laxante, sin que produjese efectos tóxicos apreciables, debido a que su capacidad de absorción por el sistema digestivo es prácticamente nula. La biodisponibilidad de una sustancia depende de sus propiedades químicas y fisicoquímicas, de las del medio, y de los mecanismos por los cuales es incorporada por los seres vivos (formas de exposición, de las que también hablaremos más adelante).

Otra propiedad importante desde el punto de vista de la toxicología de algunos compuestos es la bioconcentración, que consiste en la asimilación neta de una sustancia por un organismo a partir del medio: por ejemplo, los organismos acuáticos desde el agua, o las plantas desde el suelo. Este fenómeno ocurre con sustancias que tienen más afinidad por los tejidos de organismos que por el agua, por lo que pueden alcanzar concentraciones más elevadas en organismos que en el medio en el que se encuentran (normalmente en disolución acuosa). La bioconcentración depende de factores tales como la solubilidad de un compuesto en agua y en grasas. Por su parte, los factores que favorecen la bioconcentración son la biodisponibilidad, la hidrofobicidad, y la unión específica a biomoléculas concretas del organismo en que se produce. Este proceso se puede medir mediante el llamado “Factor de Bioconcentración” (FBC), específico para cada sustancia y cada organismo, y que corresponde al cociente entre la concentración de la sustancia en el organismo y en el medio.

Pero no todas las sustancias tóxicas biodisponibles generan o pueden generar efectos adversos a largo plazo. Así, en algunos casos, la sustancia se excreta con facilidad, lo que limita los posibles daños a medio o largo plazo (los efectos crónicos, de los que también hablaremos), mientras que en otros casos, la eliminación de la sustancia que entra al organismo es lenta, lo que implica que se va acumulando en el organismo si la ingesta es constante. Se produce entonces un efecto llamado de bioacumulación. Se trata, por tanto, de una acumulación neta de una sustancia por un organismo, obtenida ya sea desde fuentes bióticas (otros organismos de los que se alimente) o desde fuentes abióticas (suelo, aire o agua). Mediante este mecanismo la concentración de un compuesto aumenta en el organismo expuesto en función del tiempo: por ejemplo, cuando la concentración de una sustancia es más alta en los peces adultos que en los jóvenes del mismo lugar, se dice que hay bioacumulación. Esta capacidad depende sobre todo de las características fisicoquímicas y bioquímicas del compuesto, de su solubilidad en agua, y sobre todo de su velocidad de eliminación.

Otro fenómeno es el que puede darse a lo largo de la cadena trófica. Si los organismos que ocupan niveles más bajos en ésta (vegetales, productores primarios) están contaminados, y son ingeridos por otros organismos que ocupan lugares más altos, éstos adquirirán la contaminación, y podrán transmitírsela a su vez a los que se alimentan de ellos. Cuando en estos eslabones de la cadena se produce bioacumulación, los organismos que ocupan las posiciones más altas llegarán a adquirir contenidos cada vez mayores en la



substancia en cuestión. Este fenómeno recibe el nombre de bioamplificación o biomagnificación, y es especialmente problemático para el hombre, como cúspide la pirámide trófica, así como para depredadores como las rapaces.

El principal recurso para establecer la toxicidad de los compuestos químicos es la experimentación en animales, que permite obtener datos de toxicidad aguda y crónica. Una de las pruebas más utilizada consiste en determinar la dosis letal para exposiciones agudas. Se llama dosis letal 50, DL50, cuando se refiere a la dosis, expresada en mg/kg de peso del animal, que administrada de una vez por vía oral a un grupo determinado de animales produce la muerte del 50% de los mismos. Si la administración es vía inhalatoria se habla de concentración letal 50, CL50. Sobre la base de los valores de las DL50 y las CL50 se pueden clasificar los tóxicos en muy tóxicos, tóxicos y nocivos. Menos utilizadas son las pruebas de experimentación humana y las pruebas de actividad "*in vitro*" (prueba de Ames y otras). También la epidemiología aporta datos de importancia pero menos específicos y normalizables.

En las pruebas de toxicidad con animales se utilizan ejemplares que permitan una experimentación relativamente asequible y cuya respuesta general a los efectos de los tóxicos sea extrapolable al hombre. Una de las pruebas más utilizadas consiste en determinar la dosis letal media para exposiciones agudas, DL 50, que es la dosis, expresada en miligramos de tóxico por kilogramo de peso del ejemplar, que administrada de una vez por vía oral a un grupo concreto de animales produce la muerte del 50% de los mismos en un período de 14 días tras el tratamiento. Otra prueba importante consiste en determinar la concentración letal media, CL 50, que es la concentración del tóxico en aire que al ser inhalada durante un período de 4 horas (en la versión principal de esta prueba) produce el fallecimiento del 50% de los animales, en un período de 14 días tras el tratamiento.

Los valores de las dosis de referencia por ingesta oral permitida, han sido determinados para diversos elementos por algunos países. Así, en el caso de Estados Unidos, estos valores vienen recogidos en el "Integrated Risk Information System" (IRIS) expresados en ppm/día. Por su parte, tanto el "*Health Council of the Netherlands*" (HCN) como el Instituto Nacional para la Salud Pública y el Medio Ambiente de Holanda (RIVM), también posee tablas con estos valores expresados igualmente en ppm/día, al igual que ocurre con la "*Environment Agency*" del Reino Unido.

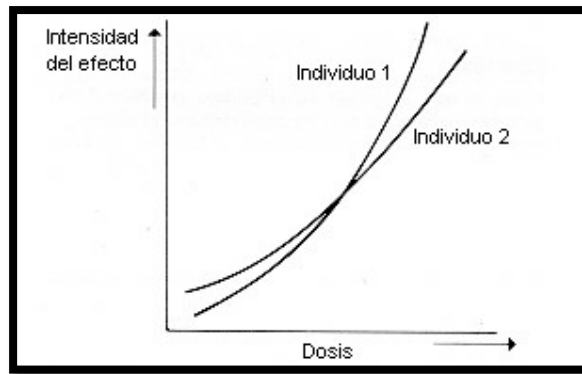
Estas determinaciones pueden realizarse con algunas variantes, ya sea modificando la duración o frecuencia de la exposición utilizando la vía de entrada dérmica, variando los animales de experimentación, o bien manteniendo un período de observación de los efectos más prolongado. En cualquier caso los valores DL 50 y CL 50, con especificación de las condiciones en que han sido determinados, constituyen los índices de toxicidad más amplios de que se dispone, en base a los cuales algunos autores han propuesto la clasificación de los tóxicos en tres o cuatro grupos exponentes del orden de severidad del efecto nocivo -como por ejemplo sustancias muy tóxicas, tóxicas, nocivas y de baja peligrosidad-.

Cuando lo que se estudia no es la muerte, sino otro efecto tóxico con una magnitud determinada, se habla entonces de la dosis tóxica (p.e. DT50). A este respecto, conviene introducir estos nuevos conceptos:

- **Relación dosis-efecto**, que es la correspondencia entre la dosis de exposición y la magnitud de un efecto específico en un individuo determinado.
- **Relación dosis-respuesta**, que es la correspondencia entre la dosis de exposición y la proporción de individuos, dentro de un grupo de sujetos definido, que presentan un efecto específico con una magnitud determinada.

Ambas relaciones pueden representarse de modo gráfico mediante curvas dosis-efecto y dosis-respuesta (Gráfica 5). El conocimiento completo de estas relaciones permite la determinación de la dosis máxima a la que no se observa respuesta en unas condiciones definidas, es decir, el nivel umbral de respuesta, de evidente interés en prevención de riesgos.

Desde un punto de vista preventivo, además de estudiar los efectos agudos, habría que considerar los estudios de toxicidad crónica para conocer cuál es la dosis más alta a la que no es observable dicho efecto tóxico, lo que se conoce como **NOEL** (no-observed-effect-level= nivel sin efecto observado); en la actualidad la denominación que se utiliza para este concepto es **NOAEL** (no-observed-adverse-effect-level= nivel sin efecto adverso observado). El NOAEL permite estimar unos niveles por debajo de los cuales no sería tóxico para el ser humano, tras aplicar unos factores de incertidumbre, que son unos valores por los que se divide el NOAEL obtenido en estudios de experimentación animal.



**Gráfica 5:** representación gráfica de la relación entre la dosis y la intensidad del efecto

Cuando el efecto de un tóxico no se ve modificado por la presencia de otro tóxico se dice que tienen **efectos independientes**, mientras que si el efecto producido por la exposición combinada a dos tóxicos se ve incrementada mutuamente se habla de **sinergismo** y si se ve disminuida se hablaría de **antagonismo**.

Con carácter general, se considera que la **severidad** del daño producido por un tóxico está relacionada con las características físico-químicas de este, la vía de entrada en el organismo, la cantidad de tóxico absorbida (dosis) y el tiempo de exposición y el que este contaminante permanece en el organismo.

Las principales formas de entrada en el organismo de los contaminantes ambientales son la **vía inhalatoria**, por respiración, y la **vía digestiva**, cuando se produce la ingestión por penetración accidental en la boca o bien por la ingestión de partículas insolubles inhaladas que alcanzan la boca por acción de aparato mucociliar que arrastra el moco con las partículas y pueden acabar siendo deglutidas.

Una vez que la absorción ha tenido lugar, el flujo sanguíneo distribuye el tóxico por el organismo; tanto a los tejidos con flujo sanguíneo elevado (pulmón, riñón, cerebro, hígado, etc.); como a los compartimentos de flujo menor (músculos, tejido adiposo y óseo, etc.). Estos contaminantes se distribuyen de forma homogénea o bien de forma selectiva, ya que pueden existir tejidos con afinidad distinta por el tóxico. Los tóxicos pueden acumularse en los tejidos por los que tengan mayor afinidad, que pueden o no coincidir con el lugar donde ejercen su acción tóxica.

La acumulación del contaminante en el organismo, lo que hace es prolongar los efectos del tóxico tras cesar la exposición debido a la liberación progresiva del producto

acumulado, ya que el tóxico acumulado está en equilibrio con el tóxico del plasma y se va liberando a medida que se metaboliza o se excreta. Esta acumulación puede aumentar el tiempo de permanencia del tóxico en el organismo. El tiempo de permanencia viene dado por su vida media biológica, que es el tiempo necesario para que la concentración del tóxico se reduzca a la mitad. A su vez, el proceso de eliminación puede ser mediante metabolización o excreción. Para algunos elementos traza, su vida media biológica puede de años, como es el caso del cadmio o el mercurio. En función de la capacidad de acumulación de los contaminantes, los tóxicos se clasifican en:

- **Acumulativos:** despreciable o nula velocidad de eliminación; pudiéndose acumular en un órgano interno (tejido adiposo) o en un órgano externo (pulmones)
- **No acumulativos:** velocidad de eliminación alta, incluso de pocas horas tras haber cesado la exposición.
- **Parcialmente acumulativos:** cuando se eliminan lentamente por parte del organismo (p.e. algunos elementos traza).

En relación a los niveles admisibles de exposición (American Conference of Governmental Industrial Hygienists, 1983; Organización Mundial de la Salud, 1977; World Health Organization, 1978) son diversos los índices que se pueden manejar. Así, desde el punto de vista de la prevención de los riesgos higiénicos, los índices de toxicidad DL 50, e incluso los índices CL 50, no son de gran utilidad práctica, ya que no permiten deducir unos niveles admisibles de exposición.

Por este motivo, con la finalidad de establecer unas adecuadas medidas preventivas se hacen necesarios los estudios pertinentes que nos permitan conocer las relaciones dosis-efecto y dosis-respuesta de cada posible contaminante, principalmente en el punto referente a valores umbral de respuesta, para poder deducir los niveles máximos de concentración ambiental que no producen efectos nocivos ni desagradables bajo una exposición crónica. El conocimiento de estas relaciones no es fácil, ni es siempre posible la determinación de los umbrales de respuesta, dado el amplio margen de la sensibilidad del organismo humano.

Es por ello que estos niveles deben establecerse en función de toda la información alternativa disponible, sea toxicológica, epidemiológica o clínica. Por este motivo, se han confeccionado varias listas de niveles ambientales admisibles, que obedecen a criterios y datos no siempre coincidentes. La lista de más amplia aceptación en los países occidentales es la debida a la "American Conference of Governmental Industrial Hygienists" de Estados

Unidos y que se denomina "Threshold Limit Values" (TLV), es decir "Valores Límites Umbral". Otras listas importantes son los valores MAK (Concentraciones Máximas Admisibles) de la Alemania, los valores MAC de la Rusia y los valores límites de Suecia.

Otro modo de realizar una valoración específica de la exposición, con finalidad preventiva, se basa en el establecimiento de los denominados "Valores límites Biológicos" o "BLV" (Biologic Limit Values). Estos valores representan cantidades máximas de contaminantes (o sus efectos) a los que se puede estar expuesto sin peligro, estimadas mediante determinaciones efectuadas en sus tejidos, fluidos biológicos o aire exhalado. Estas determinaciones biológicas pueden proporcionar dos tipos de información útil para el control de la exposición: la que se corresponde a las determinaciones del contaminante o sus metabolitos y, por otro lado, las que se corresponden con las determinaciones de algún tipo de efecto. Los valores límites biológicos de exposición, y los procedimientos para determinar la conformidad con los mismos, tienen ventajas e inconvenientes respecto a la utilización de valores ambientales, pero pueden ser considerados como un medio efectivo de control de la salud ambiental.

### 2.1.3.- EL CONCEPTO DE RIESGO AMBIENTAL Y SU APLICACIÓN A LAS ZONAS DE MINERÍA METÁLICA

Conforme a la Real Academia Española de la Lengua, el término **riesgo**, que deriva del término latino *risico* o *rischio*, y este del árabe clásico. *Rizq* -lo que depara la providencia-, significa: "contingencia o proximidad de un daño."

Se entiende por **riesgo** a la posibilidad de que bajo ciertas circunstancias ocurra una lesión, enfermedad o la muerte y se entiende por **riesgo ambiental** cuando tal posibilidad surge como consecuencia de la exposición humana a un factor ambiental peligroso. Una definición de riesgo ambiental, algo más específica, lo describe como la probabilidad de que ocurra un efecto adverso a nivel individual o poblacional, por la exposición a concentraciones elevadas o por dosis específicas de un agente ambiental peligroso.

Se entiende por **factor de riesgo** a las condiciones, circunstancias o características que favorecen un aumento en la probabilidad de que ocurra un daño.

Los factores de riesgo pueden ser de diversa naturaleza. Para facilitar su evaluación, se los puede ubicar en los siguientes componentes:

- el medio ambiente físico, en donde se desenvuelven los humanos,
- el agente ambiental peligroso o agente patógeno, como las sustancias químicas, las radiaciones, el ruido, los microorganismos, etc.,
- los individuos y el grupo humano.

Cada componente engloba una variedad de condiciones, circunstancias y características, habitualmente dinámicas, cambiantes en el tiempo y en el espacio, que pueden favorecer el desarrollo de un problema de salud.

El medio físico puede influir mediante sus elementos naturales como clima, temperatura, presión barométrica, humedad, viento, luminosidad, radiación solar, altura, flora, fauna, etc., o con elementos aportados por la actividad humana, tales como el ambiente urbano, los entornos industriales, la deforestación, el cambio de clima, etc. Los factores climáticos tienen especial influencia en coadyuvar en los efectos adversos de los contaminantes biológicos y químicos del aire.

Los agentes patógenos (biológicos, químicos y físicos), denominados contaminantes ambientales cuando están en concentraciones ambientales elevadas, poseen características intrínsecas y en general muy propias que los hacen peligrosos per se. Pueden ser también naturales o generados por la actividad humana.

En este campo, el concepto de **peligro** corresponde a una fuente de riesgo, el cual no necesariamente puede manifestarse ya que para ello debe ocurrir una exposición y ésta debe ser suficiente como para crear consecuencias adversas en el organismo.

Con el incremento de la contaminación antropogénica del ambiente con compuestos químicos, se han desarrollado además nuevos métodos para determinar de modo más específico el riesgo asociado. Las dos grandes líneas de trabajo han sido la evaluación del riesgo según sustancia específica y la evaluación del riesgo por sitio contaminado.

Se entiende por **evaluación del riesgo** por exposición a una sustancia específica a la actividad científica que analiza las propiedades tóxicas de una sustancia en particular y las condiciones de exposición humana a dicha sustancia, tanto para cerciorarse de la posibilidad de que los individuos expuestos desarrollen efectos adversos como para caracterizar la naturaleza de los efectos que puedan presentar. Esta definición incorpora a dos disciplinas principales, entre otras, en las que se fundamenta el método y que son la toxicología y la epidemiología.

La **evaluación del riesgo por sitio contaminado** estudia lugares y sitios relativamente bien delimitados que han sido contaminados habitualmente por la disposición en ellos de residuos sólidos o líquidos, generalmente de carácter industrial, que se encuentran confinados al lugar o delimitados en un área poco extensa, pero que pueden tener un potencial variable de migración y transporte en el medio dependiendo de las características físico-químicas de sus componentes y del ambiente físico en donde se encuentran. Cuando los compuestos químicos del sitio tienen alto potencial de volatilidad, pueden crear un problema de contaminación del aire y afectar a los asentamientos humanos vecinos.

Estas metodologías pueden generar una evaluación cualitativa, si la información no es suficiente, o bien, una evaluación cuantitativa que proporciona cálculos o estimados sobre el grado de riesgo que tiene un nivel dado de contaminación ambiental y las proyecciones de la frecuencia de enfermedad en la población expuesta.

También existe una diversidad de otros enfoques particulares de evaluación, englobados en el término genérico de **análisis del riesgo**, que se basan en la aplicación de criterios y procedimientos a poblaciones en condiciones específicas y particulares de exposición al ambiente contaminado, que permiten establecer indicadores del daño según variaciones de los factores de riesgo y de las concentraciones de contaminantes, previamente establecidas por los estudios epidemiológicos.

El proceso de análisis de riesgos para la salud ambiental por exposición a agentes químicos está sometido, en numerosas ocasiones, a interpretaciones subjetivas y aplicaciones rutinarias carentes de interpretaciones críticas y razonadas. Ello resulta en una disparidad de criterios a la hora de realizar las evaluaciones de riesgo, que conlleva una vinculación del resultado obtenido con el ejecutor del estudio. En cualquier caso, un análisis de riesgos deberá tratar al menos estas cinco etapas:

- Descripción del problema. Identificación de peligros. Presentación del Modelo Conceptual.
- Evaluación de la toxicidad.
- Evaluación de la exposición.
- Caracterización del riesgo.
- Análisis de incertidumbre.

## 2.1.4.- CONTAMINACIÓN DE LAS ZONAS DE MINERÍA METÁLICA

### 2.1.4.1 Introducción general

Los elementos traza constituyen un importante grupo de contaminantes. Estos elementos son constituyentes minoritarios de los seres vivos, y en condiciones normales sus concentraciones son relativamente bajas (Bargagli, 1998). No obstante, distintas actividades humanas han alterado los ciclos biogeoquímicos de estos elementos, de manera que las entradas antropogénicas de metales y metaloides a los ecosistemas a través de la atmósfera, el agua o el suelo han aumentado substancialmente a escala global durante el último siglo (Nriagu y Pacyna, 1988; Nriagu, 1996). Este aumento en los niveles globales de disponibilidad de los elementos traza es una realidad que aparece recogida en diversas investigaciones realizadas en ambientes tan diversos como son los depósitos en los hielos del Ártico (Boutron *et al.*, 1991), las bandas anuales de corales (Guzman y Jarvis, 1996), los sedimentos de lagos (Battarbee *et al.*, 1985), las turberas (Espí *et al.*, 1997) o la vegetación terrestre de distintas regiones (Herpin *et al.*, 1997; Peñuelas y Filella, 2002).

Actividades como la industria, la agricultura, el transporte o el tratamiento de residuos urbanos son fuentes de contaminación por elementos traza. Sin embargo, la minería es la responsable en mayor medida de la movilización de estos elementos desde la litosfera, hacia condiciones de mayor disponibilidad para los seres vivos. En el año 2000, se estimó una producción anual de residuos contaminados con elementos traza derivados de la minería oscilaban entre las 10.000 y las 600.000 toneladas a nivel mundial (Warhurst y Noronha, 2000). Por tanto, cuando se habla de elementos traza hay, también, que tener en cuenta que son algunos de los contaminantes más extendidos, a la vez que persistentes y difíciles de eliminar de nuestro entorno (Dickinson, 2000). A nivel europeo, la Agencia Europea del Medio Ambiente identificó en el año 2001 hasta 1,5 millones de enclaves contaminados, en su mayoría por metales y metaloides, de los cuales un total de 4.902 se localizaban en España (Belluck *et al.*, 2006). Desde un punto de vista económico, el alcance económico de estas cifras es bastante elevado, ya que se ha estimado que el coste de la recuperación de estos suelos contaminados se situaría entre los 101.000 y los 1,25 106 € ha<sup>-1</sup> (Berti y Cunningham, 2000), lo que para el caso, por ejemplo, del Reino Unido que tiene unas 100.000 ha contaminadas, supondría un coste aproximado de entre el 0,4 y el 5,7 % de su producto interior bruto del año 2008 (Domínguez, 2009).



Por tanto, debido al fuerte impacto que tienes sobre la salud ambiental de las poblaciones y ecosistemas, así como a las magnitudes ambientales y económicas de la contaminación por elementos traza, resulta de un gran interés el tener caracterizadas las dinámicas y efectos de estos elementos, tanto desde el punto de vista científico-técnico como desde el punto de vista normativo.

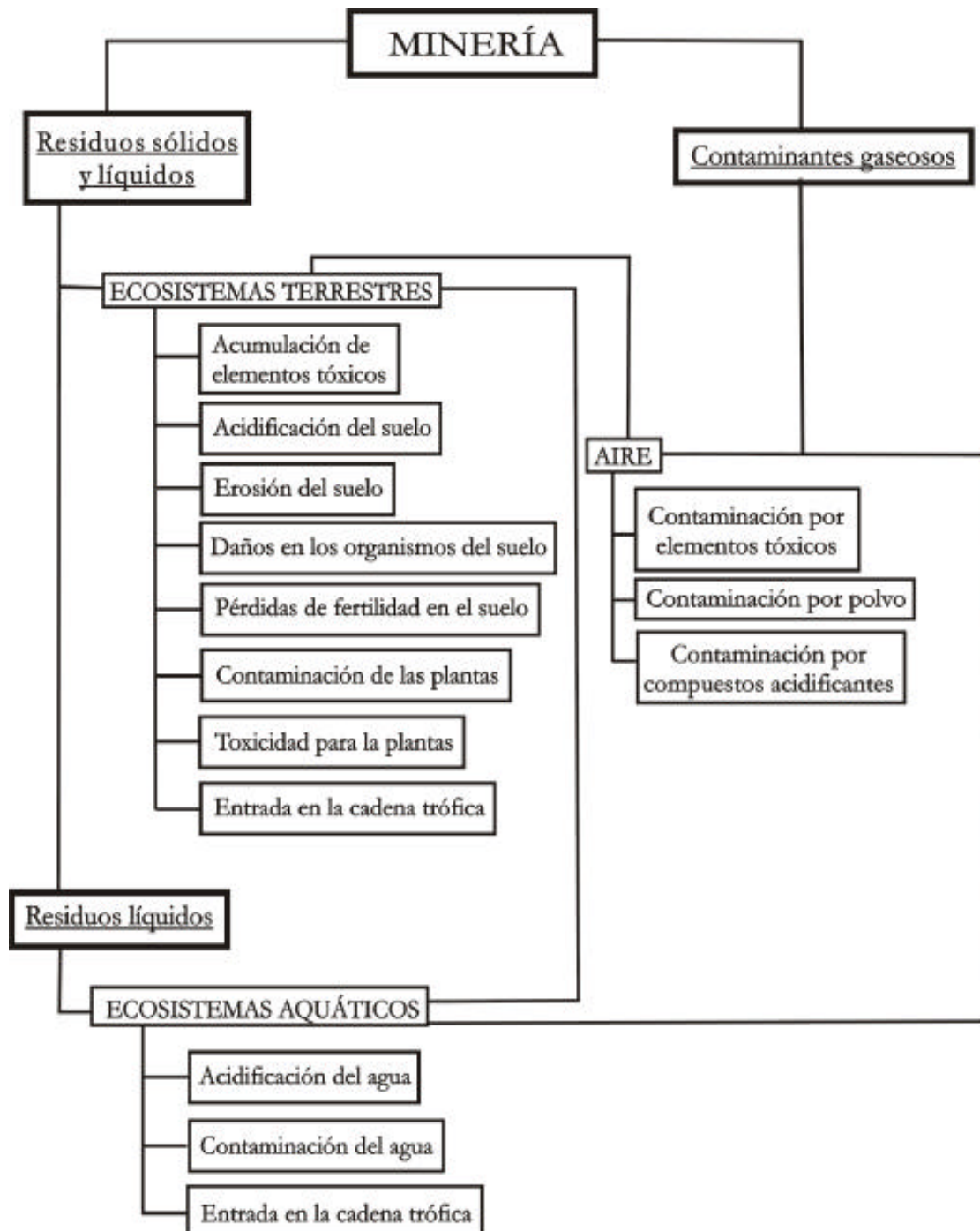
De todos los impactos ambientales posibles de una explotación minera, el impacto sobre los suelos y las aguas subterráneas es quizás el más importante, de ahí que este trabajo de investigación se haya centrado en uno de los procesos asociados a este tipo de contaminación: el transporte de elementos traza en el suelo.

El esquema recogido en la figura 1 recoge el impacto ambiental de las actividades mineras por Dundka y Adriano (1997). Los suelos afectados por la minería metálica o por actividades relacionadas con ésta, pueden incorporar cantidades elevadas de sustancias contaminantes: reactivos empleados en el tratamiento de las menas, metales pesados, etc., tóxicos en la mayoría de los casos, y con un tiempo de retención (lapso de tiempo necesario para reducir su concentración a la mitad) muy elevado para la mayoría de estas sustancias.

La contaminación de suelo por elementos traza es un proceso que ha tenido lugar desde la antigüedad como consecuencia fundamentalmente de las actividades asociadas al beneficio de los metales. Las labores mineras en la Península Ibérica desde la prehistoria hasta nuestros días han conformado un paisaje característico de grandes movimientos de materiales y acopios de estériles que el paso del tiempo ha transformado en focos potenciales de contaminación. Actualmente la sociedad ha tomado conciencia del riesgo ambiental que supone este tipo de contaminación y ha comenzado a estudiar cómo afecta a las propiedades físico-químicas de los suelos, de las aguas superficiales y subterráneas y sus efectos sobre el medio biótico.

La actividad minera en la península ha ido variando geográficamente a lo largo del tiempo con el auge y decadencia de los grandes distritos mineros (Río Tinto, Almadén, Linares-La Carolina, Sierra Almagrera, Mazarrón, La Unión, etc.). Los únicos vestigios existentes de los que en el pasado fueron zonas de una frenética actividad extractiva, son unas cuantas ruinas y millones de toneladas de residuos. Hasta ahora, los trabajos de investigación relativos al impacto de este tipo de actividades sobre el suelo se desarrollaban habitualmente en los distritos más importantes, o en aquellas zonas donde la cercanía de núcleos habitados o campos de cultivo introducía un factor de riesgo sobre la salud. Así,

podemos citar como uno de los trabajos pioneros el de Serrano *et al.* (1983) en la zona de Linares, que supone, además, un intento de correlación entre diversos metales pesados y algunas propiedades edáficas.



**Figura 1:** las actividades mineras y el impacto ambiental (adaptado a partir de Dundka y Adriano, 1997).

Finalmente, los trabajos de Font *et al.*, 1993; Navarro *et al.*, 1995; Font *et al.*, 1996; Viladevall y Font, 1998; etc., relativos a contaminación de suelos por metales pesados como consecuencia de actividades industriales no relacionadas directamente con minería, proporcionan datos interesantes sobre el comportamiento de estos contaminantes en el suelo.

El desastre ecológico más importante ocurrido hasta la fecha en España, el vertido accidental el 25 de abril de 1998 de unos 6 millones de m<sup>3</sup> de aguas ácidas y fangos mineros, en la localidad sevillana de Aznalcóllar, ha puesto en evidencia el impacto que sobre el medio ambiente tienen las actividades mineras. No cabe duda, que a raíz de este suceso la sociedad ha tomado conciencia del peligro que supone este tipo de actividades, así como el posible impacto sobre el medio ambiente, y en especial la contaminación de suelos por metales. Aunque con anterioridad se habían llevado a cabo desde el Gobierno Central diversas acciones como el "Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados (1995)", se puede hablar de un antes y un después en la investigación de la contaminación de suelos a partir del accidente de Aznalcóllar.

#### 2.1.4.2 Los elementos traza y su comportamiento geoquímico

El término "elemento traza" no ha sido nunca definido con precisión (Kabata-Pendias, 2010). Ha sido utilizado en geoquímica para referirse a los elementos químicos que aparecen en la corteza terrestre en cantidades inferiores al 0,1% (1000 mg/kg), pero también se ha utilizado en las ciencias biológicas para hacer referencia a los elementos que aparecen en similares concentraciones a las anteriormente citadas. Por lo tanto, algunos elementos que se pueden definir como "traza" en los materiales biológicos no son tal para los materiales geológicos y edáficos, como por ejemplo el caso del hierro (Kabata-Pendias, 2010). El término "elemento traza" está relacionado con su abundancia e incluye elementos de distintas propiedades químicas, como es el caso de los metales y los metaloides.

Algunos autores consideran esta definición un tanto ambigua y prefieren utilizar la denominación de metales traza (Ward, 1995; Kabata-Pendias, 2010). Bajo esta denominación se engloban todos los elementos presentes a concentraciones no detectables mediante técnicas de análisis clásicas, de forma que se considera elemento traza a los elementos detectables en un rango de concentración de 100 a 0,01 mg/kg y se reserva el término ultratrazas a niveles comprendidos entre 0,01 mg/kg y 10 g/kg. Esta definición

tiene también la ventaja de incluir a elementos no propiamente metálicos como por ejemplo el As, que es considerado como un metaloide.

Los cationes traza comunes se describen como “metales traza” o como “metales pesados”. Por su parte los “metaloides traza” son simplemente “elementos traza” (Kabata-Pendias, 2010). Los otros términos como son “micronutrientes”, “elementos esenciales” y “elementos tóxicos” están relacionados con sus funciones fisiológicas y son bastante confusos ya que sus efectos dependen del organismo y su impacto sobre salud está directamente relacionado con su concentración. Todos estos términos resultan, por tanto, inadecuados, lo que ha generado situaciones confusas en la literatura relacionada al utilizar los distintos autores estos términos de forma indistinta. En particular, el término “metales pesados” ha sido muy ampliamente utilizado, sobre todo cuando se trataba de temas relacionados con el riesgo ambiental o químico, incluyendo este término a un grupo de metales y semimetales (metaloides) que han estado relacionados con la contaminación y la toxicidad potencial o ecotoxicidad (Duffus, 2002).

Desde un punto de vista químico, este término está basado en criterios como son el peso atómico, el número atómico, la densidad, las propiedades químicas, etc. Así, el uso inconsciente del término “metales pesados” puede considerarse, en ocasiones, como un síntoma de inconsistencia en la literatura científica. Además, este término no ha sido nunca definido por ninguna autoridad científica, como por ejemplo es la IUPAC (Kabata-Pendias, 2010).

En cualquier caso, existe una clara discrepancia social entre la definición química de metal pesado, término reconocido para hacer referencia a elementos con una densidad atómica mayor de 6 g/cc (Phipps, 1981) y la significación vulgarizada del término utilizada para describir a aquellos metales con potencialidad tóxica fundamentalmente para el hombre. En este sentido, hay que aclarar que muchos de ellos son elementos, a la vez, esenciales para la nutrición vegetal, tal y como ocurre con el Zn, Fe, Cu, Mn, Mo y Ni, entre otros. Se considera metal pesado al elemento metálico que tiene una densidad igual o superior a 6 g/cm<sup>3</sup> cuando está en forma elemental (Kabata-Pendias y Pendias, 1992), o cuyo número atómico es superior a 20 (excluyendo los metales alcalinos o alcalinotérreos). Su presencia en la corteza terrestre es inferior al 0,1% y casi siempre menor del 0,01%. Junto a estos metales pesados hay otros elementos químicos, arsénico, boro, bario y selenio que se suelen englobar con ellos por presentar orígenes y comportamientos asociados.

A la vista de todo lo expuesto, nosotros hemos optado por la utilización preferente del término elemento traza conforme a lo indicado por autores de referencia (Ward, 1995; Duffus, 2002; Kabata-Pendias, 2010), si bien en la presente memoria se ha utilizado en algunos casos, sobre todos en los referidos a aspectos normativos en los que viene expresamente denominado de esta manera, el término de metal o metal pesado.

Dentro de los elementos traza se distinguen dos grupos:

- **Oligoelementos:** elementos necesarios para el desarrollo de la vida de determinados organismos. Son requeridos en pequeñas cantidades o cantidades traza y pasado cierto umbral se vuelven tóxicos. Dentro de este grupo se encuentran As, B, Co, Cr, Cu, Mo, Mn, Ni, Se y Zn.
- **Metales pesados y metaloides sin función biológica conocida:** elementos cuya presencia en determinadas cantidades en los seres vivos, provocan disfunciones en sus organismos. Resultan altamente tóxicos y presentan la propiedad de acumularse en los organismos vivos. Son, principalmente Cd, Hg, Pb, Cu, Ni, Sb y Bi.

Por tanto, si bien algunos elementos como Na, K, Mg, Ca, V, Mn, Fe, Co, Ni, Cu, Zn y Mo, son esenciales para el crecimiento de muchas formas de vida, también tienen efectos tóxicos sobre las células, esencialmente como resultado de su capacidad para alterar o desnaturalizar las proteínas (Cañizares-Villanueva, 2000). En concreto el Pb es el metal con propiedades tóxicas que más se ha propagado en el ambiente en las últimas décadas, pudiendo causar en humanos alteraciones neurológicas, nefrotoxicidad, anemia y cáncer de riñón (Navarro-Aviñó *et al.*, 2007).

Los elementos traza han sido objeto de atención por sus características contaminantes peculiares (Fachinelli *et al.*, 2001): Poseen carácter acumulativo, su concentración no disminuye con el tiempo. Son necesarios y beneficiosos para las plantas y otros organismos a determinados niveles, pero también son tóxicos cuando exceden unos niveles de concentración.

Están siempre presentes en los suelos a unos niveles de concentración denominados niveles fondo, cuyo origen no es externo, sino que proviene del material parental originario de las rocas y su transformación.

Cabe distinguir, por tanto dos tipos de procedencia para los elementos traza:

- **Origen natural:** las rocas de acuerdo con su origen ígneo, metamórfico y sedimentario presentan una composición diferenciada en la que los elementos: O, Si, Al, Fe, Ca, Na, K, Mg, Ti y P significan más del 99 % del contenido de elementos de la corteza terrestre. El resto se denominan "elementos traza". Salvo excepciones su concentración individual no excede de 1000 mg/kg -0,1 %-(Mitchell, 1964; Tabla 1).
- **Origen Antropogénico:** en muchos casos el contenido y la movilidad de los elementos traza en suelos se incrementa por causas no naturales, siendo la actividad humana, la causa más frecuente de este incremento.

El suelo actúa como un filtro biológico, controlando el transporte de sustancias y elementos químicos hacia la atmósfera, la hidrosfera y la biota, por otro lado, la persistencia de los elementos traza en el suelo es mucho mayor que en otros compartimentos de la biosfera (Adriano, 1986).

Todo mineral es susceptible de alteración en mayor o menor grado y la liberación de los elementos traza se realiza principalmente gracias a acciones de sustitución isomórfica en la estructura del cristal que está gobernada por la carga iónica, el radio iónico y la electronegatividad del elemento más importante y del elemento traza que los sustituye (Sposito y Page, 1985). Así, la sustitución se puede realizar cuando el radio del ión a sustituir y del sustituyente se diferencian hasta en un 15 %, cuando la densidad de carga de ambos no difiere en más de una unidad y el ión que se introduce está en mayor proporción que el del elemento a sustituir (Krauskopf, 1967).

Una vez en el suelo, la dinámica que siguen los elementos traza puede ser bastante compleja. De la cantidad total de un elemento traza en el suelo se pueden distinguir fracciones con distinta movilidad, de las cuales la fracción biodisponible, que puede ser más fácilmente absorbida por los organismos, es la que presenta mayor interés. La biodisponibilidad de estos elementos para un organismo concreto depende de la propia naturaleza del elemento, de múltiples factores del suelo, así como del propio organismo, ya que los seres vivos pueden modificar las condiciones de su entorno más inmediato de distintas formas, para así poder acceder a fracciones potencialmente poco disponibles de estos elementos traza (McGrath *et al.*, 1997). Por tanto, la biodisponibilidad real de un elemento traza no siempre coincide con la fracción más fácilmente extraíble por métodos químicos, como por ejemplo las sales neutras o los agentes quelantes (Domínguez, 2009).

Los metales pesados presentes en los suelos no se comportan como elementos estáticamente inalterables, sino que siguen unas pautas de movilidad generales (Alloway, 1995a). Estas pautas podrían resumirse de acuerdo con García y Dorronsoro (2005) en:

- quedar retenidos en el suelo, ya sea disueltos en la solución o bien fijados por procesos de adsorción, complejación y precipitación;
- pasar a la atmósfera por volatilización;
- movilizarse a las aguas superficiales o subterráneas y
- ser absorbidos por las plantas y así, incorporarse a la cadena trófica.

En relación a esta última pauta, indicar que existen vías de movilización alternativas a los procesos estrictamente inorgánicos, ya que las plantas utilizan mecanismos para modificar la solubilidad y disponibilidad de los elementos en el suelo (Marschner, 1995), modificando las condiciones biogeoquímicas en la zona de influencia directa de la actividad de la raíz (rizosfera) (Kosegarten *et al.*, 2001) de tal manera que pueden movilizar determinados elementos traza e incorporarlos a su estructura vegetal y, por tanto, a la cadena trófica.

En general, se considera que los factores más importantes para la disponibilidad de los elementos traza en los suelos son: el pH, el contenido en materia orgánica, la capacidad de intercambio catiónico y el contenido en arcillas, así como el potencial redox (Greger, 1999). Los elementos catiónicos (p. ej., Cd, Cu, Cr, Pb y Zn) se movilizan en condiciones de acidez, y son retenidos por las cargas negativas de las arcillas y la materia orgánica. No ocurre lo mismo con otros elementos que se presentan en forma aniónica, como el As, cuya movilidad es normalmente mayor en condiciones de alto pH (Adriano, 2001). Por otro lado, los óxidos de Fe y Al también pueden jugar un papel muy importante en la retención de algunos elementos traza en el suelo (Naidu, 2001). La influencia de cada uno de estos factores en la movilidad depende del elemento. Así, Cu, Cr y Pb presentan una alta tendencia a formar complejos con las sustancias húmicas, de manera que suelen acumularse en los horizontes B del suelo (Bergkvist *et al.*, 1989; McBride, 1989), mientras que Cd, Ni y Zn tienen menos afinidad por los ácidos orgánicos y son más dependientes de las variaciones del pH de tal forma que pueden ser fácilmente lixiviados hacia horizontes más profundos bajo condiciones de acidez (Bergkvist *et al.*, 1989; Egiarte *et al.*, 2008).

El comportamiento de los elementos traza en los suelos, residuos y sedimentos depende de su forma química, lo que afecta a su movilidad, biodisponibilidad y toxicidad. Por lo tanto, la cuantificación de la especiación de metales en los sedimentos es un buen indicador de la calidad de los ecosistemas (Rauret, 1998).

Las especies metálicas solubles, las débilmente queladas y las intercambiables y constituyen la fracción más móvil y por lo general son evaluados por agentes complejantes (Gupta *et al.*, 1996). Procedimientos de extracción secuencial han evolucionado para evaluar todas las fracciones de metales en los medios sólidos y, aunque requieren mucho tiempo, proporcionan información detallada sobre el origen, la disponibilidad biológica y físico-química, la movilización y el transporte de los elementos traza. El procedimiento simula la movilización y la retención de estas especies en el medio ambiente natural por los cambios tales como el pH, potencial redox (Eh) y la degradación de la materia orgánica (Tessier *et al.*, 1979; Förstner, 1985).

La contribución metálica antropogénica en los suelos y sedimentos se puede estimar a partir del enriquecimiento relativo respecto de los materiales de referencia no contaminados, o bien respecto de los niveles de base establecidos para cada zona (Turekian y Wedepohl, 1961; Christophoridis *et al.*, 2009; Wedepohl, 1995). Diferentes indicadores de contaminación pueden ser utilizados como factor de enriquecimiento (EF), el factor de contaminación (CF) y el índice de geoaccumulation (Igeo), proporcionando una clasificación relativa de los sitios de muestreo.

#### 2.1.4.3 Origen de los elementos traza presentes en los suelos y residuos mineros

##### 2.1.4.3.a Origen natural

Los elementos traza al meteorizarse los minerales que los contienen, se concentran en los suelos. Estas concentraciones naturales de metales pueden llegar a ser tóxicas, debido a que pueden ocasionar acumulación de algún metal en plantas y ocasionar efectos tóxicos para los animales que las consumen.

En este sentido, algunos minerales contenidos en rocas ígneas ultrabásicas (como las peridotitas y las serpentinas) presentan los más altos contenidos en metales pesados, seguidas de las ígneas básicas (como los gabros y basaltos). Las menores concentraciones se encuentran en las rocas ígneas ácidas (como el granito) y en las sedimentarias (como las areniscas y las calizas). Los porcentajes más altos se dan para el Cr, Mn y Ni, mientras que



el Co, Cu, Zn y Pb se presentan en menores cantidades, siendo mínimos los contenidos para el As, Cd y Hg.

Las rocas sedimentarias se configuran en el 75 % de las rocas de la superficie terrestre y su participación como factor formador de suelo es mucho más significativo, cuando se compara con la de las rocas ígneas. Como en el caso anterior la inclusión de elementos traza se realiza durante los procesos de litificación de los sedimentos, incluyendo minerales primarios resistentes, minerales secundarios tales como las arcillas (heredadas, alteradas y neoformadas), precipitados químicos como el CaCO<sub>3</sub> y oxihidróxidos de Fe y Al (Tabla 2).

Las concentraciones de elementos traza en rocas sedimentarias dependen de la mineralogía y propiedades adsorbibles del material sedimentario matriz y de la concentración relativa de estos elementos traza en el agua en la que los sedimentos están depositados. En general, arcillas y pizarras presentan concentraciones relativamente altas de muchos elementos debido a su disponibilidad para absorber iones metálicos (Tabla 2).

|           | Corteza   |  | Rocas ígneas  |          |            | Rocas Sedimentarias |           |            |
|-----------|-----------|--|---------------|----------|------------|---------------------|-----------|------------|
|           | Terrestre |  | Ultramáficas* | Máficas* | Graníticas | Calizas             | Areniscas | Pizarras*  |
| <b>Ag</b> | 0,07      |  | 0,06          | 0,1      | 0,04       | 0,12                | 0,25      | 0,07       |
| <b>As</b> | 1,5       |  | 1             | 1,5      | 1,5        | 1                   | 1         | 13 (1-900) |
| <b>Au</b> | 0,004     |  | 0,003         | 0,003    | 0,002      | 0,002               | 0,003     | 0,0025     |
| <b>Cd</b> | 0,1       |  | 0,12          | 0,13     | 0,09       | 0,028               | 0,05      | 0,2(<240)  |
| <b>Co</b> | 20        |  | 110           | 35       | 1          | 0,1                 | 0,3       | 19         |
| <b>Cr</b> | 100       |  | 2980          | 200      | 4          | 11                  | 35        | 90(<500)   |
| <b>Cu</b> | 50        |  | 42            | 90       | 13         | 5,5                 | 30        | 39(<300)   |
| <b>Hg</b> | 0,05      |  | 0,004         | 0,01     | 0,08       | 0,16                | 0,29      | 0,18       |
| <b>Mn</b> | 950       |  | 1040          | 1500     | 400        | 620                 | 460       | 850        |
| <b>Mo</b> | 1,5       |  | 0,3           | 1        | 2          | 0,16                | 0,2       | 2,6(<300)  |
| <b>Ni</b> | 80        |  | 2000          | 150      | 0,5        | 7                   | 9         | 68(<300)   |
| <b>Pb</b> | 14        |  | 14            | 3        | 24         | 5,7                 | 10        | 23(400)    |
| <b>Sb</b> | 0,2       |  | 0,1           | 0,2      | 0,2        | 0,3                 | 0,005     | 1,5        |
| <b>Se</b> | 0,05      |  | 0,13          | 0,05     | 0,05       | 0,03                | 0,01      | 0,5(<675)  |
| <b>Sn</b> | 2,2       |  | 0,5           | 1,5      | 3,5        | 0,5                 | 0,5       | 6          |
| <b>Tl</b> | 0,6       |  | 0,0005        | 0,08     | 1,1        | 0,14                | 0,36      | 1,2        |
| <b>U</b>  | 2,4       |  | 0,03          | 0,43     | 4,4        | 2,2                 | 0,45      | 3,7(<1250) |
| <b>V</b>  | 160       |  | 40            | 250      | 72         | 45                  | 20        | 130(<2000) |
| <b>W</b>  | 1         |  | 0,1           | 0,36     | 1,5        | 0,56                | 1,6       | 1,9        |
| <b>Zn</b> | 75        |  | 58            | 100      | 52         | 20                  | 30        | 120(<1000) |

\* Ultramáficas son rocas ultrabásicas, como dunita, peridotita y serpentinita. Máficas son rocas básicas, como el basalto. Las pizarras también incluyen a las arcillas.

**Tabla 1:** contenido de elementos traza de los principales tipos de roca (mg/kg) (adaptado de Krauskopf, 1967 y Rose *et al.*, 1979)

\* Ultramáficas son rocas ultrabásicas, como dunita, peridotita y serpentinita. Máficas son rocas básicas, como el basalto. Las pizarras también incluyen a las arcillas. Ciertamente existen minerales que acumulan elevadas concentraciones de uno o más de estos elementos traza constituyéndose en mena de explotaciones mineras. La tabla 3.1 muestra las diferencias de concentración de metales en los tipos más representativos de rocas ígneas y sedimentarias.

Mientras que las areniscas contienen bajas concentraciones de la mayoría de los elementos al contener mayoritariamente granos de cuarzo con muy poca capacidad para la adsorción superficial, las pizarras se encuentran enriquecidas en Ag, As, Cd, Pb, Mo, U, V y Zn (Rose *et al.*, 1979). En general, los sedimentos actúan como adsorbentes de elementos traza. Estudiando las pizarras negras uraníferas y los suelos del entorno de Okchon (Corea del Sur), Kim y Thornton (1993) encontraron concentraciones de 0,4-46 mg/Kg para el Cd (0,3-8,3 mg/Kg en el suelo), 0,1-992 mg/Kg para el Mo (0,1-275 mg/Kg en el suelo) y < 0,1-41 mg/Kg para el Se (< 0,1-24 mg/Kg en el suelo). Esta situación se reflejaba en el crecimiento y en la composición de las cosechas obtenidas.

| Mineral    | Constituyentes traza                      | Susceptibilidad a la alteración |              |
|------------|---|---------------------------------|--------------|
| Olivino    | Ni, Co, Mn, Li, Zn, Cu, Mo                | Elevada<br>                     |              |
| Hornblenda | Ni, Co, Mn, Sc, Li, V, Zn, Cu, Ga         |                                 |              |
| Augita     | Ni, Co, Mn, Sc, Li, V, Zn, Pb, Cu, Ga     |                                 |              |
| Biotita    | Rb, Ba, Ni, Co, Sc, Li, Mn, V, Zn, Cu, Ga |                                 |              |
| Apatito    | Tierras raras, Pb, Sr                     |                                 |              |
| Anortita   | Sr, Cu, Ga, Mn                            |                                 |              |
| Andesina   | Sr, Cu, Ga, Mn                            |                                 |              |
| Oligoclase | Cu, Ga                                    |                                 |              |
| Albita     | Cu, Ga                                    |                                 |              |
| Garnet     | Mn, Cr, Ga                                |                                 | Moderada<br> |
| Ortoclase  | Rb, Ba, Sr, Cu, Ga                        |                                 |              |
| Moscovita  | F, Rb, Ba, Sr, Cu, Ga, V                  |                                 |              |
| Titanita   | Tierras raras, V, Sn                      |                                 |              |
| Ilmenita   | Co, Ni, Cr, V                             |                                 |              |
| Magnetita  | Zn, Co, Ni, Cr, V                         |                                 |              |
| Turmalina  | Li, F, Ga                                 |                                 |              |
| Zircón     | Hf, U                                     |                                 |              |
| Cuarzo     | -   | Muy baja                        |              |

**Tabla 2:** elementos traza constitutivos de los minerales más comunes (adaptado de Mitchell, 1964)

En general, parece que entre las rocas cristalinas, las más básicas contienen mayor cantidad de estos elementos traza (Cu, Co, Mn, Zn); las que son ácidas y ricas en sílice presentan mayor riqueza en Mo. En cambio, las rocas sedimentarias contiene mayor concentración de estos elementos, que se acrecientan cuando presentan acumulaciones de carbono fósil: esquistos bituminosos, lignitos, turba. (Guitian Ojeda y Andrade, 1976).

A pesar de la abundancia relativa de los mismos en los suelos calizos, su movilidad es pequeña, debido a su pH elevado. Y por el contrario, a pesar de su baja concentración, la presencia de elementos traza de suelos arenosos silíceos es elevada debido a su acidez (Anderson *et al.*, 1983; Basta *et al.*, 1992).

En los suelos, los elementos más abundantes son el Mn, Cr, Zn, Ni y Pb (1-1.500 mg/kg; el Mn puede llegar a 10.000 mg/kg). En menores concentraciones se encuentran el Co, Cu y As (0,1-250 mg/kg) y con mínimos porcentajes el Cd y Hg (0,01-2 mg/kg), según Bowen (1979). Los niveles de elementos traza en el medio pueden tener un origen litológico, como consecuencia de la meteorización de la roca madre. Un buen ejemplo de esto son los suelos derivados de rocas serpentinas que pueden tener de manera natural concentraciones relativamente altas de Ni, Cr, Co o Zn (Doherty *et al.*, 2008; Caillaud *et al.*, 2009).

En cualquier caso, en el proceso natural de transformación de las rocas para originar los suelos, los metales pesados aunque se encuentren a elevadas concentraciones, no suelen rebasar los umbrales de toxicidad y además se encuentran bajo formas muy poco asimilables para los organismos.

#### 2.1.4.3.b Origen antrópico

Aunque los elementos traza sean inherentes a los materiales parentales del suelo, la acción antrópica es la mayor fuente de contaminación de metales tanto en el suelo como en el resto de los ecosistemas (Bowen, 1979). A este respecto, las entradas más importantes al suelo se derivan de actividades humanas, mediante deposición atmosférica, aplicación o vertido directo al suelo (Domínguez, 2009). A este respecto, hay que destacar el caso de los entornos de las zonas mineras, que reciben cantidades ingentes de metales y metaloides por diversas vías (escorrentía, vertido directo al suelo, deposición atmosférica, arrastre eólico, etc.). A modo de ejemplo, se pueden citar zonas como la cuenca del río Guadiamar

en Sevilla (Cabrera *et al.*, 2008), las cuencas de los ríos Tinto y Odiel, en Huelva (Cambrollé *et al.*, 2008), o el distrito minero de Cartagena-La Unión y Mar Menor, en Murcia (García *et al.*, 2008; García y Muñoz-Vera, 2015), que presentan niveles ambientales extraordinariamente altos de elementos traza derivados de las actividades mineras.

De forma sintética, el origen de los mismos reside en:

- Actividades de industrias mineras y metalúrgicas, electrónicas y químicas (Tabla 3).
- Empleo de materiales y aportes en actividades agrícolas, hortícolas y frutícolas.
- Aplicación de lodos de depuradora y uso de aguas residuales en actividades agrarias, horticultura y jardinería.

| Metales | Otros minerales  | Asociados a metales pesados                |
|---------|--|--|
| Ag      | Ag <sub>2</sub> S, PbS   | Au, Cu, Sb, Zn, Pb, Se, Te                 |
| As      | FeAsS, AsS, minerales de Cu  | Au, Ag, Sb, Hg, U, Bi, Mo, Sn, Cu          |
| Au      | Au*, AuTe <sub>2</sub> , (Au,Ag)Te <sub>2</sub>  | Te, Ag, As, Sb, Hg, Se                     |
| Ba      | BaSO <sub>4</sub>  | Pb, Zn                                     |
| Cd      | ZnS  | Zn, Pb, Cu                                 |
| Cr      | FeCr <sub>2</sub> O <sub>4</sub>   | Ni, Co                                     |
| Cu      | CuFeS <sub>2</sub> , Cu <sub>5</sub> FeS <sub>4</sub> , Cu <sub>2</sub> S, Cu <sub>3</sub> AsS <sub>4</sub> , CuS, Cu* | Zn, Cd, Pb, As, Se, Sb, Ni, Pt, Mo, Au, Te |
| Hg      | HgS, Hg*, minerales de Zn  | Sb, Se, Te, Ag, Zn, Pb                     |
| Mn      | MnO <sub>2</sub>   | Varios (ej: Fe, Co, Ni, Zn, Pb)            |
| Mo      | MoS <sub>2</sub>   | Cu, Re, W, Sn                              |
| Ni      | (Ni,Fe) <sub>9</sub> S <sub>8</sub> , NiAs, (Co,Ni) <sub>5</sub> S <sub>4</sub>  | Co, Cr, As, Pt, Se, Te                     |
| Pb      | PbS  | Ag, Zn, Cu, Cd, Sb, Tl, Se, Te             |
| Pt      | Pt*, PtAs <sub>2</sub>   | Ni, Cu, Cr                                 |
| Sb      | Sb <sub>2</sub> S <sub>3</sub> , Ag <sub>3</sub> SbS <sub>3</sub>  | Ag, Au, Hg, As                             |
| Se      | Minerales de Cu  | As, Sb, Cu, Ag, Au                         |
| Sn      | SnO <sub>2</sub> , Cu <sub>2</sub> (Fe,Zn)SnS <sub>4</sub>   | Nb, Ta, W, Rb                              |
| U       | U <sub>3</sub> O <sub>8</sub>  | V, As, Mo, Se, Pb, Cu, Co, Ag              |
| V       | C <sub>2</sub> O <sub>5</sub> , VS <sub>4</sub>  | U  |
| W       | WO <sub>3</sub> , CaWO <sub>4</sub>  | Mo, Sn, Nb                                 |
| Zn      | ZnS  | Cd, Cu, Pb, As, Se, Sb, Ag, Au, In         |

\* Depositiones naturales de metales.

**Tabla 3:** minerales y metales no ferrosos más comunes, presentes en escorias de minería y fundición (adaptado de Rose *et al.*, 1979 y Peters, 1978)

La minería metálica genera una gran cantidad de residuos pétreos y lodos ricos en elementos traza que son depositados en la superficie del entorno minero (Tabla 4). A su

vez, esta actividad extractiva libera productos tóxicos, o potencialmente tóxicos, que en contacto con la atmósfera o con masas de agua se pueden hidrolizar, pueden generar lixiviados con elementos traza y/o acidez extrema, polvo y regolito fácilmente dispersable. Así, el suelo original de la mina se degrada o se pierde irreversiblemente (Gil-Sotres *et al.*, 1992). El "nuevo suelo" sufre un grave impacto durante la explotación minera, es frecuentemente inestable y está formado por materiales poco aptos para el desarrollo de las actividades biológicas y los procesos formadores de suelo. Incluso después de desaparecida la actividad industrial estas condiciones adversas persisten durante mucho tiempo por el bajo nivel de materia orgánica y nutrientes, elevada y periódica erosión, gran fluctuación de temperatura superficial, sequía, condiciones de pH, etc., sin olvidar el elevado nivel de elementos traza presentes en el substrato (Wong, 2003).

| Actividad                             | Producto  | Observaciones                 |   |
|---------------------------------------|-----------|-------------------------------|---|
| Lavaderos de carbón y otros minerales | Hierro    | 2900 x 10 <sup>3</sup> t/año  | Agua de lavado y procesado de minerales, aguas ácidas que escurren o se bombean de las minas. |
|                                       | Cobre     | 10 x 10 <sup>3</sup> t/año    |   |
|                                       | Plomo     | 76 x 10 <sup>3</sup> t/año    |   |
|                                       | Antracita | 330 x 10 <sup>3</sup> t/año   |   |
|                                       | Hulla     | 12200 x 10 <sup>3</sup> t/año |   |
|                                       | Lignito   | 3180 x 10 <sup>3</sup> t/año  |   |
|                                       | Turba     | 15 x 10 <sup>3</sup> t/año    |   |

**Tabla 4:** cuantificación de contaminantes en efluentes industriales relacionados con la industria minera. (Hernández Muñoz, 1996).

El polvo es mineral pulverizado que el aire arrastra con el viento, pudiendo estar especialmente cargado en elementos traza sobre todo cuando el viento actúa sobre los suelos, depósitos o escombreras de las zonas de minería metálica (García *et al.*, 2008). El polvo es o puede ser problemático por su composición; y por su granulometría.

En relación a su composición, este polvo puede aparecer con cargas importantes y variables de elementos traza, muchos de ellos de elevado poder tóxico y riesgo ambiental asociado.

A este respecto, hay que resaltar que lo que hace tóxicos a los metales pesados no son por lo general sus características esenciales, sino las concentraciones en las que pueden presentarse, y casi más importante aún, el tipo de especie en que se presentan en un

determinado medio o momento. Cabe recordar que de hecho los seres vivos "necesitan" (en pequeñas concentraciones) a muchos de éstos elementos para funcionar adecuadamente (elementos esenciales). Ejemplos de metales requeridos por el organismo incluyen el Fe, Co, Cu, Mn, Mo, Va, Sr y Zn.

Todos estos elementos se encuentran presentes en los medios acuáticos, aunque sus concentraciones en ambientes no contaminados son muy bajas. Los metales pesados pueden encontrarse en estas aguas como coloides (suspensión coloidal), partículas minerales (sólidos en suspensión), o fases disueltas (cationes o iones complejos). Las formas coloidales suelen dar lugar a la formación de hidróxidos, mientras que las partículas sólidas incluyen una gran variedad de minerales. Las fases disueltas pueden a su vez ser capturadas por adsorción o absorción en arcillas o hidróxidos, mientras que los compuestos orgánicos pueden constituir fases con gran capacidad de captura de cationes metálicos.

#### 2.1.4.4. Toxicidad de los elementos traza

El contenido de elementos traza en suelos debería ser únicamente función de la composición del material original y de los procesos edafogénicos que dan lugar al suelo. Pero la actividad humana ha incrementado el contenido de estos elementos en el suelo en cantidades considerables (García y Dorronsoro, 2005), de hecho la entrada de elementos traza en el suelo ha ido aumentando desde que comenzó la industrialización (Han *et al.*, 2003).

| Elementos muy tóxicos y fácilmente disponibles |    |    |    | Elementos contaminantes prioritarios según la EPA |    |    |    | Metales y no metales que aparecen en concentración superior a la normal por causas antrópicas. |    |
|--|----|----|----|---|----|----|----|--|----|
| As   | Pd | Zn | Tl | Sb  | Pb | Cr | Hg | Ag   | Pb |
| Co   | Ag | Sn | Pb | As  | Hg | Cu | Tl | As   | Sb |
| Bi   | Cd | Se | Te | Be  | Ni | Zn |    | Cu   | Sn |
| Ni   | Pt | Cu | Hg | Cd  | Se |    |    | Hg   | Zn |
| Sb   |    |    |    |   |    |    |    | Ni   |    |

**Tabla 5:** elementos tóxicos de interés (tomado de Solano-Marín, 2005).

La contaminación del suelo por elementos traza está fundamentalmente relacionada con diferentes tipos de actividades humanas (Pagnanelli *et al.*, 2004), como las citadas en el capítulo dedicado a la contaminación del suelo. Una vez en el suelo, los elementos traza pueden quedar retenidos en el mismo pero también pueden ser movilizados en la solución del suelo mediante diferentes mecanismos biológicos y químicos.

Los elementos traza adicionados a los suelos se redistribuyen y reparten lentamente entre los componentes de la fase sólida (Han *et al.*, 2003). Dicha redistribución se caracteriza por una rápida retención inicial y posteriores reacciones lentas, dependiendo de las especies del metal, propiedades del suelo, nivel de introducción y tiempo (Han y Banin, 1997, 1999; Han *et al.*, 2003).

La movilidad relativa de los elementos traza en suelos es de suma importancia en cuanto a su disponibilidad y su potencial para lixiviarse de los perfiles del suelo al agua subterránea y difiere de si su origen es natural o antrópico (Burt *et al.*, 2003) y, dentro de este último, al tipo de fuente antrópica (Burt *et al.*, 2003).

Los factores que influyen en la movilización de elementos traza en el suelo son (Sauquillo *et al.*, 2003):

- Características del suelo: pH, potencial redox (Eh), composición iónica de la solución del suelo, capacidad de cambio, presencia de carbonatos, materia orgánica, textura, etc...
- Naturaleza de la contaminación: origen de los metales y forma de deposición.
- Condiciones medioambientales: acidificación, cambios en las condiciones redox, variación de temperatura y humedad, etc.

La movilización es relativa a todos estos factores pero especialmente a aquellos que afectan a la transferencia desde fases sólidas a líquidas (Alloway, 1995). Los mecanismos por los cuales los elementos traza de los suelos contaminados pueden ser movilizados son (Alloway, 1995):

- Acidificación. Resultado de la oxidación de sulfuros minerales y precipitados y de fertilizantes de  $\text{NH}_4^+$ , por la fijación biológica de nitrógeno, por precipitación atmosférica ácida ( $\text{SO}_x$  y  $\text{NO}_x$ ) sobre los suelos, por descomposición de materia orgánica, por agotamiento de bases por lixiviación y por vertidos de contaminantes ácidos.
- Cambios en las condiciones redox. Condiciones oxidantes pueden causar la oxidación y disolución de sulfuros insolubles. A la inversa, condiciones reductoras pueden conducir a

la disolución de óxidos y a la liberación de sus elementos traza coprecipitados en la solución. Fortísimas condiciones reductoras también darán lugar a la precipitación de sulfuros insolubles de elementos traza (Alloway, 1995).

- Complejación de especies metálicas con ligandos orgánicos. Los ligandos son constituyentes químicos que se combinan con los metales en un complejo químico (Novotny, 1995).
- Cambios en la composición iónica de la solución del suelo, que pueden tener un marcado efecto en la adsorción de elementos traza y su incorporación en complejos inorgánicos solubles e insolubles. Hay cuatro tipos de efectos: competición por los sitios de adsorción (por ejemplo,  $\text{Ca}_2^+$  y  $\text{Zn}_2^+$  inhibiendo la adsorción de  $\text{Cd}_2^+$ ); formación de complejos solubles (con aniones como  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{2-}$ ); formación de compuestos insolubles como  $\text{Pb}_5(\text{PO}_4)_3\text{Cl}$ ; efectos de fuerza iónica, de manera que incrementos en la fuerza iónica de la solución del suelo como resultado de la contaminación, aplicación de fertilizantes o salinidad puede conducir a una adsorción reducida y a la desorción de metales de lugares de la superficie.
- Metilación. Elementos traza como As, Hg, Sb, Se y Sn pueden ser transformados en metilespecies como  $\text{CH}_3\text{Hg}^+$  (Alloway, 1995). La metilación puede afectar al movimiento y pérdida de ciertos elementos traza y también su toxicidad para organismos vivos; así las especies metil-As son menos tóxicas que las formas inorgánicas, mientras que las especies metil-Hg son más tóxicas. Las metilespecies pueden volatilizarse y perderse a la atmósfera y pueden también acumularse en la materia orgánica del suelo o en tejidos ricos en lípidos de raíces de plantas y fauna del suelo (Alloway, 1995).

La toxicidad de los elementos traza depende no sólo de su concentración, sino también de su movilidad y reactividad con otros componentes del ecosistema (Abollino *et al.*, 2002). En relación a esto, hay que resaltar que las cantidades totales de elementos traza presentes en un suelo constituyen una medida poco representativa de la posible disponibilidad para las plantas (biodisponibilidad) de un elemento traza, es necesaria la evaluación de la movilidad de estos elementos en el suelo, para cuantificar tanto su biodisponibilidad, como su movilidad por la acción de factores exógenos (Aguilar-Ruiz *et al.*, 1999). Tradicionalmente el método empleado para llevar a cabo los estudios de movilización de metales pesados se basa en los estudios de especiación, a través de métodos de fraccionamiento operacional como son las extracciones químicas selectivas, simples y/o



secuenciales (Van Herreweghe *et al.*, 2003). No obstante, el comportamiento tan diferente de los reactivos más ampliamente utilizados como expresión de los asimilables en este tipo de extracciones, lleva a concluir en la necesidad de establecer ensayos biológicos paralelos para discernir entre potencialmente contaminado y contaminado (Martínez-Sánchez *et al.*, 1997).

Un factor importante que gobierna la movilidad, toxicidad y biodisponibilidad de los elementos traza es su especiación (Buatier *et al.*, 2001): estado, fase/s o forma/s química/s en que se encuentra un determinado elemento en el suelo. El BCR (Community Bureau of Reference) de la Unión Europea define el análisis de especiación química en suelos y sedimentos como el proceso de identificación y cuantificación de las distintas especies, formas o fases definidas en las que un elemento existe en el material (Ure *et al.*, 1993; Van Herreweghe *et al.*, 2003).

Llegados a este punto, se hace necesario definir algunos términos relacionados con la especiación y el fraccionamiento químico de los elementos. Así, gracias a los nuevos avances en la metodología e instrumentación analítica, hoy día resulta posible la identificación y cuantificación de las diferentes especies elementales en un sistema particular (Kabata-Pendias, 2010). En un intento por acabar con la confusión que rodea el uso del término especiación, hasta tres divisiones de la IUPAC colaboraron para considerar este tema (Templeton *et al.*, 2000). Fruto de este trabajo surgieron las siguientes definiciones y conceptos:

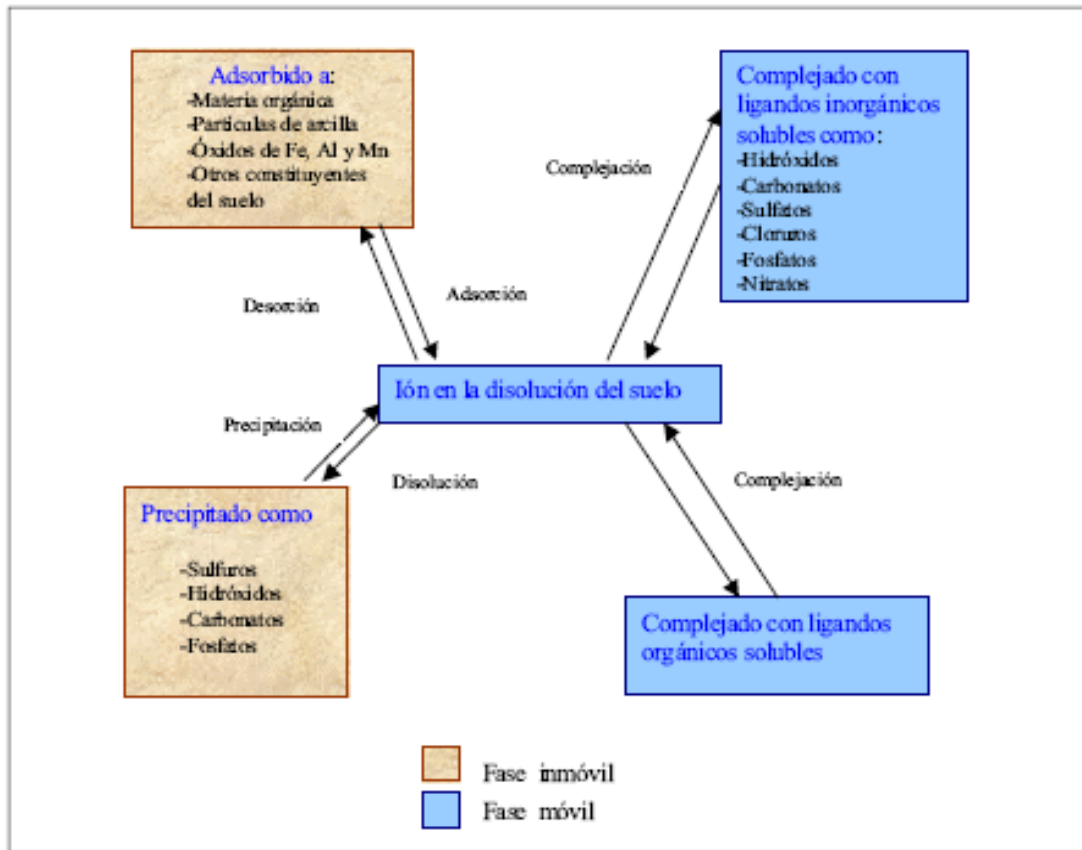
- **Especie química:** hace referencia al elemento químico o a la forma específica de un elemento definida por su composición isotópica, estado de oxidación o electrónico, y/o su complejo o estructura molecular.
- **Análisis de especiación:** hace referencia al análisis químico o a las actividades analíticas que se hacen para identificar o para medir las cantidades de una o más especies químicas individuales en una muestra.
- **Especiación de un elemento (especiación):** nos indica la distribución de un elemento entre las diferentes especies químicas de un sistema.
- **Fraccionamiento:** hace referencia al proceso de clasificación de un analito o de un grupo de analitos de una muestra conforme a sus propiedades físicas o químicas.

Debido a la toxicidad potencial directa sobre la biota y la amenaza indirecta sobre la salud humana por la contaminación de las aguas subterráneas y la acumulación de los mismos en los cultivos, existe un interés generalizado en cuanto al destino de los elementos traza en suelos contaminados (Martínez y Motto, 2000).

En general, los elementos traza incorporados al suelo pueden seguir cuatro diferentes vías (García y Dorronsoro, 2005):

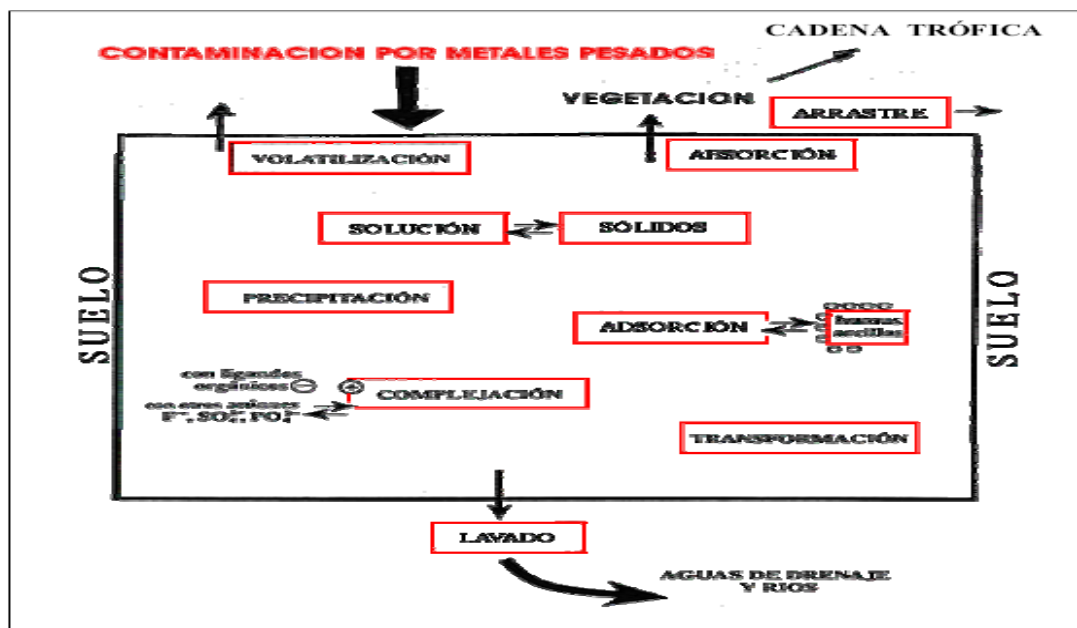
- Pueden quedar retenidos en el suelo, ya sea disueltos en la fase acuosa del suelo, ocupando sitios de intercambio o específicamente adsorbidos sobre constituyentes inorgánicos del suelo, asociados con la materia orgánica del suelo y/o precipitados como sólidos puros o mixtos (Pagnanelli *et al.*, 2004). Desde la base físico-química se sabe que los metales precipitan como resultado de cambios en el pH, oxidación y otros cambios de su composición química (Novotny, 1995).
- Pueden ser absorbidos por las plantas y así incorporarse a las cadenas tróficas.
- Pueden pasar a la atmósfera por volatilización.
- Pueden movilizarse a las aguas superficiales o subterráneas.

En la figura 2 se muestra, de manera esquemática, la forma en que los metales están presentes en la fase móvil o en la fase inmóvil del suelo y el tipo de reacción que permite el paso de metal de una fase a otra.



**Figura 2:** diagrama de movilidad de metales pesados en suelo

Respecto de las vías de contaminación, estas pueden visualizarse, de forma esquemática, en el siguiente cuadro (Figura 3) adaptado de Calvo Anta (1997).



**Figura 3:** Vías de contaminación de metales pesados en suelos. Adaptado de Calvo de Anta (1997).

## **2.2. EVALUACIÓN DE LA CONTAMINACIÓN, TOXICIDAD Y RIESGO EN LOS SUELOS Y RESIDUOS MINEROS**

2.2.1.- La evaluación de la contaminación, toxicidad y riesgo ambiental desde el campo científico

### 2.2.1.1 Introducción general.

En muchos sentidos, la salud humana está estrechamente relacionada con la calidad del suelo y el medioambiente, y especialmente con su grado de contaminación. El suelo puede ser considerado como un sumidero, pero también como una fuente de contaminación con la capacidad de transferir los contaminantes a las aguas, suelos, atmósfera, ecosistemas, cadena alimentaria y organismos vivos (Birke y Rauch, 2000; Burghardt, 1994; Paterson *et al.*, 1996). Además de la negativa influencia sobre la salud humana, la contaminación ambiental también puede causar graves pérdidas económicas (van de Kamp *et al.*, 2003). La contaminación, ya sea localmente concentrada o difusa, ha sido reconocida por la Estrategia Europea del Suelo (COM, 2006b) como una de las principales amenazas a la calidad del suelo.

En las últimas décadas, los problemas de contaminación ambiental han experimentado un interés creciente en la comunidad científica debido a las sustancias potencialmente nocivas emitidas por la actividad antropogénica, que pueden suponer un peligro grave para el medio ambiente y para la salud humana. Entre las matrices ambientales, los suelos son más fácilmente afectados por el efecto negativo de las actividades antropogénicas debido a su estrecha relación con la atmósfera y las aguas de lluvia.

Las comunidades locales son cada vez más conscientes de las consecuencias de la contaminación ambiental, y de su influencia en su calidad de vida y bienestar. También las instituciones gubernamentales y regionales están dedicando cada vez más atención a los problemas de contaminación, al reconocimiento de las funciones ecológicas esenciales y de los servicios que recursos como el suelo prestan dentro de los ambientes terrestres (COM, 2006b).

Uno de los problemas ambientales más graves relativos a los elementos traza, que los distinguen de otros contaminantes tóxicos, es que son resistentes a la biodegradación, por lo que se les considera como contaminantes recalcitrantes, y tienen un alto potencial de

bioacumulación y de biomagnificación debido al aumento de la exposición de los ecosistemas y las poblaciones humanas a través la cadena trófica (Gao y Chen, 2012; Subida *et al.*, 2013). A este respecto, un dato a tener presente es que según el atlas municipal de mortalidad por cáncer en España elaborado por un equipo del Instituto de Salud Carlos III, de Madrid (López-Abente *et al.*, 2006), la tasa de tumores y cáncer del sistema respiratorio resulta extremadamente alta en zonas geográficas en las que se encuentran distritos de minería metálica de sulfuros.

Los elementos traza son unos de los contaminantes más estudiados debido a su ubicuidad, la toxicidad y persistencia. Se producen de forma natural en el medio ambiente. Algunos son esenciales para el metabolismo de los organismos a bajas concentraciones (Alloway, 1995; Kabata-Pendias y Pendias, 2001; Wong *et al.*, 2006). Por encima de ciertas concentraciones, todos los elementos traza tienen efectos adversos sobre la salud humana (Davydova, 2005; Merian *et al.*, 2004; Pierzynsky *et al.*, 2005). La salud de los niños, que tienen una mayor tasa de absorción, resulta especialmente afectada en estos casos, encontrándose, por tanto, en una mayor situación de riesgo (Calabrese *et al.*, 1991; Grøn y Andersen, 2003; Maddaloni *et al.*, 1998). Siendo elementos químicos, los elementos traza no están sujetos a descomposición metabólica (Alloway, 1995; Bullock y Gregory, 1991; Romic y Romic, 2003). Algunos elementos traza, como el Cd, se acumulan en el cuerpo humano durante un largo período de tiempo por lo que los efectos negativos pueden aparecer sólo después de un largo período de exposición crónica.

Los diferentes elementos traza difieren en su reactividad y esto influye en su disponibilidad en el suelo para la absorción por los organismos y posterior transferencia a la cadena alimentaria (Gupta *et al.*, 1996; Romic y Romic, 2003; Tiller, 1989). En la mayoría de los países, los valores de umbral de contaminación por elementos traza del suelo aparecen regulados en la legislación. Por lo general, estos valores se basan en la cantidad de metales que se extraen de la tierra por medio de digestión ácida fuerte. Estas extracciones representan la extensión total de la contaminación. Sólo una fracción de la contaminación, sin embargo, plantea un riesgo grave de ser absorbido por la biota o lixiviados a las aguas. Estos la llamada disponible, móvil o fracciones solubles se pueden estimar a través de extracciones débiles (Beckett, 1989; Ure, 1996).

La determinación de un suelo o sedimento como contaminado por elementos traza, como son los metales, requiere del establecimiento de niveles estándar de estos elementos para poder llevar a cabo la valoración de la contaminación del suelo (Kabata-Pendias,

1995). En este sentido, son diversos los sistemas existentes para la estimación de la contaminación por elementos traza de los suelos (Pérez *et al.*, 2000). Así, por ejemplo, algunos autores (Kabata Pendias y Pendias, 1992) proponen la evaluación de los contenidos medios "background" de estos elementos, y sus intervalos, en los suelos.

Un ejemplo de estos niveles de contaminación son los **índices de Geoacumulación de Müller (Igeo)**. Estos índices se establecen mediante la comparación de las concentraciones de elementos traza existentes y que sean 1,5 veces el valor "background". Así se establecen cinco clases de suelos contaminados: la Clase 1 ( $I_{geo} < 0$ ), corresponde a los no o ligeramente contaminados y la Clase 5 ( $I_{geo} > 5$ ) a los extremadamente contaminados (Martín, 2000). Otro ejemplo son los **valores indicativos de evaluación (VIE)**, que permiten la evaluación rápida de la calidad del suelo. Están definidos en función de los riesgos potenciales, estableciéndose tres niveles (IHOBE, 1994). El **nivel VIE A**, que nos indica el **Valor de Referencia**, por debajo del cual se considera que no existe riesgo o este es despreciable. El **nivel VIE B**, que representa el límite inferior de aceptabilidad del riesgo. Y por último, el **nivel VIE C**, que nos indica el máximo riesgo tolerable, o límite superior de aceptabilidad del riesgo, sobrepasarlo significaría peligro grave para la salud.

Una de las metodologías más aceptadas ha sido la que se basa en el establecimiento de los llamados de cómo establecer los **Valores de Referencia (VR)**. Los mismos se pueden obtener mediante dos métodos. El primero sería estableciendo las correlaciones entre arcilla y/o materia orgánica del suelo estándar (no contaminado) y los contenidos en elementos traza. El segundo se obtendría sumando a la media de valores o nivel de fondo, dos veces la desviación típica (S):  $VR = x$  (valor medio) + 2S. Este segundo criterio se adopta cuando no hay correlación o esta no es significativa, y es el que se ha empleado, por ejemplo, para la determinación de los Niveles Genéricos de Referencia de los suelos de la Región de Murcia (Martínez Sánchez y Pérez Sirvent, 2007). Datos equivalentes, pero mucho más desarrollados, de otros países son los "*Soil Screening Level*", de la EPA de Estados Unidos o los "*Soil Guideline Values (SGVs)*" del Reino Unido.

A modo de ejemplo concreto, diversos autores (Cano Parrilla *et al.*, 1997) propusieron en su momento, para la evaluación de la contaminación por elementos traza en suelos de cultivo en zonas muy industrializadas de la Comunidad de Madrid una serie de índices y niveles propios, tal y como son:

- **Nivel de Fondo:** Contenido medio de un elemento en suelos con proporciones del mismo inferiores a la media de los suelos de la zona.
- **Nivel de Acumulación Ambiental:** Contenido medio de un elemento en suelos con proporciones del mismo superiores a la media de los de la zona.
- **Índice de Enriquecimiento de un elemento:** Relación entre su contenido en el suelo y el de la roca u horizonte C; valores muy superiores a la unidad reflejan aportes contaminantes.

Los residuos que se generan en el proceso de concentración de minerales metálicos, generalmente contienen sulfuros metálicos residuales como la pirita ( $\text{FeS}_2$ ), pirrotita ( $\text{Fe}_{1-x}\text{S}$ ), galena ( $\text{PbS}$ ), esfalerita ( $\text{ZnS}$ ), calcopirita ( $\text{CuFeS}_2$ ) y arsenopirita ( $\text{FeAsS}$ ) que son la fuente de elementos potencialmente tóxicos como As, Cd, Pb, Cu, Zn, Fe, etc. El drenaje ácido se genera por la oxidación de los sulfuros metálicos y forma soluciones que se caracterizan por tener valores bajos de pH y altas concentraciones de elementos potencialmente tóxicos disueltos (Gunsinger *et al.*, 2006) que al transportarse, pueden convertirse en un problema ambiental severo al contaminar suelos, sedimentos, atmósfera, aguas superficiales y aguas subterráneas (Nieto *et al.*, 2007).

Para que ocurra la oxidación en los residuos, es necesario que contengan sulfuros metálicos reactivos y que existan las condiciones climáticas apropiadas (aire y agua o atmósfera húmeda). La oxidación de los sulfuros metálicos en los residuos es, generalmente, muy limitada durante la operación de la mina y se desarrolla lentamente a lo largo del tiempo, después que cesa la acumulación en el depósito y la porosidad en el mismo permite la difusión del oxígeno atmosférico. Antes de que ocurra la oxidación de los residuos, éstos no presentan signos visibles de alteración y por lo general son de colores oscuros y apagados. Cuando ocurre la oxidación de los sulfuros metálicos, los residuos pasan a sulfatos y presentan coloraciones más vivas (amarillas, rojas, etc.).

La valoración de la toxicidad y riesgo de los residuos mineros suelen incluir estudios geoquímicos y mineralógicos con los objetivos de:

- Evaluar la peligrosidad de los residuos en función de:
  - La concentración total de elementos potencialmente tóxicos (elementos traza).
  - Capacidad de generación de drenaje ácido de mina.
  - Concentración geodisponible de elementos potencialmente tóxicos.

- Identificar los minerales primarios y secundarios en los residuos y establecer la relación con la peligrosidad.
- Identificar los principales procesos geoquímicos que gobiernan la movilidad de los elementos potencialmente tóxicos.

Además de estos estudios, esta evaluación de riesgos se ve complementada con otros relativos a los procesos de dispersión de los elementos y sustancias contaminantes contenidas en estos residuos, así como otros de tipo geomorfológico y de estabilidad estructural de los depósitos de estos residuos.

#### 2.2.1.2 Evaluación de la contaminación, toxicidad y del riesgo ambiental

La contaminación del medio natural por elementos traza es un problema mundial. La misma puede tener un origen en fuentes naturales, como por ejemplo, la erosión del suelo y las rocas, la erosión, los incendios forestales y las erupciones volcánicas. Pero también puede tener su origen en las actividades antropogénicas, como por ejemplo el vertido de efluentes y emisiones industriales, la agricultura, los residuos y efluentes urbanos y, por supuesto, la actividad minera.

En relación a los materiales de la minería metálica, el tratamiento de los suelos mineros y el de los residuos de la minería desde el punto de vista científico-técnico, presentan aspectos con similar tratamiento y otros en los que difieren claramente a la hora de evaluar la toxicidad y el riesgo ambiental asociado. Por este motivo, se van a abordar de forma separada ambos tipos de materiales.

Entre los aspectos comunes, hay que tener en cuenta que al evaluar el grado de contaminación de un suelo, residuo o sedimento, la ingestión de estos materiales y de sus elementos traza asociados, suelen ser consideradas como una de las principales vías de exposición, sobre todo en niños. Actualmente, esta evaluación se realiza a menudo sobre la base del contenido total de los elementos traza de que se trata en el suelo, residuo o sedimento. Sin embargo, diversos estudios sugieren que la disponibilidad de los metales en el tracto gastrointestinal depende de la forma de los metales presentes y de las características químicas específicas de esos materiales. Los métodos de prueba, o test, basados en ensayos *in vivo* con animales requieren de mucho tiempo, dinero y además no están muy ligados a los procesos de decisión sobre la gestión de esos suelos, residuos o



sedimentos. En la actualidad, los métodos de prueba, o test, están siendo desarrollados y validados, lo que implica la realización de pruebas de laboratorio *in vitro* destinados a la simulación de los resultados *in vivo*. Esto reduciría el coste y simplificaría los aspectos prácticos relacionados con el uso de tales pruebas en tierras contaminadas.

Al considerar la biodisponibilidad como la fracción de la sustancia química que se absorbe en la circulación sistémica, dos definiciones operacionales son importantes: **biodisponibilidad absoluta y relativa**. La biodisponibilidad absoluta es la fracción de la dosis aplicada que se absorbe y alcanza la circulación sistémica (y nunca puede ser mayor que 100 por ciento). La biodisponibilidad relativa representa una comparación de absorción bajo dos conjuntos diferentes de condiciones, es decir por ejemplo, de una muestra de suelo vs una muestra de comida u otra matriz utilizada en un estudio de toxicidad, pudiendo ser esta mayor o menor que 1. Este factor puede ser utilizado en evaluaciones de la exposición para la exposición por ingestión directa de materiales contaminados, por ejemplo, si se sospecha que la biodisponibilidad absoluta del elemento traza en el material específico difiere significativamente de la biodisponibilidad absoluta implícita en los criterios de valor de toxicidad/calidad utilizados.

A este respecto, hay que resaltar el uso de pruebas de bioaccesibilidad en humanos como método para definir la cantidad de un elemento que en realidad está fácilmente disponible para su absorción por el organismo (Gupta *et al.*, 1996; Kim *et al.*, 2002; Lee *et al.*, 2006; Wragg y Cave, 2003). En este sentido hay que tener en cuenta que en la evaluación del riesgo de la contaminación por elementos traza sobre la salud humana, el término "biodisponibilidad" se utiliza específicamente en referencia a la absorción en la circulación sistémica, algo que es compatible con el uso toxicológico del término. Esto incluye a la denominada "bioaccesibilidad", que de nuevo es una medida combinada de los procesos que determinan la interacción entre el metal o metaloide asociado con el suelo, residuo o sedimento y el líquido en el sistema de la digestión humana. La biodisponibilidad incluye, además, la absorción del contaminante a través de una membrana fisiológica, así como el metabolismo en el hígado. La bioaccesibilidad de un elemento se define como la fracción que es soluble en el medio ambiente gastrointestinal y disponible para la absorción (Paustenbach, 2000). Estas pruebas de bioaccesibilidad deben simular la mayor accesibilidad biológica que se puede esperar, sin incluir condiciones poco realistas o precauciones excesivas (Wragg y Cave, 2003). La fracción biodisponible es por tanto la

fracción que queda después de la liberación en el líquido digestivo humano, el transporte a través del epitelio intestinal y el metabolismo en el hígado.

Los métodos *in vitro* de extracción para simular la bioaccesibilidad humana van desde ensayos de extracción o lixiviación química muy simples, a las pruebas de varios pasos avanzados simulando el proceso de la digestión humana en detalle (Ruby, 2004; Ruby *et al.*, 1996, 1999; Yang *et al.*, 2003). En estos ensayos, el suelo se incuba en una solución ácida durante un período correspondiente al tiempo de residencia de las partículas ingeridas suelo en el estómago humano. En el siguiente paso, el pH se aumenta a casi neutro, y la incubación continúa durante un período destinado a simular el tiempo de residencia en el intestino delgado. En algunas pruebas, se añaden sustancias orgánicas para simular gástrico y líquidos del intestino delgado. Estas extracciones se han diseñado para simular el sistema biológico de interés (Ruby, 2004).

No obstante, los avances en este campo han sido muy notorios en las últimas décadas. Así, en el año 2005, se inició un proyecto a cargo del Grupo de Investigación sobre Bioaccesibilidad de Europa (BARGE) para avanzar en la investigación en el campo de desarrollo de métodos *in vitro* sobre bioaccesibilidad, y así armonizar el uso de estas técnicas de bioaccesibilidad para la evaluación del riesgo de la salud humana de los suelos y otros materiales contaminados de Europa. El método elegido fue el publicado previamente por los investigadores en el Instituto Holandés de Salud Pública, el RIVM (Oomen, 2000; Oomen *et al.*, 2002), en la medida en la que esta metodología se consideró como la más representativa de las condiciones físico-químicas en el tracto gastrointestinal humano. De esta forma, utilizando esta metodología, se pudo determinar la bioaccesibilidad relativa como la relación entre los resultados obtenidos para el material contaminado en cuestión y los resultados obtenidos en el ensayo aplicando el contaminante de una manera consistente con la evaluación de la toxicidad que es la base para los criterios de calidad del suelo utilizados en la evaluación del riesgo. Esta bioaccesibilidad relativa o fracción absorción relativa (RAF) pueden entonces ser multiplicada por la concentración total de contaminante en el suelo para obtener la concentración del suelo bioaccesible. Esta concentración se puede utilizar en la evaluación del riesgo en lugar de la concentración total de ese elemento, cuando lo que se está haciendo es evaluar la vía de ingestión de un suelo, residuo o sedimento contaminado.

La introducción de las pruebas bioaccesibilidad en la evaluación sistemática de los riesgos de contaminación pueden resultar demasiado costosas para algunas comunidades,

para lo cual se han propuesto una serie de modelos estadísticos, o funciones de pedotransferencia, para predecir las concentraciones de elementos disponibles para los vegetales en relación a las concentraciones de totales de estos elementos en el sustrato y a los parámetros del suelo seleccionados (Chojnacka *et al.*, 2005; Sheppard y Evenden, 1990).

La utilidad de diversas herramientas científico-técnicas para estimar el riesgo medioambiental real de contaminantes, se manifiesta en tanto y en cuanto se trata de un enfoque innovador y útil para ser incorporado, no solo en la evaluación de riesgos de los ambientes afectados por la minería metálica, sino en la mejora del marco normativo correspondiente. Por tanto, fruto de todo este tipo de estudios se está generando un amplio conocimiento que podría, y debería, ser utilizado por los gestores y organismos competentes, para el establecimiento de leyes y reglamentos sobre la protección del medio ambiente más adecuados y eficaces.

Mención aparte merece el de la contaminación del aire. En este sentido, uno de los mayores problemas derivados de la contaminación proveniente de las zonas de minería metálica es el de la contaminación atmosférica. En este sentido, el problema de las fracciones PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub>, y las fracciones de elementos traza asociados a las mismas, se está convirtiendo en uno de los temas más candentes desde el punto de vista toxicológico y del riesgo ambiental de estas zonas y sus áreas circundantes (Pope *et al.*, 2002). En este sentido, muchos estudios epidemiológicos indican que los contaminantes antropogénicos en PM<sub>2.5</sub> son responsables del aumento de la mortalidad y la morbilidad en las zonas afectadas (Laden *et al.*, 2000; Zereini *et al.*, 2012). Por ejemplo, los metales pesados, tales como Cu, Zn, Cd, Pb y Cr en PM<sub>2.5</sub> muestran efectos nocivos sobre el cuerpo humano, lo que puede ser atribuido a su calidad epidemiológica y toxicológica, conjuntamente con su asociación a la fracción PM<sub>2.5</sub>, algo que en su conjunto puede determinar un incremento notable de la gravedad de la enfermedad alérgica respiratoria (Gavett *et al.*, 2003) y suponiendo un mayor riesgo de aparición de cáncer en las poblaciones expuestas (Massey *et al.*, 2013).

Hay que tener en cuenta que los metales pesados (como Cu, Cr, Cd, Ni y Pb) pueden adherirse a las partículas atmosféricas, con el consiguiente problema de salud ambiental para la zona minera y su entorno, como ya se ha podido comprobar en otros ámbitos (Gullet *et al.*, 2007; Bi *et al.*, 2010). Por lo tanto, es importante centrarse en la liberación potencial de estas sustancias en el medio ambiente.

Los riesgos para la salud, incluido el riesgo de cáncer, debido a elementos traza en el aire pueden llegar a ser superiores a los aceptables en áreas especialmente afectadas, como pueden ser las mineras (Hu *et al.*, 2012; Taner *et al.*, 2013). En este sentido, hay numerosas investigaciones que informan sobre algunas medidas simples de la concentración total de un solo tipo de metal, como Pb (Gioia *et al.*, 2010), Sb (Bellido-Martina *et al.*, 2009), Zn (Gioia *et al.*, 2008) y así sucesivamente. Además, se han llevado a cabo gran cantidad de investigaciones sobre el efecto de estos elementos traza en las megaciudades, como por ejemplo El Cairo (Borai y Soliman, 2001), Milán (Vecchi *et al.*, 2007), Los Ángeles (Liacos *et al.*, 2012) y Nanjing (Hu *et al.*, 2012). A este respecto, países como Holanda, Estados Unidos y también España, tienen determinados valores permitidos máximos de determinados elementos tóxicos en relación a su riesgo a la hora de producción cáncer.

Sin embargo, ha habido pocas investigaciones acerca de la condición del aire de las zonas de minería metálica y sus entornos, por no hablar de los estudios sobre las concentraciones de elementos traza en las PM<sub>2.5</sub>. En cualquier caso, la mayoría de estas investigaciones se han centrado principalmente en las características, composición y fuentes de partículas gruesas, tales como las partículas totales en suspensión (Fu *et al.*, 2012; Zhai *et al.*, 2012) y la fracción PM<sub>10</sub> (Wang *et al.*, 2010).

En este tipo de estudios, la estadística aporta herramientas fundamentales, como son los coeficientes de correlación y el análisis de componentes principales (PCA), para poder identificar la relación entre cada uno de los elementos traza contenidos en la fracción PM<sub>2.5</sub> del aire y sus posibles fuentes (Celo y Dabek-Zlotorzynska, 2010). Por su parte, la aplicación de índices como el Índice de Riesgos Ecológicos Potenciales (RI) puede ayudar a explicar la influencia de diversos contaminantes en determinadas circunstancias, siendo en la actualidad ampliamente utilizado en el análisis y evaluación de los posibles efectos ecológicos de los elementos traza atmosféricos (Gong *et al.*, 2008).

En las publicaciones actuales, no hay aún un enfoque integral sobre la investigación del contenido metálico de las fracciones PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub>, o una evaluación de los riesgos para la salud ambiental de estos procesos. En este sentido, la mayoría de los investigadores se han centrado en la evaluación del riesgo para la salud de las partículas suspendidas totales (PST) y PM<sub>10</sub>, pero hay una carencia de estudios sistemáticos sobre los elementos traza asociados a la fracción PM<sub>2.5</sub>, que es precisamente aquella que supone un mayor riesgo para la salud ambiental y pública. Por lo tanto, como futuras líneas de investigación que ayuden

a abordar esta problemática con unas mejores garantías, consideramos de gran interés el estudiar esta fracción PM<sub>2.5</sub>, también la PM<sub>10</sub>, y su relación con el transporte de elementos traza potencialmente tóxicos.

#### 2.2.1.2a Evaluación en los suelos mineros

A los suelos se les puede someter a estudios de caracterización físico-química, mineralógicos y de propiedades edáficas para evaluar su grado de contaminación, mientras que a los residuos se pasa a evaluar directamente su grado de toxicidad, o peligrosidad mediante estudios mineralógicos y de caracterización físico-química, para finalmente coincidir en una estimación, diferente en cada caso, pero conducente a establecer los riesgos asociados a estos suelos. Respecto de los estudios de riesgos asociados a los suelos, los mismos se centran en la proporción de fracciones móviles de elementos traza existentes en el total del suelo.

Existen métodos basados en extracciones en un solo paso, si bien estos métodos han quedado ya desfasados por poco significativos desde el punto de vista ambiental. En este sentido, las investigaciones más actuales consideran como esencial la especiación, o fraccionamiento, de los elementos traza en las diversas fases que componen un suelo o sedimento. De esta forma, pueden evaluar la afección real que ese elemento puede tener sobre la cadena trófica, o el ecosistema en su conjunto, en función de los porcentajes de las distintas fracciones. A este respecto, lo habitual es comparar las fracciones disponibles, o biodisponibles según los casos, frente a las fracciones que no lo son.

Varias metodologías analíticas basadas en procedimientos de extracción secuencial (SEP) se han ideado para estudiar la movilidad de los elementos traza, así como su nivel potencial de biodisponibilidad (Sundaray *et al.*, 2011). Estos estudios se han basado en la suma de las fracciones disponibles y las fracciones de carbonatos asociados (Kabala y Singh, 2001; Fuentes *et al.*, 2004; Karbassi y Shankar, 2005; Vanek *et al.*, 2005). Las extracciones secuenciales proporcionan información cuantitativa sobre la distribución de los distintos elementos entre las distintas fracciones geoquímicas en suelos y sedimentos.

Por tanto, con vistas a evaluar su impacto medioambiental total, los estudios existentes de los contaminantes no son suficientes, ya que el estado químico en el que estos elementos están presentes en los suelos y sedimentos (iones fácilmente intercambiables, carbonatos metálicos, óxidos, sulfuros, compuestos organometálicos, iones en redes

cristalinas de minerales, etc.) es determinante para evaluar su movilidad, biodisponibilidad y toxicidad (Usero *et al.*, 1998; Weisz *et al.*, 2000; Yu *et al.*, 2001; Pérez-López *et al.*, 2008).

En este sentido, cuando cambian las condiciones ambientales (pH, potencial redox (Eh), materia orgánica, etc.); algunos de los elementos traza presentes en el medio se pueden removilizar y ser liberados nuevamente en el ecosistema, con los efectos perniciosos que esto puede tener sobre la salud ambiental de su entorno (Li *et al.*, 2001; Morillo *et al.*, 2002; Peng *et al.*, 2009). La propiedad más importante de los iones metálicos es que están biodisponibles y no son biodegradables en el medio ambiente, dependiendo su toxicidad y riesgo asociado de su movilidad, concentración total y de su forma química (Morillo *et al.*, 2007).

Los estudios sobre especiación de los elementos traza en los suelos y/o sedimentos, utilizando técnicas de extracción secuencial, es algo que se ha venido usando cada vez más (Kersten y Forstner, 1991; Fernandes, 1997; Gouws y Coetzee, 1997; Perin *et al.*, 1997; Ngiam y Lim, 2007; Lei *et al.*, 2010; Sundaray *et al.*, 2011). A pesar de las dificultades y mayor trabajo a nivel operativo de las técnicas de extracción secuencial señalados por muchos investigadores (Wallman *et al.*, 1993; Lim y Kiu, 1995), son uno de los métodos más utilizados para distinguir entre diferentes asociaciones geoquímicas de muchos elementos traza y para obtener una mejor comprensión de los procesos geoquímicos que ocurren en los suelos, residuos y sedimentos. Los suelos, residuos y sedimentos se pueden considerar como una mezcla heterogénea de partículas diferentes. Estas partículas pueden ser consideradas a su vez como un complejo conjunto de diferentes componentes orgánicos e inorgánicos (Martin *et al.*, 1987). Estos substratos reciben elementos potencialmente tóxicos de fuentes naturales y de una amplia gama de fuentes antropogénicas (Saeki *et al.*, 1993; Davidson *et al.*, 1992; Langston *et al.*, 1999; Sundaray *et al.*, 2006; Seshan *et al.*, 2010; Anithamary *et al.*, 2012; Guo *et al.*, 2012; Venkatramanan *et al.*, 2013; Venkatramanan *et al.*, 2014).

Insistiendo en el tema, conviene resaltar una vez más que la toxicidad y la movilidad de los elementos traza en los suelos y sedimentos no sólo dependen de sus concentraciones, sino que también son muy dependientes de cómo se presentan (forma mineral y fraccionamiento), de sus propiedades químicas, y de algunas condiciones ambientales que los rodean tales como el pH, potencial redox, y la acción biológica de las raíces y la formación de quelatos (Thomson y Frederick, 2002). También ha demostrado que el

contenido de arcillas y de materia orgánica juega un papel importante en el comportamiento de los metales (Otero *et al.*, 1998). Por estas razones, es importante reconocer la especiación de elementos traza en diferentes fracciones de suelo para determinar su grado de movilidad, disponibilidad y persistencia en el medio ambiente. Como cuestión de hecho, la contaminación del suelo y los sedimentos debido a los metales pesados y metaloides tales como As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb y Zn, representa una fuente de peligro potencial grave para el equilibrio de los ecosistemas y la salud de los seres vivos (Nagajyoti *et al.*, 2010).

El riesgo ambiental de los suelos y sedimentos, así como su calidad puede ser evaluada a través de los índices de contaminación, tales como el factor de enriquecimiento (EF) y el índice de geoacumulación (Igeo), que permiten la caracterización de los elementos traza de origen en fuentes antropogénicas, tal y como se ha visto anteriormente, así como los niveles de contaminación, comparando el enriquecimiento en elementos traza con los valores de fuentes no contaminadas que se utilizan de referencia (valores de base) (Christophoridis *et al.*, 2009; Delgado *et al.*, 2010; Mil-Homens *et al.*, 2007). Para el caso concreto de los sedimentos, las directrices de calidad de los sedimentos (SQGs), nos indican el estado de contaminación de los sedimentos, teniendo en cuenta el contenido total de elementos traza, con sus efectos adversos en los organismos acuáticos, por ejemplo usando el nivel de efecto umbral (TEL) y el nivel del efecto probable (PEL) (Caeiro *et al.*, 2005; Díaz de Alba *et al.*, 2011; Saleem *et al.*, 2013).

Otras metodologías nos permiten evaluar el riesgo ecotoxicológico, teniendo en cuenta la movilidad/disponibilidad del contaminante, tales como, el código de evaluación del riesgo (RAC), evaluación que se basa en la correlación entre el porcentaje del elemento traza más disponible, con el riesgo para determinadas especies (Delgado *et al.*, 2011; Passos *et al.*, 2010; Yuan *et al.*, 2014).

Desde el punto de vista ambiental, es fundamental la suma de las fracciones solubles en agua e intercambiables, como responsables del riesgo ambiental derivado de estos procesos de contaminación a partir de suelos o sedimentos, resultando irrelevantes a estos efectos el resto de fracciones, en particular la fracción residual (Lei *et al.*, 2010).

Con la finalidad de evaluar el riesgo ambiental asociado a la contaminación por elementos traza, cada vez más autores utilizan las conclusiones derivadas de las extracciones secuenciales, que nos indican la fuerza con la que el metal o elemento traza considerado se une a cada una de las fracciones a las que se encuentra ligado al suelo o

sedimento, y por lo tanto la capacidad de los metales para ser liberados al medio ambiente y así entrar en la cadena trófica o en los medios atmosférico, edáfico o hídrico (Favas, 2013). Así, se expresan diversos factores, como puede ser el RAC (Risk Assessment Code) que nos expresa el porcentaje entre las fracciones biodisponibles para el medio, como son las fracciones solubles (fracción 1 en la mayoría de los protocolos de las extracciones secuenciales) y las fracciones intercambiables (fracción 2 en la mayoría de estos protocolos), en relación a la concentración total de ese elemento en el suelo o sedimento en el que se analiza (Favas, 2013). De esta forma, en función de este porcentaje y de su valor en relación a valores tabulados, se determina la existencia o no de riesgo, así como su intensidad.

Para incidir más en lo anteriormente expuesto, conviene indicar que a pesar del uso del contenido total de elementos traza como criterio para evaluar su posible riesgo para el ecosistema, este proporciona información insuficiente sobre la movilidad, biodisponibilidad y por lo tanto la toxicidad de estas sustancias peligrosas para los ecosistemas y poblaciones humanas (Gu *et al.*, 2014; Hooda, 2010; Sundaray *et al.*, 2011). En consecuencia, la especiación de elementos traza en los suelos y sedimentos a través de las técnicas de extracción secuencial es, por tanto, un factor crítico a la hora de evaluar los impactos ambientales potenciales y sus riesgos (Peng *et al.*, 2004). En la actualidad, la mayor parte de la información sobre las fracciones biodisponibles de contaminantes en los suelos urbanos se refiere a As, Cd y Pb. Hay una falta de información sobre la bioaccesibilidad humana para otros elementos contaminantes típicos tales como Ni, Cr y Cu (Ruby, 2004).

Numerosos métodos de extracción secuencial se utilizan en la actualidad, y difieren según el tipo de reactivo utilizado, las condiciones experimentales aplicadas, y el número de pasos necesarios (Tessier *et al.*, 1979; Gibson y Farmer, 1986; Dold, 2003).

Los datos obtenidos a partir de diferentes esquemas de extracción secuencial resultan difícilmente comparables, ya que los resultados dependen del procedimiento de extracción utilizado. Con el objetivo de armonizar los diferentes regímenes de extracción, la Oficina Comunitaria de Referencia (Community Bureau of Reference –BCR-) ahora llamada Programa de Pruebas, Medidas y Normalización (Standards, Measurements and Testing Programme), propuso un procedimiento de extracción de tres pasos consistentes en lo siguiente:



- Extracción con ácido acético (Paso 1: fracción intercambiable y soluble en ácido)
- Extracción con hidrocloreuro de hidroxilamina (Paso 2: fracción reducible)
- Extracción de peróxido de hidrógeno / acetato de amonio (Paso 3: fracción oxidable).

En este sentido, este ha sido uno de los métodos estandarizados de mayor aceptación, sobre todo tras las diferentes mejoras introducidas posteriormente por otros autores (Rauret *et al.*, 1999; Ure *et al.*, 1993; Sahuquillo *et al.*, 1999; Arain *et al.*, 2008). Estas mejoras se hicieron debido a que el método original presentaba una cierta falta de reproducibilidad, razón por la cual fue necesario mejorar algunas condiciones operativas del procedimiento original, tales como el control del pH y la concentración de la solución de hidrocloreuro de hidroxilamina, así como incrementar la velocidad de centrifugación (Sahuquillo *et al.*, 1999). En definitiva, se trata de un procedimiento de tres etapas sencillo que ha sido probado a fondo por ensayos interlaboratorios (Cappuyns *et al.*, 2007), para estandarizar diversos procedimientos existentes, obteniendo tres fracciones separadas (ácido soluble extraíble, reducible y oxidable) (Ure *et al.*, 1993) y para lograr la comparabilidad cuando se utiliza extracción secuencial (Quevauviller *et al.*, 1997). Esta metodología proporciona información sobre el contenido total, o más exactamente pseudo total, de elementos traza en el medio, sin dar una evaluación directa de las contribuciones antropogénicas (Pérez-Santana *et al.*, 2007).

Tras estas mejoras, el método de extracción secuencial BCR modificado presenta ventajas en comparación con otros métodos, como son su alta reproducibilidad y altos porcentajes de recuperación (Cuong y Obbard, 2006; Pueyo *et al.*, 2008). Además, este procedimiento ya se ha aplicado para evaluar la movilidad de elementos traza en varios tipos de matrices, incluyendo sedimentos con orígenes distintos, suelos enmendados con lodos de depuradora y diferentes suelos industriales contaminados (Margui *et al.*, 2004), sedimentos (Davutluoglu *et al.*, 2011; Díaz de Alba *et al.*, 2011; Delgado *et al.*, 2011; Passos *et al.*, 2010), suelos (Martley *et al.*, 2004; Pérez-López *et al.*, 2008; Rao *et al.*, 2008) y residuos (Alvarenga *et al.*, 2007).

En cualquier caso, y en relación a los suelos se han aplicado con éxito diversas metodologías de extracción secuencial, y no solo la BCR (Janoš *et al.*, 2010; Madrid *et al.*, 2007), incluyendo diversos estudios sobre el fraccionamiento de los elementos tóxicos (Cu, Pb, Fe, Mn y Sn) en suelos urbanos (Hursthouse *et al.*, 2004; Madrid *et al.*, 2002, 2004) que han permitido la discriminación entre fuentes naturales y antropogénicas.

No obstante, a partir de estas zonas mineras se generan otros problemas adicionales, como es la incorporación de estos elementos traza a las aguas y a la atmósfera. El caso de las aguas, tanto superficiales como subterráneas ha sido más ampliamente considerado. Al entrar estos elementos traza en los sistemas acuáticos, acaban por suponer una seria amenaza debido a sus características peligrosas (Carman *et al.*, 2007; Chon *et al.*, 2010; Davutluoglu *et al.*, 2011). A este respecto, la evaluación de la calidad de los sedimentos desempeña un papel importante en el buen estado ecológico y químico de las aguas (Borja y Heinrich, 2005), siendo este el objetivo principal de la Directiva Europea Marco del Agua (DMA) (ECC, 2000). No obstante, hay que tener en cuenta que aunque este documento legal no menciona los sedimentos como un compartimento que debiera ser específicamente investigado, esta matriz constituye una de las fuentes más importantes de contaminación del agua por parte de los metales y metaloides con carácter tóxico, así como, un importante portador de sustancias peligrosas en las masas de agua (Sekabira *et al.*, 2010; Yuan *et al.*, 2014).

#### 2.2.1.2b Evaluación en los residuos mineros

Por su parte, los aspectos e implicaciones metodológicas asociadas a los residuos mineros resultan más complejos y diversos que los considerados para los suelos.

Desde un **punto de vista científico**, son abundantes los trabajos llevados a cabo sobre la caracterización físico-química, así como de la toxicidad de estos residuos mineros (Margui *et al.*, 2004). En el sentido toxicológico, la medición de las concentraciones totales de los elementos traza es una herramienta útil para evaluar su carga en suelos, sedimentos y residuos. No obstante, su movilidad depende fuertemente de sus formas o modos de unión químicos específicos. Sin embargo, la determinación de las especies químicas específicas o formas de unión es a menudo difícil y casi imposible. Por esta razón, en la actualidad se están utilizando los procedimientos de extracción secuencial debido a que proporcionan información sobre el fraccionamiento de los elementos en las diferentes matrices de la muestra sólida, lo que proporciona importante información sobre los riesgos ambientales de estos materiales contaminados (Margui *et al.*, 2004).

A este respecto, al igual que para los suelos una de las metodologías más utilizadas ha sido la propuesta por la Oficina Comunitaria de Referencia (Community Bureau of Reference –BCR-) ahora llamada Programa de Pruebas, Medidas y Normalización

(Standards, Measurements and Testing Programme), consistente en un proceso de extracción de tres pasos. No obstante, diversos autores especializados en residuos de minería metálica, han propuesto otro tipo de metodologías mucho más específicas y que proporcionan una mejor y más completa información acerca del fraccionamiento de los elementos traza asociado a estos residuos, y por lo tanto acerca de su dinámica, geoquímica y toxicidad. Entre estos, uno de los protocolos más detallados y eficaces a la hora de trabajar con estos residuos de minería metálica es el propuesto por Bernhard Dold (2003), y que se basa en una extracción de 7 pasos en la que secuencialmente va extrayendo los metales ligados a la fracción soluble en agua, la fracción intercambiable, la fracción lixiviable de los oxihidróxidos de Fe(III), la fracción lixiviable de los óxidos de Fe(III), la fracción ligada a los sulfuros metálicos secundarios y compuestos orgánicos, la fracción ligada a los sulfuros primarios y, por último, la fracción ligada a los silicatos residuales.

La información derivada de la aplicación de estos procedimientos de extracción secuencial, en combinación con los estudios de toxicidad de los productos de lixiviación de estos residuos, permiten evaluar la movilidad, y por tanto el riesgo asociado, a los residuos mineros estudiados.

Por su parte, en relación a la **consideración técnica** de los residuos mineros, hay que indicar la Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 15 de marzo de 2006, sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas estableció en su Artículo 20 que los Estados miembros se asegurarán de que se confeccione y actualice periódicamente un inventario de las instalaciones de residuos cerradas, que se hará público, y que deberán tener en cuenta las metodologías a las que se refiere el artículo 21. Estas metodologías deberán permitir, por tanto, que se establezcan los métodos o procedimientos de evaluación del riesgo para reconocer aquellas instalaciones de residuos mineros que tengan un impacto ambiental grave o que puedan convertirse a medio o corto plazo en una amenaza grave para la salud de las personas o para el medio ambiente. Tras la trasposición de la Directiva al derecho nacional a través del Real Decreto 975/2009, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras, se estableció que, de acuerdo con la Directiva, en el plazo de cuatro años se elaboraría un inventario de las instalaciones de residuos mineros clausuradas, con la finalidad de proceder a su control, evaluación y minimización de riesgos. Hasta ahora, más de 6 años después, lo que se ha hecho ha sido la elaboración de un “Manual para la evaluación de riesgos de instalaciones de residuos de industrias

extractivas cerradas o abandonadas” (Alberruche del Campo *et al.*, 2014), sin que los aspectos de control efectivo se hayan llevado hasta el momento, al menos en una proporción destacable.

Desde un punto de vista técnico, la evaluación de la contaminación, toxicidad y riesgo asociado a los residuos mineros se ha hecho considerando aspectos como los que se indican en este apartado (Alberruche del Campo *et al.*, 2014). El objetivo final de esta evaluación no es otro que el de poder fijar prioridades de actuación y gestión, basado en el riesgo que presentan las instalaciones abandonadas o los depósitos de residuos mineros.

En términos generales, riesgo es la medida combinada de la probabilidad de que ocurra un suceso o evento y de sus consecuencias más o menos negativas. Por lo tanto, puede describirse como un concepto que tiene dos dimensiones: la probabilidad de ocurrencia y la severidad de las consecuencias. En el campo de la salud y del medio ambiente, el riesgo se identifica como la probabilidad de que un individuo o una población presenten una mayor incidencia de efectos adversos por exposición a un peligro (USEPA, 2001).

Esta metodología de evaluación de riesgos ha de ser capaz de contemplar la enorme variedad de situaciones o escenarios de riesgo posibles en todos los casos que pudieran presentarse, considerando para ello el listado de posibles escenarios de riesgo. Además, el procedimiento que se plantee deberá ser coherente, en la medida de lo posible, con el texto de la Directiva 2006/21/EC y las Decisiones de la Comisión que la complementan, en lo que se refiere a clasificación de los residuos y de las instalaciones de residuos. Esta condición implica la realización de campañas de muestreo y análisis de laboratorio ajustados a las normas en cada caso, o buscar alternativas a esto y realizar la evaluación introduciendo un término complementario de incertidumbre, que junto a los resultados finales de la evaluación permitiera establecer prioridades o necesidades complementarias.

En cualquier caso, hay que aclarar que no es necesario para la evaluación de riesgos conocer todos los aspectos que pueden ser relevantes para una rehabilitación de todos los depósitos de residuos mineros, ya que lo realmente necesario es disponer de información uniforme de estos depósitos, así como de una metodología sencilla y sistemática que nos permita fijar prioridades y así minimizar los riesgos (Alberruche del Campo *et al.*, 2014).

Con carácter general, unos posibles escenarios de contaminación que se pueden dar en estas zonas de minería metálica son la generación de efluentes contaminantes con

afección a las aguas superficiales, la generación de efluentes contaminantes con afección a los recursos hídricos subterráneos, la movilización de material particulado por acción del viento y la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica. Por otra parte, pueden considerarse los riesgos asociados a los posibles fallos de los depósitos de almacenamiento de estos residuos.

Desde un punto de vista técnico, la toxicidad de los residuos se estima a partir de datos analíticos obtenidos sobre muestras de los mismos. En principio, sería posible evaluar la toxicidad a partir de muestras que puedan ser consideradas representativas de un depósito de residuos o de información publicada de la que se puedan deducir valores medios o rangos de los diferentes parámetros.

Estos datos de concentración elemental se obtienen por vía húmeda (digestiones incluidas en protocolos de extracción de un solo paso, o bien de extracciones secuenciales), de las cuales se estiman las cantidades elementales por técnicas como la espectrometría de absorción atómica, o bien mediante la valoración por ICP. Cuando se trata de muestras sólidas, esta valoración se puede hacer para el total de ese elemento, sin entrar en su fraccionamiento, mediante procedimientos no destructivos como la Fluorescencia de Rayos X (FRX). Otra medida que se recomienda es la determinación del potencial de acidez puede ser una medida de la capacidad de los residuos para generar drenajes ácidos de mina (DAM). Este método de valoración de la acidez potencial se basa en la metodología de la Contabilidad Ácido-Base (Acid Base Accounting –ABA–). Además de la analítica relativa a elementos traza, puede ser útil obtener algunas medidas sencillas tales como el valor del pH, potencial redox, etc. Con vistas a establecer una lista de mayor o menor riesgo asociado a la presencia de elementos tóxicos en los residuos mineros, se hace necesario llevar a cabo una valoración de los iones liberados mediante pruebas de lixiviación con agua desionizada (USGS, 1999; USEPA, 2009). Como método típico de estos test de lixiviación se puede citar el método EN 12457-2 (European Committee for Standardization, 2002), el cual evalúa la concentración de los elementos contenidos en los lixiviados.

En relación a la afección de las aguas, hay que resaltar el hecho de que asociados a estas zonas mineras, se producen gran cantidad de lixiviados ácidos que contienen metales, metaloides y sulfatos, y que constituyen el llamado drenaje ácido de minas (AMD) (Fernández-Caliani *et al.*, 2009; Guillén *et al.*, 2011; Nieto *et al.*, 2007). Este proceso aporta ingentes cantidades de elementos traza a las masas de agua y sus sedimentos. Hay varias fuentes de los AMD, incluyendo los afloramientos de depósitos de sulfuros polimetálicos,

los productos relacionados con la explotación de estos depósitos (como depósitos de desechos, residuos del proceso de fundición, cenizas, etc.), y los residuos y cámaras abandonados de la minería en galería. Los metales y metaloides que lixivian a partir de los residuos abandonados de la minería de sulfuros, son una fuente muy importante de contaminación ambiental del agua, atmósfera, suelos y sedimentos (Romero *et al.*, 2006; Nieto *et al.*, 2007; Fernández-Caliani *et al.*, 2009; Guillén *et al.*, 2011).

Una metodología aplicable a estos casos sería el establecer una medida de la peligrosidad de los residuos mediante el Ensayo de Lixiviación en Campo (Field Leaching Test, FLT), que nos daría de una forma sencilla los valores de pH y conductividad eléctrica, así como un lixiviado sobre el que poder medir contenidos en elementos potencialmente tóxicos (Hageman, 2004).

De forma complementaria, y con la finalidad de obtener información adicional acerca de las formas de metal movilizadas más fácilmente en los residuos mineros, algunos estudios pueden incluir pruebas de lixiviación, como pueden ser la TCLP o la DIN 38414-S4. La primera de ellas (TCLP: Toxicity Characteristic Leaching Procedure) fue desarrollado por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (US-EPA) para determinar si un residuo tenía características de toxicidad y por tanto si eran peligrosos (Mcdonnel, 1989). El segundo ensayo de lixiviación (DIN 38414-S4), se basa en el Método Estándar Alemán, ha sido propuesto por el Instituto Alemán de Normalización (Deutsches Institut für Normung –DIN-), y fue desarrollado para evaluar la lixiviación de lodos y sedimentos del agua y de tratamiento de aguas residuales (DIN 38414-S4, 1984). Estos procedimientos de extracción individuales, en un solo paso, has sido ampliamente utilizados como una herramienta general para evaluar los materiales, suelos, sedimentos y residuos contaminados por elementos (Margui *et al.*, 2004).

El impacto que sobre las aguas subterráneas generan las actividades mineras son mucho más infrecuentes que los que se producen sobre las aguas superficiales, debido a la velocidad mucho más lenta del movimiento de las aguas y del comportamiento de la carga contaminante en el subsuelo (Alberruche del Campo *et al.*, 2014). Muchos de los métodos clásicos empleados para evaluar la contaminación de aguas subterráneas también incluyen una evaluación de las posibilidades de que se produzca la difusión o infiltración en el subsuelo.

En relación a los procesos de erosión eólica y generación de polvo atmosférico, hay que indicar que uno de los grandes problemas asociados a zonas mineras, y en particular a los depósitos de residuos de flotación abandonados, es el arrastre de material particulado por la acción del viento o erosión eólica (Alberruche del Campo *et al.*, 2014), que además puede también incrementar el riesgo de inestabilidad mecánica de dichas estructuras de almacenamiento (Espinace *et al.*, 2006). Los elementos contaminantes presentes en ese material removido por el viento desde los depósitos de residuos o desde las escombreras, puede representar un daño directo por contaminación de los ecosistemas, poblaciones y cultivos circundantes, y afectar por inhalación, ingestión o contacto dérmico a personas y animales (Blight, 2007; Oblasser y Chaparro, 2008).

Respecto de la caracterización de los residuos por su susceptibilidad a la erosión eólica, desde el punto de vista epidemiológico y toxicológico, además de su composición elemental y mineralógica, es determinante el tamaño de las partículas arrastradas por el viento y de las integradas en el polvo atmosférico, haciendo especial hincapié en el material particulado más fino y con efectos más deletéreos sobre los organismos, es decir las PM10 y las PM2,5.

Otros procesos a tener en cuenta en relación a los residuos de minería y sus depósitos, son los de erosión hídrica y emisión de sedimentos contaminantes. A este respecto, hay que tener en cuenta que las actividades fuertemente alteradoras del terreno, como la extractiva, pueden originar importantes problemas de erosión hídrica y emisión de sedimentos como consecuencia, principalmente, de la masiva exposición de material disgregado, de suelo sin cobertura vegetal o conformado por materiales sin estructura y desprotegidos, además de presentar grandes pendientes en muchas ocasiones. Una vez que estos sedimentos arrastrados por erosión hídrica, alcanzan cauces o sistemas de drenaje, pueden llegar a ser transportados a lo largo de kilómetros, con lo cual el efecto contaminante puede llegar a afectar a mayores extensiones de territorio.

Por lo tanto, sobre estos depósitos se pueden hacer estudios de tasas de erosión y de erodibilidad, mientras que sobre los regolitos arrastrados se harán estudios de niveles de elementos traza basados, principalmente, en digestiones ácidas, o bien mediante fluorescencia de rayos X (FRX) si se trabaja mediante métodos no destructivos. En el caso de las digestiones ácidas, una parte alícuota de la solución obtenida se analizará mediante técnicas espectrofotogramétricas, como la Espectrometría de Emisión Atómica con Plasma

Acoplado Inductivamente (ICP-AES) o la Espectrometría de Masas con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP-MS).

A la hora de evaluar la toxicidad y riesgo de los residuos mineros, no únicamente hay que tener en cuenta la evaluación puntual de los mismos, sino que una vez depositados en balsas o pantanos mineros para permanecen allí durante largos períodos de tiempo, son otros los parámetros que habría que evaluar con la intención de valorar la eficacia de las medidas de restauración y minimización de riesgos en instalaciones mineras. Resulta habitual que los depósitos de residuos mineros abandonados correspondientes a explotaciones en vigor desde antes de los años ochenta no hayan sido sometidos a ninguna clase de medida de rehabilitación o remediación, mientras que otros han sido recubiertos en algún momento recubiertos con otros materiales y, a veces, revegetados (Alberruche del Campo *et al.*, 2014). En este sentido, un serio problema que se ha detectado es la escasa, casi nula en algunos casos, eficacia de las medidas de “sellado”, minimización de riesgos y restauración ambiental de la superficie de estos depósitos (Gómez-Ros *et al.*, 2013). A este respecto, hay que incidir una vez más en la alta movilidad de los elementos traza dentro de los suelos y residuos a los que se encuentra asociado, además de su carácter recalcitrante que implica que los mismos no se puedan degradar, de ninguna manera, pero tampoco eliminar del sistema de una forma fácil e inocua.

En relación a todo esto, hay que destacar como punto fundamental, la escasa eficacia que la mayor parte de las tecnologías de sellado y restauración aplicadas a los depósitos de residuos de minería metálica han tenido hasta el momento (Gómez-Ros *et al.*, 2013). Esto se ha traducido en una difusión a lo largo de los perfiles de los tecnosoles y materiales instalados en su superficie de una forma casi libre, lo que ha provocado, por un lado la contaminación de la cadena trófica y por otro la puesta a disposición de los agentes de erosión (atmósfera, viento y agua) de gran cantidad de elementos tóxicos que no hacen sino afectar a grandes superficies y poblaciones localizadas en los entornos de estas poblaciones mineras (García *et al.*, 2008; Gómez-Ros *et al.*, 2013). Es por ello que se hace cada vez más necesario el desarrollo e implementación de tecnologías más eficientes que ayuden a solucionar este problema, siguiendo criterios ecológicos y con unos costes asumibles (García y Gómez-Ros, 2016), algo que por otro lado viene contemplado en la disposición adicional tercera del RD 975/2009 “Mejores técnicas disponibles”, en el que se indica que “la autoridad competente realizará el seguimiento de la evolución de las mejores técnicas disponibles para la gestión de los residuos mineros y de las instalaciones en las que se



depositan, incluso después de su cierre”. No obstante, y lamentablemente, esto no parece llevarse a la práctica, al menos de un modo efectivo.

Por otro lado, resulta complicado establecer una distancia de alcance final sobre su entorno de la contaminación proveniente de la zona minera y que sirva como marco espacial de referencia para la evaluación de los daños, no existiendo tampoco mucho acuerdo al respecto en la literatura científica (Alberruche del Campo *et al.*, 2014).

Además de todos los riesgos anteriormente descritos, hay un escenario más que es el que surge del contacto directo de las personas, o demás organismos del ecosistema, con los residuos mineros, con posibilidad de inhalación, ingestión accidental o contacto dérmico. A este respecto, muchas zonas mineras abandonadas son utilizadas de forma más o menos intensa para el desarrollo de actividades recreativas, deportivas, etc., que implican la presencia más o menos frecuente de personas y sus vehículos. Estas actividades, además de incrementar la erosión y generación de polvo cargados en elementos tóxicos, hacen que las personas que ejercen esas actividades estén expuestas a estas nubes de polvo, algo que también ocurre con las poblaciones más cercanas en muchas ocasiones.

A todo esto se le une el hecho de que durante los últimos años se han declarado distintas figuras protección sobre determinados elementos del patrimonio geominero, principalmente bajo las figuras de Bienes de Interés Cultural (BIC), con la categoría de Sitio Histórico, de la “Zona Minera de Riotinto-Huelva” (Decreto 236/2005, de 25 de octubre, por el que se declara BIC la Zona Minera de Riotinto-Nerva, ubicada en los términos municipales de Minas de Riotinto, Nerva y El Campillo, en Huelva), o de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión (Decreto 93/2009, de 30 de abril, del Consejo de Gobierno de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, por el que se declara BIC la Sierra Minera de Cartagena y La Unión, en Murcia) (Alberruche del Campo *et al.*, 2014). Todo ello, fomenta las visitas a estas zonas, lo que incrementa el riesgo asociado al posible contacto directo con materiales potencialmente dañinos para la salud de las personas. En relación a todo esto, hay que tener en cuenta que los escenarios de riesgo relacionados con el contacto directo incluyen las vías de exposición relativas a la inhalación de material particulado, ingestión accidental y contacto dérmico. Por tanto, una valoración del riesgo en estos casos debería considerar aspectos tales como la dosis de exposición conforme a su concentración, biodisponibilidad para cada una de las vías, especificidades de los potenciales receptores, entre otros aspectos.

Por este motivo, esta exposición directa de las personas por los elementos tóxicos asociados a los materiales finos presentes en los depósitos de residuos mineros, deberían de ser tenidos en cuenta por el legislador, incluso antes de tener constancia de que se desarrollan actividades sobre estos espacios, con el fin de minimizar los riesgos para la población mediante una prácticas adecuadas y específicas de gestión y manejo de estas zonas y de estas actividades. Estas prácticas podrían incluir desde el vallado y/o señalización a estos espacios, a la limitación del acceso en épocas secas y ventosas en las que se ven incrementadas la intensidad y cantidad de nubes de polvo tóxico generadas en estos espacios. Además, y como cuestión fundamental para minimizar los riesgos, se deberían implementar nuevas tecnologías más activas y eficientes a la hora de disminuir la movilidad de los elementos traza en el perfil de estos depósitos de los residuos mineros (García y Gómez-Ros, 2016), tal y como viene contemplado en la disposición adicional tercera del RD 975/2009 pero que, lamentablemente, no parece que se haya implementado de un modo efectivo.

#### 2.2.2.- La evaluación de la contaminación, toxicidad y riesgo ambiental desde el campo normativo

Desde el punto de vista normativo, la evaluación de la contaminación, toxicidad y riesgo ambiental de los suelos y residuos mineros de zonas de minería metálica se verán afectados por diversas normas provenientes de distintos ámbitos.

Así, en relación a los suelos mineros, la normativa minera no recoge nada en tanto y en cuanto no lo considera como un recurso minero. De este modo, la única norma que aplicaría para estos suelos sería la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados, en adelante LRSC. Esta norma, aun siendo la única aplicable es este ámbito, se limita a recoger los aspectos relativos a los suelos contaminados tan solo dentro de su Título V, artículos 33 a 38. Además, en lo referido a los criterios técnicos para declarar un suelo como contaminado, se remite al reglamento ya existente en el régimen jurídico anterior y en vigor, el 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, en adelante RDSC. Así por tanto, considerará a estos suelos como contaminados cuando superen los Niveles Genéricos de Referencia (NGR) fijados por el Órgano Competente, básicamente la Comunidad Autónoma, o en su defecto estimen

este valor NGR mediante el cálculo que surge de la adición de dos veces la desviación estándar a la media aritmética, obtenida con el análisis de contenidos totales de metales en suelos no contaminados, independientemente de la distribución de la población que se utilice, conforme a lo recogido en el Anexo VII del RDSC, relativo a los criterios para el cálculo de niveles genéricos de referencia.

Dichos contenidos deben ser lo suficientemente bajos como para que los posibles riesgos sobre los seres humanos y los ecosistemas ecológicos sean insignificantes, tanto a corto como a largo plazo. Se considera que los contenidos en los residuos de dicha serie de elementos son insignificantes si no se superan los valores mínimos nacionales para los emplazamientos definidos como no contaminados o los niveles naturales nacionales pertinentes. Con esta premisa, se ha considerado emplear como referencia los contenidos o niveles de fondo para los suelos fijados para cada entorno geológico o comunidad autónoma, estableciendo comparaciones entre los contenidos totales de elementos medidos en los residuos o sedimentos y los correspondientes a los suelos. Los niveles de fondo pueden definirse como la concentración de una sustancia, presente de forma sistemática en el medio natural, que no ha sido influenciada por actividades humanas localizadas. En teoría, estos valores deberían permitir de forma suficiente la detección de la presencia de concentraciones no naturales en suelos y sedimentos. Aunque no existe información relativa a niveles de fondo de elementos traza de todas las comunidades autónomas, existen numerosos trabajos publicados que permiten obtener guías de valores de fondo de suelos para muchos lugares.

Por su parte, en lo relativo a los residuos mineros, la normativa es más amplia y variada. En los últimos años, la Comisión ha recibido muchas preguntas de ciudadanos o sus representantes. En ellas se exponen sus dudas e inquietudes respecto a la efectividad del marco legislativo vigente en la UE, sobre todo por lo que se refiere a la legislación sobre residuos de la minería, evaluación de impacto ambiental o protección del agua y el aire (COM, 2014). En muchas ocasiones la interpretación de esta legislación europea, varía de un Estado miembro a otro, con interpretaciones aparentemente divergentes respecto de la legislación en materia de aguas y residuos de la minería (COM, 2014).

Así, de acuerdo con lo indicado en el artículo 1.1 de la Decisión de la Comisión de 30 de abril de 2009 (2009/359/CE)<sup>1</sup>, por la que se completa la definición de residuos inertes

---

<sup>1</sup>Decisión de la Comisión de 30 de abril de 2009 por la que se completa la definición de residuos inertes en

en aplicación del artículo 22, apartado 1, letra f) –actualmente artículo 22, apartado 2, letra c)– de la Directiva 2006/21/CE<sup>2</sup>, los residuos únicamente se considerarán inertes a tenor de los artículos 3.7.e) del 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 en adelante RD 975/2009, y el artículo 3.3 de la Directiva 2006/21/CE, si reúnen todos los criterios siguientes, tanto a corto como a largo plazo:

- a) Los residuos no sufrirán ninguna desintegración o disolución importantes ni ningún otro cambio significativo susceptible de provocar efectos ambientales negativos o de dañar la salud humana.
- b) Los residuos tendrán un contenido máximo de azufre en forma de sulfuro del 0,1 por ciento, o tendrán un contenido máximo de azufre en forma de sulfuro del 1 por ciento y un cociente de potencial de neutralización, definido como el cociente entre el potencial de neutralización y el potencial de acidez y determinado mediante una prueba estática según el prEN 15875, superior a 3.
- c) Los residuos no presentarán riesgos de combustión espontánea y no arderán.
- d) El contenido de sustancias potencialmente dañinas para el medio ambiente o la salud humana en los residuos y, en especial, de As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, V y Zn, incluidas las partículas finas aisladas en los residuos, es lo suficientemente bajo como para que sus riesgos humanos y ecológicos sean insignificantes, tanto a corto como a largo plazo. Para poder ser considerados lo suficientemente bajos como para presentar riesgos humanos y ecológicos insignificantes, el contenido de esas sustancias no superará los valores mínimos nacionales para los emplazamientos definidos como no contaminados o los niveles naturales nacionales pertinentes.
- e) Los residuos deben estar sustancialmente libres de productos utilizados en la extracción o el tratamiento que puedan dañar el medio ambiente o la salud humana.

Recoge, también, esta Decisión que el contenido de sustancias potencialmente dañinas para el medio ambiente o la salud humana en los residuos, incluidas partículas finas aisladas en los residuos, como son elementos traza como As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni,

---

aplicación del artículo 22, apartado 1, letra f), de la Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo sobre la gestión de los residuos de industrias extractiva.

<sup>2</sup>Directiva 2006/21/CE de 15 de marzo de 2006, sobre gestión de los residuos de industrias extractivas.

Pb, V y Zn, debe ser lo suficientemente bajo como para que su presencia no se deriven posibles riesgos sobre los seres humanos y los ecosistemas de cierta significación ni a corto ni a medio o largo plazo. Respecto de los contenidos máximos admisibles de dichos elementos traza tóxicos en los residuos mineros, indicar que los mismos estarían fijados por los Niveles Genéricos de Referencia para suelos, establecidos por las diferentes administraciones (Ministerio o Comunidades Autónomas). Indicar aquí, que las rocas con una alta concentración en sulfatos y sales, así como aquellas que se someten a un tratamiento mediante flotación, y que en principio puedan ser consideradas inertes, como por ejemplo el caolín y los feldespatos, entre otras, quedarían excluidas de esta norma (Alberruche del Campo *et al.*, 2014).

Otro aspecto a comentar hace referencia al citado Anexo I del 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-texto consolidado-). Así, si bien en el mismo se recogen tablas relativas a la identificación de dichos residuos mineros considerados inertes, con sus códigos LER, hay que entender que dichas tipologías de residuos no son sino categorías. Por tanto, en nuestra opinión, y a efectos de no inducir a errores, el paso previo para determinar el carácter de inerte o peligroso no es tanto el de ver si el tipo de residuo se corresponde con alguna de las categorías recogidas en el Cuadro 1º de este Anexo I, sino ver si cumple las características recogidas en el apartado 1.1.2 del citado Anexo I, y ya indicadas en párrafos anteriores de este punto. En consecuencia, si cumpliese con todas estas características, estaríamos hablando de residuos inertes, pudiendo afirmarse que su probabilidad de generar problemas de contaminación es nula o despreciable.

A su vez, en relación a la caracterización de los residuos de las industrias extractivas no incluidos en la lista de residuos inertes y de los residuos «no inertes no peligrosos» o «peligrosos» (punto 2.4 del Anexo I del Real Decreto 975/2009 –texto consolidado-), indicar que incluye el punto 2.4.3 relativo a la “Identificación y clasificación de los residuos según la Lista Europea de Residuos publicada mediante la Orden MAM/304/2002, de 8 de febrero, incluidas sus características peligrosas, tal y como se establece en dicha orden ministerial y en el anexo III de la Ley 22/2011, de 28 de julio, de Residuos y suelos contaminados“. Por tanto, y de forma supletoria, parece claro que este RD 975/2009 recurre a la LRSC a la hora de caracterizar los residuos peligrosos.

En relación a las características y comportamientos geoquímicos de estos residuos (punto 2.4.5 de este Anexo I), se deben especificar las características químicas y mineralógicas de los residuos, así como de cualquier aditivo o producto residual que quede en los residuos. Igualmente, se debe realizar una predicción de la composición química de los drenajes, con el paso del tiempo, para cada tipo de residuo, teniendo en cuenta su manipulación prevista, además de llevar a cabo lo siguiente:

- a) Evaluación de la lixiviabilidad de los metales, oxianiones y sales con el tiempo, mediante una prueba de lixiviado en función del pH, o un ensayo de percolación o una liberación en función del tiempo u otro ensayo pertinente.
- b) Por lo que respecta a los residuos que contengan sulfuro, se realizarán ensayos estáticos o cinéticos para determinar el drenaje de rocas ácidas y el lixiviado de metales con el paso del tiempo.

En cualquier caso, las valoraciones de la toxicidad o potencial contaminante de los sedimentos emitidos desde depósitos de residuos mineros han de partir del estudio de los contenidos de sustancias potencialmente dañinas para el medio ambiente o la salud humana en los residuos, en especial, As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, V y Zn, que forman el conjunto de metales y metaloides contemplados en la Decisión de la Comisión 2009/359/CE de 30 de abril de 2009.

Por otro lado, a efectos de la presente Lista LER, «sustancia peligrosa » designa cualquier sustancia que haya sido o vaya a ser clasificada como peligrosa en la Directiva 67/548/CEE y sus modificaciones; «metal pesado» designa cualquier compuesto de antimonio, arsénico, cadmio, cromo (VI), cobre, plomo, mercurio, níquel, selenio, telurio, talio y estaño, así como estas sustancias en sus formas metálicas, siempre que éstas estén clasificadas como sustancias peligrosas. Igualmente, esta normativa indica que cualquier residuo clasificado como peligroso a través de una referencia específica o general a sustancias peligrosas sólo se considerará peligroso si las concentraciones de estas sustancias (es decir, el porcentaje en peso) son suficientes para que el residuo presente una o más de las características enumeradas en el anexo III de la Directiva 91/689/CEE del Consejo. En lo que se refiere a las categorías H3 a H8, H10 y H11 se aplicará el apartado A de este anejo. Este mismo apartado no contiene en la actualidad disposiciones respecto a las características H1, H2, H9 y H12 a H14.

Los residuos que aparecen en la lista señalados con un asterisco (\*) se consideran residuos peligrosos de conformidad con lo recogido en la Directiva 91/689/CEE sobre residuos peligrosos a cuyas disposiciones están sujetos, siempre y cuando cumplan los requisitos toxicológicos que, entre otros, se piden para este tipo de residuos. Por otro lado, resaltar que a la hora de determinar las características de los residuos que permiten calificarlos como peligrosos, o no, se recurre siempre al Anexo III de la LRSC en cuanto a su caracterización, teniendo en cuenta las modificaciones incluidas por el Reglamento (UE) n° 1357/2014<sup>3</sup>. Así, en el art. 6.2 de esta LRSC se observa que se podrá considerar un residuo como peligroso cuando, aunque no figure en la lista LER como tal, presente una o más de las características indicadas en el Anexo III.

A este respecto hay que tener en cuenta que el Anejo 2 de la Orden MAM 304/2002 que establece la lista LER, quedó modificado por la Decisión de la Comisión 2014/955/UE. Por lo tanto, la determinación de si un residuo es o no peligroso, se llevará a cabo identificándolo mediante las debidas pruebas de caracterización de dicho residuo dentro, para luego intentar adscribirlo a una de las categorías de la Lista LER que figura en la Decisión de la Comisión 2014/955/UE. Con posterioridad, a nivel nacional el Anexo III de la LRSC quedó modificado por el Reglamento 1357/2014/UE, al verse alterada la nomenclatura de las características de los residuos que permiten calificarlos como peligrosos, al pasar estas de denominarse H a citarse por HP, suponiendo también la inclusión de una nueva categoría dentro del listado LER, coincidentes con el nombre genérico de “Lodos rojos”.

Por tanto, las características de los residuos de la minería metálica que permiten calificarlos como peligrosos, conforme a lo recogido en el Anexo III de la LRSC, y de acuerdo a la modificación del Reglamento 1357/2014/UE, quedaría de esta forma:

- **HP 5 «Nocivo»:** Se aplica a las sustancias y los preparados que por inhalación, ingestión o penetración cutánea pueden entrañar riesgos de gravedad limitada para la salud.

---

<sup>3</sup>Reglamento (UE) n° 1357/2014 de la Comisión de 18 de diciembre de 2014 por el que se sustituye el anexo III de la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas.

- **HP 6 «Tóxico»:** Se aplica a las sustancias y los preparados (incluidos las sustancias y los preparados muy tóxicos) que por inhalación, ingestión o penetración cutánea pueden entrañar riesgos graves, agudos o crónicos e incluso la muerte.
- **HP 7 «Cancerígeno»:** Se aplica a las sustancias y los preparados que por inhalación, ingestión o penetración cutánea pueden producir cáncer o aumentar su frecuencia.
- **HP 14 «Ecotóxico»:** Se aplica a los residuos que presentan o pueden presentar riesgos inmediatos o diferidos para uno o más compartimentos del medio ambiente.
- **HP 15 Residuos susceptibles,** después de su eliminación, de dar lugar a otra sustancia por un medio cualquiera, por ejemplo, un lixiviado que posee alguna de las características antes enumeradas.

Conforme a la LRSC, las características de peligrosidad «tóxico» (y «muy tóxico»), «nocivo», «corrosivo», «irritante», «cancerígeno», «tóxico para la reproducción», «mutagénico» y «ecotóxico» de los residuos se asignarán con arreglo a los criterios establecidos en el anexo VI de la Directiva 67/548/CEE del Consejo, de 27 de junio de 1967, relativa a la aproximación de las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas en materia de clasificación, embalaje y etiquetado de las sustancias peligrosas, vigente hasta el 1 de diciembre de 2010 y de acuerdo con el Reglamento (CE) nº 1272/2008, de 16 de diciembre de 2008, sobre clasificación, etiquetado y envasado de sustancias y mezclas, y por el que se modifican y derogan las Directivas 67/548/CEE y 1999/45/CE y se modifica el Reglamento (CE) nº 1907/2006, cuya entrada en vigor se fije en sus artículos 61 y 62.

Respecto del Reglamento (CE) nº 1272/2008, indicar que el objetivo del mismo es el de determinar qué propiedades de las sustancias y las mezclas deben conducir a su clasificación como peligrosas, para que sus peligros se identifiquen y comuniquen adecuadamente. Entre dichas propiedades se cuentan los peligros físicos, los peligros para la salud humana y los peligros para el medio ambiente, entre otros. Si bien este Reglamento no aplicaría, en principio, a los residuos mineros, en la medida en la que la Ley 22/2011 se remite al mismo para establecer las características de peligrosidad de los residuos peligrosos, y a su vez debido a la supletoriedad que el RD 975/2009 establece con esta Ley respecto de los residuos peligrosos, habría que concluir que el mismo aplicaría, por tanto, de forma supletoria también para los residuos mineros peligrosos.



Por su parte, los métodos de ensayo a aplicar vienen recogidos en el anexo V de la Directiva 67/548/CEE, anexo derogado por la Directiva 2006/121/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de diciembre de 2006, por la que se modifica la Directiva 67/548/CEE del Consejo, relativa a la aproximación de las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas en materia de clasificación, embalaje y etiquetado de las sustancias peligrosas, para adaptarla al Reglamento (CE) n° 1907/2006, relativo al registro, la evaluación, la autorización y la restricción de las sustancias y preparados químicos (REACH), y por el que se crea la Agencia Europea de Sustancias y Preparados Químicos con efecto a partir del 1 de junio de 2008 e incorporado en el Reglamento (CE) n° 440/2008 de la Comisión, de 30 de mayo de 2008, por el que se establecen métodos de ensayo de acuerdo con el Reglamento (CE) n° 1907/2006 del Parlamento Europeo y del Consejo, relativo al registro, la evaluación, la autorización y la restricción de las sustancias y preparados químicos (REACH) y en otras notas pertinentes del CEN.

Hay que tener en cuenta que, conforme al Reglamento (CE) n° 1272/2008, aunque la clasificación de cualquier sustancia o mezcla puede realizarse basándose en la información disponible, es preferible que la que se use a efectos del presente Reglamento se haya obtenido de acuerdo con los métodos de ensayo a que se refiere el Reglamento (CE) n° 1907/2006. A su vez, los métodos de ensayo que figuran en el Reglamento (CE) n° 440/2008 de la Comisión, de 30 de mayo de 2008, por el que se establecen métodos de ensayo de acuerdo con el Reglamento (CE) n° 1907/2006 del Parlamento Europeo y del Consejo relativo al registro, la evaluación, la autorización y la restricción de las sustancias y preparados químicos (REACH), se revisan y mejoran regularmente con miras a reducir los ensayos con animales vertebrados y el número de animales implicados. A este respecto, indicar que se dispone a nivel europeo del Centro Europeo para la Validación de Métodos Alternativos (ECVAM), incluido en el Centro Común de Investigación de la Comisión, y que tiene un papel importante en la evaluación y validación científicas de métodos de ensayo alternativos.

Una consideración de interés, que aparece reflejada en el Reglamento (CE) n° 1272/2008, es que a efectos de clasificación de la peligrosidad de los residuos, deben tenerse en cuenta los datos epidemiológicos disponibles y fiables, así como la experiencia en cuanto a los efectos de las sustancias y mezclas en seres humanos, considerándose siempre como necesaria la generación de nueva información relativa a los peligros físicos

o a la preocupación que suscitan desde el punto de vista de la salud humana y el medio ambiente.

El Reglamento (CE) n° 1272/2008, incluye en su Anexo I los “Requisitos de clasificación y etiquetado de sustancias y mezclas peligrosas”, estableciendo los criterios de clasificación en clases de peligro y sus diferenciaciones, y disposiciones adicionales sobre cómo cumplirlos. No obstante, y si bien en este Reglamento se tienen en cuenta los límites de concentración específicos, los valores de corte genéricos, los estudios epidemiológicos y de salud, etc., incluso se establecen niveles y/o tramos de toxicidad, no obstante, nada de esto se está aplicando a los residuos procedentes de la minería metálica, que parecen vivir en un limbo, jurídico y técnico, propio.

Tampoco el Reglamento (CE) n° 1907/2006 (REACH), incluye regulación específica alguna a los residuos mineros peligrosos, ni métodos para su evaluación toxicológica o de riesgo, remitiendo en su Anexo XI a la realización de pruebas *in vitro* y test toxicológicos conforme a las indicaciones del Centro Europeo de Validación de Métodos Alternativos (CEVMA), pero no llega a concretar tampoco un tratamiento profundo de la problemática asociada a estos residuos de la minería metálica. Situación similar es la del Reglamento (UE) 2015/1221 de la Comisión de 24 de julio de 2015 por el que se modifica el Reglamento (CE) no 1272/2008 del Parlamento Europeo y del Consejo sobre clasificación, etiquetado y envasado de sustancias y mezclas, a efectos de su adaptación al progreso técnico y científico, que no incluye tampoco ninguna regulación específica a los residuos mineros peligrosos, ni métodos para su evaluación toxicológica o de riesgo.

Por tanto, y a modo de conclusión, la normativa reguladora de los residuos mineros (RD 975/2009 y su modificación posterior RD 777/2012, y toda la normativa relacionada de la Unión Europea), aclaran hasta cierto punto en el aspecto de caracterizar los residuos mineros, y su adscripción a la categoría de inertes o peligrosos, si bien adolece de establecer una serie de usos permitidos y/o de restricciones de estos residuos en función de sus características, no resultando, por tanto, una norma muy práctica y efectiva desde el punto de vista la adecuada gestión y manejo de los residuos mineros, en particular de los de la minería metálica.

En otro orden de cosas, el Real Decreto 183/2015, de 13 de marzo, por el que se modifica el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de

Responsabilidad Medioambiental, que aprobó el Real Decreto 2090/2008<sup>4</sup>, y su posterior modificación a través de la Ley 11/2014<sup>5</sup>, obliga a constituir la garantía financiera, y por tanto a efectuar la comunicación a la autoridad competente prevista en el artículo 24.3 de la Ley 26/2007, y en el artículo 33 de este reglamento, entre otros a los operadores que cuenten con instalaciones de residuos mineros clasificadas como de categoría A de acuerdo a lo establecido en el 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.

Otra vertiente de estos residuos es la contaminación de las masas de agua por efecto de los residuos mineros. A este respecto, la Directiva 2000/60/CE<sup>6</sup>, en adelante Directiva Marco del Agua, respecto a la protección de las masas de agua superficiales, contempla la evaluación y clasificación del estado ecológico de las mismas. Este concepto difiere sensiblemente del de calidad del agua que se ha venido utilizando tradicionalmente, y que expresa la mayor o menor potencialidad o aptitud del agua para dedicarla a un uso determinado (bebida, baño, riego, etc.), mientras que el estado ecológico es una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a dichas masas de agua. Basándose en indicadores biológicos (flora acuática, fauna bentónica de invertebrados e ictiofauna), hidromorfológicos (régimen hidrológico y conexión con masas de agua subterránea; continuidad del río, y condiciones morfológicas) y físico-químicos (Directiva 2000/60/CE, Anexo V de la Directiva), y la aplicación de medidas e índices biológicos y de otro tipo, esta norma propone una evaluación y clasificación de las masas de agua superficiales en cinco clases, en función del grado de alteración con respecto a condiciones naturales inalteradas por la actividad antrópica: muy buen estado (zonas inalteradas o con escasa alteración), buen estado, aceptable, deficiente y malo (presenta alteraciones graves de los indicadores biológicos).

Las leyes, decretos y demás normativa que regula el campo de la contaminación, gestión y manejo de los suelos y residuos contaminados, incluidos los mineros, en el ámbito español, se basan en estimaciones que consideran casi en exclusiva solo fracciones

---

<sup>4</sup>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

<sup>5</sup>Ley 11/2014, de 3 de julio, por la que se modifica la ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental.

<sup>6</sup>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.

concretas de un determinado elemento o grupo de elementos. A este respecto, se suele hablar generalmente del contenido total de tal o cual elemento contaminante o con carácter tóxico. Esta opción, contrasta fuertemente con la seguida con el mundo científico que cada vez de forma más mayoritaria utiliza para estos casos de valoración de la contaminación y el riesgo no fracciones totales, sino la especiación de ese elemento, o elementos, potencialmente contaminante o tóxico en diferentes fracciones, para posteriormente basar sus conclusiones en función de las proporciones o relaciones entre las mismas.

A los suelos se les puede someter estudios de caracterización físico-química, mineralógicos y de propiedades edáficas para evaluar su grado de contaminación, mientras que a los residuos se pasa a evaluar directamente su grado de toxicidad, o peligrosidad mediante estudios mineralógicos y de caracterización físico-química, para finalmente coincidir en una estimación, diferente en cada caso, pero conducente a establecer los riesgos asociados a estos suelos o estos residuos. Estos estudios de riesgos se centran en la proporción de fracciones móviles de elementos traza existentes en el total del suelo, mientras que en los residuos, además de estos estudios específicos, se consideran también los estudios de estabilidad y posible lixiviación que se genere a partir de estos residuos (Alberruche del Campo *et al.*, 2014).

No obstante, a nivel internacional, las diferentes leyes y normativas que rigen la determinación y evaluación de la contaminación, toxicidad y riesgo ambiental, muestran una cierta diversidad y diferencias a la hora de abordar estas cuestiones (Pérez *et al.*, 2000). Así, en el caso de Polonia la evaluación de la contaminación se hace estableciendo cinco clases de polución en suelos y evaluando los contenidos medios "background" de estos elementos, y sus intervalos, conforme a los principios establecidos por autores como Kabata Pendias y Pendias (1992):

- 1) Ligera
- 2) Moderada
- 3) Considerable
- 4) Muy contaminados
- 5) Extremadamente contaminados.

En cada una de estas clases se diferencian tres grupos de suelos según su textura y pH. La clase 3, suelos considerablemente contaminados, presentará riesgo de

contaminación para cosechas. La clase 4 corresponde a suelos que no deben usarse para la producción de plantas utilizadas en alimentación, sobre todo si se trata de suelos ácidos y de textura ligera. La clase 5 debería excluirse de cualquier uso agrícola y proceder, dentro de lo posible, a su limpieza.

Por su parte, en Holanda se han desarrollado valores estándar para evaluar la calidad del suelo. El valor A se considera de referencia, significa que es desdeñable el nivel de riesgo, por debajo del cual es posible cualquier uso del suelo. Entre los niveles A y C está afectada la calidad del suelo, aunque este no pierde su multifuncionalidad, representa el nivel máximo permitido y hay que considerar su limpieza. Por encima del valor C o valor de intervención se hace necesaria la limpieza de contaminantes. Los valores de referencia propuestos para elementos traza (Cd=0,8; Cu=36; Pb=85; Zn=140) se establecen en función de la fracción arcilla y/o contenido en materia orgánica, y se calculan mediante fórmulas en las que se considera un suelo estándar con 25% de arcilla y 10% de materia orgánica (Vegter, 1995).

En un posterior desarrollo normativo del país neerlandés, se propusieron valores C basados en criterios toxicológicos (niveles TDI o Ingestión Diaria Tolerable) de tal modo que se hace necesaria la limpieza del suelo si se sobrepasan estos valores C. La Ingestión Diaria Tolerable o TDI, está en relación con la toma de vegetales bioacumuladores de elementos traza. Las concentraciones de metales para suelos agrícolas deben ser las correspondientes a los valores de referencia con el fin de obtener vegetales no contaminados. Otros países, como es el caso de China, presenta también su listado de Valores límite máximos permisibles por el Ministerio de Protección Ambiental de ese país (Lei *et al.*, 2010).

### **2.3. PROPUESTAS DE MEJORA EN EL CAMPO DEL CONTROL DE LA CONTAMINACIÓN, Y SUS EFECTOS, DE LOS SUELOS Y RESIDUOS MINEROS**

#### **2.3.1.- Medidas y sistemas de control para la mejora del control de la contaminación y sus efectos**

El control de los efectos de la contaminación por elementos traza provenientes de áreas mineras, y en particular de la minería metálica, estén estas en explotación, con cese temporal o con cese definitivo de actividades, debe y debería ser una de las actividades

fundamentales entre las competencias de las administraciones de gestión ambiental y de la salud pública.

Aunque hay un gran número de estudios y metodologías desarrolladas para el estudio de estos residuos, todavía hay una necesidad de investigar los procesos, productos y eficacia de la ejecución, así como la naturaleza de los propios residuos mineros (Hudson-Edwards y Dold, 2015) y de los propios suelos mineros (Pellegrini *et al.*, 2015). Para revisar el estado actual del conocimiento y el desarrollo de mejoras en este campo, se deben abordar innumerables mejoras en los métodos actuales de caracterización, manejo y gestión de estos residuos mineros, indicando a continuación solo algunos de ellos tal y como recomiendan Hudson-Edwards y Dold (2015):

- Debido a la naturaleza a gran escala de residuos mineros, la caracterización se hace a menudo a escala regional; a este respecto los datos espaciales de alta resolución hiperespectrales se pueden utilizar para mapear los desechos de las minas abandonadas de sulfuros metálicos. Otro campo de interés es el de los efectos de la dispersión de estos elementos traza producidos por las inundaciones en zonas próximas a estas zonas mineras. Igualmente interesante resulta el estudio de los procesos y productos de la movilidad de estos contaminantes en zonas de transición redox, lo que lleva a la entrada de estos elementos tóxicos en los sistemas hídricos.
- Por otro lado, la generación de ácidos por la oxidación de sulfuros como la piritita y la pirrotita, en los desechos de las minas es uno de los temas más importantes que enfrenta la industria minería. En este sentido, resulta de interés revisar los complejos procesos de disolución biogeoquímica y mineral en residuos mineros basados en sulfuros, y que dan lugar a la formación de los drenajes ácidos de minas (AMD). El potencial de generación de ácido depende de las concentraciones de sulfuro, de la temperatura, de las reacciones de neutralización con carbonatos y de la presencia de minerales ligados al Al.
- Los oxyhidroxisulfatos secundarios de Fe, los hidróxidos y los minerales oxihidróxidos, juegan un papel importante en el secuestro de metales y metaloides de los residuos mineros. Por lo tanto, puede ser de interés el estudio más pormenorizado de la formación de jarosita y de los sulfatos de Fe solubles en los depósitos de residuos de distritos mineros basados en Zn-Pb-Ag. Por otro lado, podría ser de interés investigar el potencial para la retención de metales por parte de minerales como la jarosita

secundaria, schwertmanita, ferrihidrita y goetita, entre otros minerales, tanto en zonas terrestres como en áreas costeras bajo un escenario de inundación marina.

- Por otro lado, anualmente, se producen volúmenes de escorias de fundición que superan los 100 millones de toneladas anualmente en todo el mundo, conteniendo estas concentraciones muy altas de metales como Al, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb, Zn. Por tanto, otro campo de gran interés es el del estudio de las fases primarias y productos de meteorización secundarios de estas escorias de fundición en los enclaves mineros abandonados. Hay que tener en cuenta las altas concentraciones de elementos tóxicos que aparecen ligados a diferentes fases minerales, que tras ser expuestas a procesos de meteorización pueden generar liberaciones más o menos locales de metales y metaloides a ambientes acuosos y edáficos.
- Debido a la creciente cantidad de residuos mineros generados anualmente, y las cuestiones ambientales y sociales que rodean la eliminación de estos residuos en depósitos localizados en tierra firme, algunas compañías mineras están buscando métodos alternativos de eliminación. En este sentido, una revisión de los temas mineralógicos y geoquímicos derivados de los vertidos submarinos podría ser de interés. Por tanto, una nueva preocupación dentro del campo de la investigación sería el de la aplicación de las células de remediación basadas en humedales artificiales en los que se estudien los procesos de oxidación que se generarían en los fondos marinos. La implementación de humedales es más eficaz y rápida en aquellos sistemas saturados en agua, y con valores de pH y redox favorables a los procesos de precipitación y de inmovilización.
- Otras técnicas para el manejo y gestión de los residuos mineros implican el uso de calor, o de otros productos de desecho, planteándose los investigadores hoy día, incluso, la aplicación de los recientes avances en las biotecnologías que permitirían el uso de microorganismos con capacidad para reducir la reactividad de los residuos mineros potencialmente peligrosos, para así eliminar selectivamente metales y otros contaminantes de las aguas de drenaje de mina. Por último, el aspecto más novedoso y, posiblemente de mayor futuro, dentro de este campo biotecnológico, sería el de la mitigación in situ a través de aplicaciones nanotecnológicas, algo que combinaría sus bajos impactos ambientales y sus importantes beneficios económicos.

En cualquier caso, el futuro de la reducción de los impactos generados por los residuos de la minería metálica va a depender del tipo de conocimiento, que se vaya a generar, a escala tanto regional como atómica, sobre las características y el comportamiento a corto y largo plazo de estos residuos mineros.

Por otro lado, y en lo que se refiere a la salud pública, durante las últimas décadas se ha vivido en España un proceso de transferencia de determinadas competencias por parte de las autoridades autonómicas, sin que este hecho se acompañara de una redefinición efectiva del papel de la salud pública en dicho ámbito, lo que en ocasiones se ha traducido en una menor tutela efectiva de estas cuestiones. En este tiempo, se han planteado diversas propuestas de seguimiento, desde el punto de vista epidemiológico, para implantar sistemas de vigilancia epidemiológica ambiental incorporados al Sistema de Vigilancia Epidemiológica (Martínez Navarro y De Miguel, 1991; Taller, 2002), si bien sin mucho éxito. En este sentido, se puede afirmar que desde mediados de los años 90, tanto en el ámbito nacional como en el autonómico, el seguimiento e implicación de los servicios de salud pública en temas como la vigilancia de la contaminación ambiental del país se podría definir como residual o anecdótica (Ballester, 2005).

En este sentido, resultaría de interés el plantear, desde el punto de vista de la Salud Ambiental, aspectos que puedan ser de utilidad a la hora de diseñar un sistema de vigilancia ambiental y epidemiológica de la contaminación en torno a las zonas de minería metálica, similares a las planteadas en otros ámbitos (Ballester, 2005). Así, este sistema de vigilancia debería incluir los elementos básicos de vigilancia en salud ambiental y medio ambiente, las características relevantes en relación con su impacto en salud de cada riesgo específico y, por último, conocer experiencias que puedan ser de utilidad.

Este proceso de vigilancia se podría plantear desde tres vertientes, no excluyentes y sí complementarias (Thacker *et al.*, 1996). La primera de estas vertientes debería incluir la vigilancia de los riesgos existentes para la salud ambiental, siendo esta la que generaría información sobre los elementos traza tóxicos existentes en el ambiente). La segunda sería la vigilancia de la exposición de la población y los ecosistemas, lo que nos permitiría evaluar la magnitud de la exposición a dichos riesgos. Por último, estaría la vigilancia de los efectos en salud humana de forma directa, apoyándose para ello en estudios epidemiológicos.



De forma paralela a este sistema de vigilancia, resultaría de interés el abordar estudios fundamentales sobre la toxicidad de los distintos elementos traza, la relación dosis-respuesta entre contaminantes y salud ambiental, la significación de los efectos a largo plazo frente a los efectos agudos, la evaluación del impacto de las acciones concretas que se llevasen a cabo. En este sentido, durante las últimas décadas se ha producido un gran impulso en el conocimiento de los contaminantes y sus efectos, siendo muy numerosos los trabajos científicos y técnicos llevados a cabo en este sentido. Así, son cada vez más numerosos los trabajos que ponen de manifiesto la relación directa existente entre la disminución de la exposición a los contaminantes de la población y la disminución de sus efectos perniciosos sobre la misma (Pope, 1996; Clancy *et al.*, 2002)

Estos trabajos nos indican que la contaminación ambiental por elementos traza de estas zonas de minería metálica representan un riesgo cierto para la salud de la población de nuestros ecosistemas y poblaciones y que, por tanto, las medidas encaminadas a reducir la magnitud de la contaminación ambiental generada por estos elementos liberados desde los suelos y residuos mineros tendrían un efecto beneficioso sobre la salud de la población de los ecosistemas y núcleos de población de estas zonas mineras y su entorno (Gómez-Ros *et al.*, 2013; García y Gómez-Ros, 2016).

Una cuestión de gran trascendencia desde el punto de vista de la gestión de estas cuestiones es el hecho del efecto acumulativo que se produce en el caso de la contaminación por elementos traza, metales pesados fundamentalmente. En este sentido, se ha visto desde el punto de vista científico que la relación entre la exposición a contaminantes y el riesgo de morir es lineal, es decir, no hay un valor umbral por debajo del cual podamos asumir que no haya efectos (Daniels *et al.*, 2000; Schwartz *et al.*, 2001). Esta linealidad supone que las alertas sanitarias en situaciones episódicas no constituyen el factor de riesgo preponderante para la salud ambiental, ya que no hay un umbral a partir del cual podamos considerar que comienza el daño en salud. Por otro lado, al unir a esto el hecho de que las exposiciones a medio y largo plazo representa un mayor impacto que las agudas, se podría concluir que las medidas encaminadas a reducir los niveles de contaminación por elementos traza, serían las únicas acciones eficientes a la hora de minimizar este problema.

Pero para que todo esto fuese posible, sería necesaria una implementación de todos estos conocimientos científico-técnicos generados en relación al comportamiento de estos contaminantes, sus dinámicas de dispersión y medidas de contención en el marco normativo que regule estos ambientes. O dicho de otra manera, la no implementación de los

conocimientos actuales generados en este campo se está traduciendo es la permisividad del marco normativo actual de prácticas de gestión y manejo de los suelos y residuos mineros que están generando efectos de riesgo, o directamente peligrosos sobre las poblaciones humanas y naturales.

Por lo tanto, en nuestra opinión resulta esencial e inaplazable una mejora del marco normativo actual que rige esta materia en el sentido de acompasarse con el estado actual del conocimiento científico, así como de su implementación a través de las redes de vigilancia y otras medidas de carácter práctico que coadyuven en el objetivo de minimizar los riesgos asociados a los suelos y residuos de la minería metálica.

### 2.3.2.- Comparativa entre los campos científico y normativo: propuestas de mejora de la normativa

La contaminación del medio natural por elementos traza es un problema mundial, teniendo en la mayor parte de los casos su origen en las actividades antropogénicas, como por ejemplo la actividad minera. A la hora de valorar el estado actual de confluencia entre el marco normativo y el campo científico-técnico, puede resultar de interés formular una serie de preguntas, para pasar a continuación a argumentar las respuestas sobre la base de los argumentos recogidos en los apartados anteriores.

En este sentido, se podría empezar por plantearse la siguiente pregunta: **¿es el comportamiento y tratamiento científico-técnico de los suelos y residuos de la minería metálica el mismo?**, y la respuesta es que no, al menos en gran parte.

Desde el punto de vista científico-técnico, el tratamiento de los suelos y residuos de la minería presentan aspectos con similar tratamiento y otros en los que difieren claramente a la hora de evaluar la toxicidad y el riesgo ambiental asociado. Además de esto, en el campo normativo el grado de desarrollo normativo difiere ampliamente en ambos casos. La utilidad de diversas herramientas científico-técnicas para estimar el riesgo medioambiental real de los contaminantes, se manifiesta en tanto y en cuanto se trata de un enfoque innovador y útil para ser incorporado, no solo en la evaluación de riesgos de los ambientes afectados por la minería metálica, sino en la mejora del marco normativo correspondiente. Por tanto, fruto de todo este tipo de estudios se está generando un amplio conocimiento que podría, y debería, ser utilizado por los gestores y organismos

competentes para el establecimiento de leyes y reglamentos más adecuados y eficaces para la protección del medio ambiente y la salud ambiental.

Entre los aspectos comunes, hay que tener en cuenta que al evaluar el grado de contaminación de un suelo, residuo o sedimento desde un punto de vista normativo, se suelen tener en cuenta parámetros relativos al contenido total de los elementos traza de que se trata. Sin embargo, diversos estudios sugieren que la disponibilidad de los metales, y por tanto su riesgo asociado desde el punto de vista de la salud pública, depende de la forma de los metales presentes y de las características químicas específicas de esos materiales. En este sentido hay que tener en cuenta que en la evaluación del riesgo de la contaminación por elementos traza sobre la salud humana, el término "biodisponibilidad" se utiliza específicamente en referencia a la absorción en la circulación sistémica, algo que es compatible con el uso toxicológico del término. Los métodos *in vitro* de extracción para simular la bioaccesibilidad humana van desde ensayos de extracción o lixiviación química muy simples, hasta las pruebas de varios pasos avanzados simulando el proceso de la digestión humana en detalle (Ruby, 2004; Ruby *et al.*, 1996, 1999; Yang *et al.*, 2003).

Además del problema de la generación de lixiviados y partículas contaminantes de las aguas y suelos de su entorno, hay que tener en cuenta el efecto contaminador sobre el aire y la atmósfera que tienen los suelos y depósitos de residuos mineros. Elementos como Cu, Cr, Cd, Ni y Pb, pueden adherirse a las partículas atmosféricas, con el consiguiente problema de salud ambiental para la zona minera y su entorno. Así, el problema de las fracciones PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub>, y las fracciones de elementos traza asociados a las mismas, se está convirtiendo en uno de los temas más candentes desde el punto de vista toxicológico y del riesgo ambiental de estas zonas y sus áreas circundantes (Pope *et al.*, 2002), suponiendo un mayor riesgo de aparición de cáncer y alergias en las poblaciones expuestas (Gavett *et al.*, 2003; Massey *et al.*, 2013). Son numerosos los estudios sobre la incidencia de esta contaminación atmosférica en otros ámbitos, siendo muy escasas las investigaciones que se han hecho acerca de la condición del aire de las zonas de minería metálica y sus entornos, por no hablar de los estudios sobre las concentraciones de elementos traza en las PM<sub>2.5</sub>. Por lo tanto, como futuras líneas de investigación que ayuden a abordar esta problemática de la contaminación atmosférica proveniente de zonas de minería metálica con unas mejores garantías, consideramos de gran interés el estudiar estas fracciones PM<sub>2.5</sub> y PM<sub>10</sub>, y su relación con el transporte de elementos traza potencialmente tóxicos.

Entre los aspectos diferenciales de los distintos materiales mineros (suelos y residuos), se observa que a los suelos se les puede someter a estudios de caracterización físico-química, mineralógicos y de propiedades edáficas para evaluar su grado de contaminación, mientras que a los residuos se pasa a evaluar directamente su grado de toxicidad, o peligrosidad mediante estudios mineralógicos y de caracterización físico-química, para finalmente coincidir en una estimación, diferente en cada caso, pero conducente a establecer los riesgos asociados a estos suelos.

Respecto de los estudios de riesgos asociados a los suelos, los mismos se centran en la proporción de fracciones móviles de elementos traza existentes en el total del suelo. Existen métodos basados en extracciones en un solo paso, si bien estos métodos han quedado ya desfasados por poco significativos desde el punto de vista ambiental. En este sentido, las investigaciones más actuales consideran como esencial la especiación, o fraccionamiento, de los elementos traza en las diversas fases que componen un suelo o sedimento. De esta forma, pueden evaluar la afección real que ese elemento puede tener sobre la cadena trófica, o el ecosistema en su conjunto, en función de los porcentajes de las distintas fracciones. A este respecto, lo habitual es comparar las fracciones disponibles, o biodisponibles según los casos, frente a las fracciones que no lo son. Por tanto, con vistas a evaluar su impacto medioambiental total, los estudios existentes de los contaminantes no son suficientes, ya que el estado químico en el que estos elementos están presentes en los suelos y sedimentos (como iones libres, ligados a carbonatos, como óxidos, como sulfuros, ligados a materia orgánica, como iones integrantes de las redes cristalinas de los minerales) resulta determinante para evaluar su movilidad, biodisponibilidad y toxicidad (Usero *et al.*, 1998; Weisz *et al.*, 2000; Yu *et al.*, 2001; Pérez-López *et al.*, 2008). Desde el punto de vista ambiental, es fundamental la suma de las fracciones solubles en agua e intercambiables, como responsables del riesgo ambiental derivado de estos procesos de contaminación a partir de suelos y/o sedimentos, resultando irrelevantes a estos efectos el resto de fracciones, en particular la fracción residual (Lei *et al.*, 2010). No obstante, en el caso concreto de los suelos, también resultan determinantes los valores de parámetros edáficos tales como pH, potencial redox, materia orgánica, arcillas, etc. (Otero *et al.*, 1998; Thomson y Frederick, 2002).

Numerosos métodos de extracción secuencial se utilizan en la actualidad, y difieren según el tipo de reactivo utilizado, las condiciones experimentales aplicadas, y el número de pasos necesarios (Tessier *et al.*, 1979; Gibson y Farmer, 1986; Dold, 2003). En este

sentido, los datos obtenidos a partir de diferentes esquemas de extracción secuencial resultan difícilmente comparables, ya que los resultados dependen del procedimiento de extracción utilizado. Por este motivo, resulta básico armonizar los diferentes regímenes de extracción mediante la propuesta de una metodología de extracción secuencial común a las diferentes legislaciones y niveles, razón por la cual la Oficina Comunitaria de Referencia (Community Bureau of Reference –BCR-) ahora llamada Programa de Pruebas, Medidas y Normalización (Standards, Measurements and Testing Programme), propuso un procedimiento de extracción de tres pasos que ha sido considerado como uno de los métodos estandarizados de mayor aceptación, sobre todo tras las diferentes mejoras introducidas posteriormente por otros autores (Rauret *et al.*, 1999; Ure *et al.*, 1993; Sahuquillo *et al.*, 1999; Arain *et al.*, 2008).

No obstante, a partir de las zonas mineras se generan otros problemas adicionales, como es la incorporación de estos elementos traza a las aguas y a la atmósfera. A este respecto, la evaluación de la calidad de los sedimentos desempeña un papel importante en el buen estado ecológico y químico de las aguas (Borja y Heinrich, 2005), siendo este el objetivo principal de la Directiva Europea Marco del Agua (DMA) (ECC, 2000). No obstante, hay que tener en cuenta que aunque este documento legal no menciona los sedimentos como un compartimento que debiera ser específicamente investigado, esta matriz constituye una de las fuentes más importantes de contaminación del agua por parte de los metales y metaloides con carácter tóxico, así como, un importante portador de sustancias peligrosas en las masas de agua (Sekabira *et al.*, 2010; Yuan *et al.*, 2014).

Por otro lado, los aspectos e implicaciones metodológicas asociadas a los residuos mineros resultan más complejos y diversos que los considerados para los suelos. Así, desde un punto de vista científico, son abundantes los trabajos llevados a cabo sobre la caracterización físico-química, así como de la toxicidad de estos residuos mineros (Margui *et al.*, 2004). En el sentido toxicológico, si bien la medición de las concentraciones totales de los elementos traza es una herramienta útil para evaluar su carga en residuos, su movilidad depende fuertemente de sus formas o modos de unión químicos específicos. En este sentido, al igual que para los suelos una de las metodologías más utilizadas ha sido la propuesta por la Oficina Comunitaria de Referencia (Community Bureau of Reference – BCR-), si bien diversos autores especializados en residuos de minería metálica han propuesto otro tipo de metodologías mucho más específicas y que proporcionan una mejor y más completa información acerca del fraccionamiento de los elementos traza asociado a

estos residuos, y por lo tanto acerca de su dinámica, geoquímica y toxicidad. Entre estos, destaca el protocolo propuesto por Dold (2003), consistente en una extracción de 7 pasos en la que secuencialmente va extrayendo los metales ligados a la fracción soluble en agua, la fracción intercambiable, la fracción lixiviable de los oxihidróxidos de Fe(III), la fracción lixiviable de los óxidos de Fe(III), la fracción ligada a los sulfuros metálicos secundarios y compuestos orgánicos, la fracción ligada a los sulfuros primarios y, por último, la fracción ligada a los silicatos residuales. La información derivada de la aplicación de estos procedimientos de extracción secuencial, en combinación con los estudios de toxicidad de los productos de lixiviación de estos residuos, permiten evaluar la movilidad, y por tanto el riesgo asociado, a los residuos mineros estudiados.

A su vez, en relación a la consideración técnica de los residuos mineros, hay que indicar conforme a la Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas, estas metodologías deberán permitir, por tanto, que se establezcan los métodos o procedimientos de evaluación del riesgo para reconocer aquellas instalaciones de residuos mineros que tengan un impacto ambiental grave o que puedan convertirse a medio o corto plazo en una amenaza grave para la salud de las personas o para el medio ambiente. Esta Directiva se traspuso al derecho nacional a través del Real Decreto 975/2009, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras, recogiendo dicho Real Decreto que en el plazo de cuatro años se elaboraría un inventario de las instalaciones de residuos mineros clausuradas, con la finalidad de proceder a su control, evaluación y minimización de riesgos, algo que aún no ha sucedido pasados ya 6 años, lo cual es una carencia que la Administración debería abordar con carácter urgente.

A su vez, en relación a la evaluación de la contaminación, toxicidad y riesgo asociado a los residuos mineros, se persigue el objetivo final de poder fijar prioridades de actuación y gestión, basado en el riesgo que presentan las instalaciones abandonadas o depósitos de residuos mineros (Alberruche del Campo *et al.*, 2014). En el caso de estos residuos, los riesgos se podrían derivar de la generación de efluentes contaminantes con afección a las aguas superficiales, la generación de efluentes contaminantes con afección a los recursos hídricos subterráneos, la movilización de material particulado por acción del viento, la emisión de sedimentos contaminantes por erosión hídrica y los riesgos asociados a los posibles fallos de los depósitos de almacenamiento de estos residuos. A su vez, la toxicidad de los residuos se estima a partir de datos analíticos obtenidos sobre muestras de

los mismos a partir de metodologías similares a las empleadas en los suelos (BCR) o específicas de residuos de minería metálica (Dold, 2003), tratándose sobre todo de extracciones secuenciales.

En relación a los residuos, también hay que considerar la posible afección de las aguas, sobre todo a través de la generación de lixiviados ácidos que contienen metales, metaloides y sulfatos, y que constituyen el llamado drenaje ácido de minas (AMD) (Fernández-Caliani *et al.*, 2009; Guillén *et al.*, 2011; Nieto *et al.*, 2007). Para ello se podrían aplicar metodologías como el Ensayo de Lixiviación en Campo (Field Leaching Test, FLT), o pruebas de lixiviación como pueden ser la TCLP o la DIN 38414-S4. Muchos de los métodos clásicos empleados para evaluar la contaminación de aguas subterráneas también incluyen una evaluación de las posibilidades de que se produzca la difusión o infiltración en el subsuelo.

Otro de los grandes problemas asociados a zonas mineras, y en particular a los depósitos de residuos de flotación abandonados, es el arrastre de material particulado por la acción del viento o erosión eólica (Alberruche del Campo *et al.*, 2014), que además puede también incrementar el riesgo de inestabilidad mecánica de dichas estructuras de almacenamiento (Espinace *et al.*, 2006). A este respecto, los estudios a realizar deben incluir la caracterización de los residuos por su susceptibilidad a la erosión eólica, desde el punto de vista epidemiológico y toxicológico, además de su composición elemental y mineralógica, es determinante el tamaño de las partículas arrastradas por el viento y de las integradas en el polvo atmosférico, haciendo especial hincapié en el material particulado más fino y con efectos más deletéreos sobre los organismos, es decir las PM10 y las PM2,5. Junto a estos procesos, hay que considerar además los procesos de erosión hídrica y emisión de sedimentos contaminantes. A este respecto, una vez que estos sedimentos arrastrados por erosión hídrica, alcanzan cauces o sistemas de drenaje, pueden llegar a ser transportados a lo largo de kilómetros, con lo cual el efecto contaminante puede llegar a afectar a mayores extensiones de territorio. Por lo tanto, sobre estos depósitos se pueden hacer estudios de tasas de erosión y de erodibilidad, mientras que sobre los regolitos arrastrados se harán estudios de niveles de elementos traza.

Una cuestión determinante en todo este proceso es el del comportamiento y evolución de los depósitos de residuos mineros a lo largo del tiempo, cuestión en la que resulta determinante la labor de restauración y/o estabilización que se haya llevado a cabo, sobre todo en superficie. A este respecto, hay que indicar que resulta habitual que los

depósitos de residuos mineros abandonados correspondientes a explotaciones en vigor desde antes de los años ochenta no hayan sido sometidos a ninguna clase de medida de rehabilitación o remediación, mientras que otros han sido recubiertos en algún momento recubiertos con otros materiales y, a veces, revegetados (Alberruche del Campo *et al.*, 2014). En este sentido, un serio problema que se ha detectado es la escasa, casi nula en algunos casos, eficacia de las medidas de “sellado”, minimización de riesgos y restauración ambiental de la superficie de estos depósitos (Gómez-Ros *et al.*, 2013). A este respecto, hay que incidir una vez más en la alta movilidad de los elementos traza dentro de los suelos y residuos a los que se encuentra asociado, además de su carácter recalcitrante que implica que los mismos no se puedan degradar, de ninguna manera, pero tampoco eliminar del sistema de una forma fácil e inocua.

La escasa eficacia que la mayor parte de las tecnologías de sellado y restauración aplicadas a los depósitos de residuos de minería metálica han tenido hasta el momento (Gómez-Ros *et al.*, 2013), se ha traducido en una difusión a lo largo de los perfiles de los tecnosoles y materiales instalados en su superficie de una forma casi libre, lo que ha provocado, por un lado la contaminación de la cadena trófica y por otro la puesta a disposición de los agentes de erosión (atmósfera, viento y agua) de gran cantidad de elementos tóxicos que no hacen sino afectar a grandes superficies y poblaciones localizadas en los entornos de estas poblaciones mineras (García *et al.*, 2008; Gómez-Ros *et al.*, 2013). Es por ello que se hace cada vez más necesario el desarrollo e implementación de tecnologías más eficientes que ayuden a solucionar este problema, siguiendo criterios ecológicos y con unos costes asumibles (García y Gómez-Ros, 2016), conforme a lo contemplado en la disposición adicional tercera del RD 975/2009.

En la medida en la que esta inmovilización a medio y largo plazo de los contaminantes asociados a estos depósitos de residuos mineros no es efectiva, se disparan aspectos tales como la distancia a la que llegan los efectos de estos agentes tóxicos, por dispersión, así como la afección directa de las personas por el desarrollo de actividades culturales y/o deportivas en estos entornos

Además de todos los riesgos anteriormente descritos, hay un escenario más que es el que surge del contacto directo de las personas, o demás organismos del ecosistema, con los residuos mineros, con posibilidad de inhalación, ingestión accidental o contacto dérmico. A este respecto, muchas zonas mineras abandonadas son utilizadas de forma más o menos intensa para el desarrollo de actividades recreativas, deportivas, etc., sobre todo a



raíz de la declaración de muchos de estos ambientes como Bienes de Interés Cultural (BIC), lo que fomenta las visitas a estas zonas y, por tanto, el riesgo asociado al posible contacto directo con materiales potencialmente dañinos para la salud de las personas.

Todas estas cuestiones deberían ser tenidas en cuenta por el legislador, conforme a lo contemplado en la disposición adicional tercera del RD 975/2009, al objeto de minimizar los riesgos para la población mediante unas prácticas adecuadas y específicas de gestión y manejo de estas zonas y de estas actividades. Estas prácticas podrían incluir desde el vallado y/o señalización a estos espacios, a la limitación del acceso en épocas secas y ventosas en las que se ven incrementadas la intensidad y cantidad de nubes de polvo tóxico generadas en estos espacios, pero sobre todo la implementación de nuevas tecnologías más activas y eficientes a la hora de disminuir la movilidad de los elementos traza en el perfil de estos depósitos de los residuos mineros (García y Gómez-Ros, 2016).

La siguiente pregunta que nos podríamos plantear sería: **¿recoge el marco normativo los avances científicos y técnicos, y las especificidades propias, en cada caso, de los suelos y residuos de la minería metálica?**, y la respuesta nuevamente es que no, al menos en gran parte.

Así, en relación a la evaluación de la contaminación, toxicidad y riesgo ambiental de los suelos y residuos mineros de zonas de minería metálica las normas aplicables serán muy diversas y provenientes de distintos ámbitos.

Para el caso de los suelos mineros, la normativa minera no recoge nada en tanto y en cuanto no lo considera como un recurso minero. De este modo, la única norma que aplicaría para estos suelos sería la LRSC. En cualquier caso, en lo referido a los criterios técnicos para declarar un suelo como contaminado, se remite a la regulación ya existente en el régimen jurídico en vigor, básicamente el RDSC, conforme a lo recogido en el Anexo VII del RDSC, relativo a los criterios para el cálculo de niveles genéricos de referencia. Este hecho, aun suponiendo un avance, queda muy distante de los conocimientos científico-técnicos actuales que consideran, no los valores totales de un elemento o grupo de elementos, sino la especiación o fraccionamiento de estos elementos entre las distintas fases minerales de ese suelo como indicador de la posible toxicidad, o riesgo, derivado de los mismos.

Por su parte, en lo relativo a los residuos mineros, la normativa es más amplia y variada. En el marco europeo, la interpretación de esta legislación varía de un Estado

miembro a otro, con interpretaciones aparentemente divergentes respecto de la legislación en materia de aguas y residuos de la minería (COM, 2014). En relación a la consideración de inerte o peligroso, hay que indicar que la Decisión de la Comisión de 30 de abril de 2009 (2009/359/CE), por la que se completa la definición de residuos inertes de la Directiva 2006/21/CE, los residuos únicamente se considerarán inertes a tenor de los mencionados artículos 3.7.e) del Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, y el artículo 3.3 de la Directiva 2006/21/CE, si reúnen una serie de criterios siguientes, que incluyen aspectos mineralógicos, toxicológicos y geoquímicos, entre otros, lo cual ha supuesto un gran avance en la dirección de adecuar estas normas al conocimiento científico-técnico.

No obstante, al igual que se hace para los suelos, los niveles admisibles en los residuos mineros de elementos traza como As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, V y Zn, estarían fijados por los Niveles Genéricos de Referencia para suelos, establecidos por las diferentes administraciones (Ministerio o Comunidades Autónomas). Este hecho, al igual que se ha comentado para el caso de los suelos, aun suponiendo un avance, resulta obsoleto y poco funcional desde el punto de vista de evaluar la posible toxicidad, o riesgo, derivado de estos residuos, ya que estas características deberían establecerse sobre la base del estudio y consideración de la especiación o fraccionamiento de estos elementos entre las distintas fases minerales de ese residuo.

Otra pregunta a plantear sería: **¿aparece claramente indicado en las normas vigentes la distinción entre suelos y residuos peligrosos e inertes?**, y la respuesta es que sí, en términos generales.

En primer lugar, en relación a los suelos, nuevamente decir que la normativa no dice nada al respecto, ya que la LRSC nos remite al RDSC, y a su vez este Real Decreto lo único que comenta sobre temas con relación con esta pregunta es lo recogido en el Anexo VII del RDSC, relativo a los criterios para el cálculo de niveles genéricos de referencia. Luego, asimilando suelos contaminados con peligrosos, este punto sí que estaría recogido en la normativa, si bien con las limitaciones y desajustes, sobre todo en el ámbito metodológico, con el conocimiento científico actual ya comentadas en párrafos anteriores.

Por su parte, respecto de los residuos, un aspecto a aclarar en relación al Anexo I del Real Decreto 975/2009 (texto consolidado), es el de la consideración de un residuo como inerte o peligroso. En este sentido, consideramos de interés aclarar que las tablas relativas a la identificación de dichos residuos mineros considerados inertes recogidas en

dicho Anexo I, con sus códigos LER, recogen solo categorías, de tal forma que como paso previo para determinar el carácter de inerte o peligroso no es tanto el de ver si el tipo de residuo se corresponde con alguna de las categorías recogidas en el Cuadro 1º de este Anexo I, sino ver si cumple las características recogidas en el apartado 1.1.2 del citado Anexo I. En consecuencia, si cumplierse con todas estas características, estaríamos hablando de residuos inertes, pudiendo afirmarse que su probabilidad de generar problemas de contaminación es nula o despreciable.

Además, en relación a la caracterización de los residuos de las industrias extractivas no incluidos en la lista de residuos inertes y de los residuos «no inertes no peligrosos» o «peligrosos» (punto 2.4 del Anexo I del Real Decreto 975/2009 -texto consolidado-), indicar que incluye el punto 2.4.3 relativo a la “Identificación y clasificación de los residuos según la Lista Europea de Residuos publicada mediante la Orden MAM/304/2002, de 8 de febrero, incluidas sus características peligrosas, tal y como se establece en dicha orden ministerial y en el anexo III de la Ley 22/2011, de 28 de julio, de Residuos y suelos contaminados“. Por tanto, y de forma supletoria, parece claro que el RD 975/2009 recurre a la LRSC a la hora de caracterizar los residuos peligrosos.

En relación a las características y comportamientos geoquímicos de estos residuos (punto 2.4.5 de este Anexo I del RD 975/2009), se deben especificar las características químicas y mineralógicas de los residuos, así como de cualquier aditivo o producto residual que quede en los residuos. Igualmente, se debe realizar una predicción de la composición química de los drenajes, con el paso del tiempo, para cada tipo de residuo, teniendo en cuenta su manipulación prevista, además de llevar a cabo una serie de pruebas de lixiviación. Junto a esto, se han de llevar a cabo una serie de valoraciones sobre la toxicidad o potencial contaminante de los sedimentos emitidos desde depósitos de residuos mineros a del estudio de los contenidos de sustancias potencialmente dañinas para el medio ambiente o la salud humana (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, V y Zn), que forman el conjunto de metales y metaloides contemplados en la Decisión de la Comisión 2009/359/CE de 30 de abril de 2009.

Por otro lado, a efectos de la presente Lista LER, «sustancia peligrosa » designa cualquier sustancia que haya sido o vaya a ser clasificada como peligrosa en la Directiva 67/548/CEE. Igualmente, esta normativa indica que cualquier residuo clasificado como peligroso a través de una referencia específica o general a sustancias peligrosas sólo se considerará peligroso si las concentraciones de estas sustancias (es decir, el porcentaje en

peso) son suficientes para que el residuo presente una o más de las características enumeradas en el anexo III de la Directiva 91/689/CEE del Consejo. Los residuos que aparecen en la lista señalados con un asterisco (\*) se consideran residuos peligrosos de conformidad con lo recogido en la Directiva 91/689/CEE sobre residuos peligrosos a cuyas disposiciones están sujetos, siempre y cuando cumplan los requisitos toxicológicos que, entre otros, se piden para este tipo de residuos. Por otro lado, resaltar que a la hora de determinar las características de los residuos que permiten calificarlos como peligrosos, o no, se recurre siempre al Anexo III de la Ley 22/2011 en cuanto a su caracterización, teniendo en cuenta las modificaciones incluidas por el Reglamento 1357/2014/UE. Así, en el art. 6.2 de la Ley 22/2011 se observa que se podrá considerar un residuo como peligroso cuando, aunque no figure en la lista LER como tal, presente una o más de las características indicadas en el Anexo III.

A este respecto hay que tener en cuenta que el Anejo 2 de la Orden MAM 304/2002 que establece la lista LER, quedó modificado por la Decisión de la Comisión 2014/955/UE. Por lo tanto, la determinación de si un residuo es o no peligroso, se llevará a cabo identificándolo mediante las debidas pruebas de caracterización de dicho residuo dentro, para luego intentar adscribirlo a una de las categorías de la Lista LER que figura en la Decisión de la Comisión 2014/955/UE. Con posterioridad, a nivel nacional el Anexo III de la LRSC quedó modificado por el Reglamento 1357/2014/UE, al verse alterada la nomenclatura de las características de los residuos que permiten calificarlos como peligrosos, al pasar estas de denominarse H a citarse por HP, suponiendo también la inclusión de una nueva categoría dentro del listado LER, coincidentes con el nombre genérico de “Lodos rojos” (**HP 5** «Nocivo», **HP 6** «Tóxico», **HP 7** «Cancerígeno», **HP 14** «Ecotóxico», **HP 15**).

Por tanto, y a modo de conclusión en el caso de los residuos mineros, esta distinción aparece claramente delimitada en el marco normativo vigente, si bien en muchos casos hay dudas sobre la aplicabilidad de determinadas normas a este tipo de residuos.

Otra pregunta a plantear sería: **¿desde un punto de vista metodológico están descritas y normalizadas las metodologías o protocolos a aplicar para hacer la distinción entre suelos y residuos peligrosos e inertes?**, y la respuesta es que no, en términos generales.

En relación a los suelos, estas metodologías, muy descritas desde el punto de vista científico, no están en absoluto normalizadas desde el punto de vista normativo.

En relación a los residuos, en general, gran parte de los métodos de ensayo a aplicar en este tipo de estudios vienen recogidos la Directiva 2006/121/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de diciembre de 2006, por la que se modifica la Directiva 67/548/CEE para adaptarla al Reglamento (CE) nº 1907/2006 (REACH), y todo ello incorporado en el Reglamento (CE) nº 440/2008 de la Comisión, por el que se establecen métodos de ensayo de acuerdo con el Reglamento (CE) nº 1907/2006 del Parlamento Europeo y del Consejo. Además, indicar que se dispone a nivel europeo del Centro Europeo para la Validación de Métodos Alternativos (ECVAM), incluido en el Centro Común de Investigación de la Comisión, y que tiene un papel importante en la evaluación y validación científicas de métodos de ensayo alternativos. El Reglamento (CE) nº 1272/2008, incluye en su Anexo I los “Requisitos de clasificación y etiquetado de sustancias y mezclas peligrosas”, estableciendo los criterios de clasificación en clases de peligro y sus diferenciaciones, y disposiciones adicionales sobre cómo cumplirlos. No obstante, y si bien en este Reglamento se tienen en cuenta los límites de concentración específicos, los valores de corte genéricos, los estudios epidemiológicos y de salud, etc., incluso se establecen niveles y/o tramos de toxicidad, no obstante, nada de esto se está aplicando a los residuos procedentes de la minería metálica, que parecen vivir en un limbo, jurídico y técnico, propio. Esta situación se sigue manteniendo en normativas posteriores, como el Reglamento (UE) 2015/1221 de la Comisión de 24 de julio de 2015 por el que se modifica el Reglamento (CE) nº 1272/2008 del Parlamento Europeo y del Consejo, que no incluye tampoco ninguna regulación específica a los residuos mineros peligrosos, ni métodos para su evaluación toxicológica o de riesgo.

Por tanto, en relación a los residuos, si bien existen protocolos bien delimitados para el establecimiento del carácter de peligroso de los mismos, en nuestra opinión, lo que no está tan claro es que esta normativa resulte aplicable a los residuos procedentes de la minería metálica. Por lo tanto, este punto, entendemos que debería ser, o bien aclarado, o bien corregido dentro del marco normativo aplicable a los residuos mineros.

Por consiguiente, y a modo de conclusión, la normativa reguladora de los residuos mineros (RD 975/2009 y su modificación posterior RD 777/2012, y toda la normativa relacionada de la Unión Europea), aclaran hasta cierto punto, el aspecto de caracterizar los

residuos mineros, y su adscripción a la categoría de inertes o peligrosos, si bien adolecen de una serie de cuestiones, como son:

- resolver en estos campos la ambigüedad con la que este tema de la contaminación por elementos traza, es tratada en la legislación específica sobre suelos contaminados, residuos y minería, basada únicamente en datos numéricos de concentración total elemental. En este sentido, la legislación debería incluir, en nuestra opinión, toda la carga teórica y metodológica que suponen conceptos como son la disponibilidad y/o movilidad en función del fraccionamiento de los elementos traza, así como tener en cuenta aspectos intrínsecos a los materiales, como por ejemplo las propiedades edáficas básicas que podrían estar modulando el efecto contaminante de ese elemento (pH, potencial redox, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico). Igualmente, esta normativa debería establecer rangos o niveles de contaminación, que a su vez pudiesen determinar la prohibición o permiso para hacer determinados usos en ese territorio o con esos suelos o residuos.
- establecer, de forma clara, una serie de metodologías, acordes al estado actual del conocimiento científico-técnico, que nos permitan delimitar los riesgos y toxicidad asociados a estos suelos y residuos de la minería metálica.
- fijar una serie de riesgos, y escenarios, sobre los que debe actuar la gestión y manejo de los ambientes mineros, que incluyan desde los riesgos asociados a la dispersión de los elementos traza tóxicos por drenaje ácido de mina, lixiviación, dispersión eólica, erosión hídrica, etc., así como la estabilidad de los depósitos mineros y las actuaciones que se han de ejercer sobre los mismos para asegurar la inmovilización de los elementos contaminantes y su seguimiento y monitorización a medio y largo plazo con el objetivo de minimizar los impactos y riesgos para la salud ambiental de su entorno.
- establecer una serie de usos permitidos y/o de restricciones de estos espacios mineros y residuos en función de sus características, que le confieran a estas normas un carácter más práctico y efectivo a la hora de ejercer una adecuada gestión y manejo de los ambientes y residuos mineros, en particular de los de la minería metálica. Es decir, que tanto para suelos y residuos mineros, como para los espacios que los acogen, se deberían establecer una serie de usos posibles, y otros que no, en función de sus niveles de riesgo asociados.

- desarrollar y actualizar normativamente este campo mediante la inclusión de los conceptos de toxicidad y riesgo ambiental, o el de salud pública, en la elaboración de estas normas regulatorias. Hay que resaltar el hecho de que estos parámetros e indicadores resultan hoy día indispensables para la evaluación del carácter de contaminado o contaminante de cualquier material que se ponga en contacto con el medio ambiente, algo que por supuesto atañería de forma directa a los suelos y residuos de la minería metálica.

Estas innovaciones, a nuestro entender, se deberían traducir en una clara mejora de la evaluación de la contaminación, toxicidad y riesgo asociado a los suelos y residuos mineros, lo que en la práctica significaría una gestión de estos materiales más adecuada y conforme sus características y peligros asociados, evitando así muchas malas prácticas que se han venido haciendo hasta ahora en estas zonas de minería metálica y en su entorno (García y Muñoz-Vera, 2015).

# CAPÍTULO III. RÉGIMEN JURÍDICO DE LOS RESIDUOS MINEROS

## 3.1. INTRODUCCIÓN: DISPOSICIONES RELATIVAS A LA MINERÍA.

La característica principal de las materias primas minerales es su carácter no renovable, por lo que su existencia en el territorio nacional ha sido considerada siempre una riqueza y ha motivado que se les denomine recursos. Ha sido, sin duda, esa consideración de "riqueza nacional" lo que ha dado lugar a que en el Derecho minero español, desde mediados del siglo XIX con la Ley de 11 de abril de 1849 hasta nuestros días, se hayan considerado los recursos minerales de titularidad del Estado, según el principio de regalía, que limita la propiedad a la superficie del terreno, dando al subsuelo la condición de dominio público.

El antiguo derecho español en materia de recursos minerales establecía el dominio eminente del príncipe sobre el subsuelo y sus riquezas, al objeto de crear una fuente importante de ingresos para el monarca que evitase el establecimiento de impuestos que gravasen al pueblo. Sobre esta regla común se van a presentar algunas excepciones de tipo fundiario que darán lugar, en algunos momentos, a un sistema mixto como así quedó reflejado en la normativa (desde el año 1138 hasta el año 1793)<sup>7</sup>.

Ya en el Siglo XIX la minería ha estado regulada con normas de manera histórica desde las Ordenanzas Castellanas, o recopilaciones Castellanas, que ponen el punto final con la Novísima Recopilación de 1805<sup>8</sup>. Esta última es un cuerpo de leyes que, además de no presentar la homogeneidad y uniformidad de un Código, no innovan el régimen jurídico minero en aspecto alguno. Todas ellas fueron derogadas por la Ley 22/1973 de 21 de julio, de Minas, en adelante Ley de Minas, que en la actualidad está aún en vigor.

---

<sup>7</sup>Fuero Viejo de Castilla (año 1138), Código de las Partidas (aprobado en 1265), En 1348-1358 se aprueba el Ordenamiento de Alcalá de Henares, ordenanzas 22 de agosto de 1584, El 15 de agosto de 1780, con la idea de fomentar la minería del carbón, Real Orden de 28 de noviembre de 1789. Finalmente, el 18 de agosto de 1790 fue dictado un Real Decreto sobre la observancia de la Real Orden de 1789, así como dos resoluciones (24 de agosto de 1792 y 5 de agosto de 1793), aclarando que la Corona conservaba la suprema regalía sobre las minas y la posibilidad de incorporar a la misma algunas de ellas.

<sup>8</sup>Ley de minas de 4 de julio de 1825, Ley de 11 de abril de 1849 de minas, Ley de minas de 6 de julio de 1859, Ley de 4 de marzo de 1868 de minas, Decreto Ley de 29 de diciembre de 1868 de minas, Reglamento General de la minería de 1905, Ley de minas de 23 de septiembre de 1939, Ley de minas de 19 de julio de 1944. Decreto de 9 de agosto de 1946 de Reglamento General para el Régimen de la Minería.



En definitiva, el término técnico-jurídico que informa el orden normativo minero tiene importancia capital en nuestra legislación, donde la norma legal no puede ni debe prescindir de los principios científicos en la regulación del sector minero, pues en las ciencias del derecho, al igual que ocurre en otras disciplinas, aparece de forma manifiesta esta coalición técnico-jurídica.

### **3.2. RÉGIMEN JURÍDICO DE LAS ACTIVIDADES MINERAS EN FASE DE EXPLOTACIÓN**

A continuación se enumeran las principales disposiciones normativas relativas a la minería en fase de explotación, es decir cuando una explotación minera se encuentra activa, o con suspensión temporal de actividades, pero con la concesión en vigor.

#### **3.2.1. LAS NORMAS JURÍDICAS DE CARÁCTER MINERO.**

Se va a dar cuenta, fundamentalmente, de la normativa que actualmente es de aplicación y se encuentra en vigor.

La legislación básica estatal en materia de minería, está regulada en la Ley 22/1973, de 21 de julio, de Minas, en adelante Ley de Minas, a su vez, en la misma se establecen el régimen jurídico de la investigación y aprovechamiento de los yacimientos minerales y demás recursos geológicos. El concepto de aprovechamiento engloba el conjunto de actividades destinadas a la explotación, preparación, concentración o beneficio de un recurso natural, incluyendo las labores de rehabilitación del espacio natural afectado por las actividades mineras<sup>9</sup>.

En esta ley, se recogen el conjunto de actividades destinadas a la explotación, preparación, concentración o beneficio de un recurso minero, considerando a esta norma como protectora del medio ambiente, cuyos *thelos* son la obtención y el beneficio de un recurso natural, así como la consideración de los recursos mineros.

---

<sup>9</sup> Art 2.1 del Real Decreto 975/2009.

Esta Ley de Minas se encuentra desarrollada por Real Decreto 2857/1978<sup>10</sup>, y posteriormente modificada por Ley 54/1980<sup>11</sup>. Además, siguen en vigor la Ley 6/1977, de 4 de enero de fomento de la minería<sup>12</sup> y el Real Decreto 863/1985, de 2 de abril de Reglamento General de Normas Básicas de Seguridad Minera.

Con posterioridad, se introdujo el concepto de industrias extractivas, que se define como aquella industria que extrae los recursos mineros con fines comerciales conforme a la Directiva 2006/21/CE de 15 de marzo de 2006, sobre gestión de los residuos de industrias extractivas (en adelante Directiva Minera). Fruto de la trasposición de la Directiva 2006/21/CE relativa a la minería al derecho español, surgió el Real Decreto 975/2009 de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras, en adelante RD 975/2009, como norma de carácter básico y que se dicta al amparo de la competencia exclusiva del Estado sobre protección del medio ambiente, sin perjuicio de las referencias a la regulación puramente minera, dictada sobre la base de la competencia estatal exclusiva sobre las bases del régimen minero y energético; así como a las referencias a la regulación sobre seguros, relativa a su vez a la competencia estatal sobre la legislación básica en este sector. La plena aplicación de todas las disposiciones de este Real Decreto se realizó en fecha 1 de mayo de 2014.

El Real Decreto español tiene por objeto «el establecimiento de medidas, procedimientos y orientaciones para prevenir o reducir en la medida de lo posible los efectos adversos que sobre el medio ambiente, en particular sobre las aguas, el aire, el suelo, la fauna, la flora y el paisaje, y los riesgos para la salud humana que puedan producir la investigación y aprovechamiento de los yacimientos minerales y demás recursos geológicos, y, fundamentalmente, la gestión de los residuos mineros». Tanto la norma comunitaria, como la norma española se centran, en sus respectivos artículos primeros, en el rendimiento minero y la protección de la salud humana y del medio ambiente<sup>13</sup>. Ambas normas ponen el énfasis la reducción de riesgos asociados a la gestión de los residuos

---

<sup>10</sup>Real Decreto 2857/1978<sup>10</sup>, de 25 de agosto, por el que se aprueba el Reglamento General para el régimen de la minería.

<sup>11</sup>Ley 54/1980<sup>11</sup>, de 5 de noviembre que modifica la Ley de Minas

<sup>12</sup>Ordenes de 21 de junio de 1977, de 9 de julio de 1980, de 30 de junio de 1982 y Resolución de la Dirección General de Minas de 9 de julio de 1980. Desarrollo parcial de la Ley de Fomento de la Minería.

<sup>13</sup> Art 1 del Directiva 2006/21 y art 1 del RD 975/2009.

mineros (Quintana López, 1987). La Exposición de Motivos de la norma española reconoce que no se ha limitado a transponer la norma comunitaria, sino que ha optado por completar las disposiciones comunitarias con otras normas españolas vigentes y, en algunos casos, más restrictivas.

La finalidad del Real Decreto 975/2009 supera con creces el objetivo de la Directiva 2006/21/CE, situando como eje para la aplicación de la norma española un nivel de protección más amplio, que no sólo atiende a la gestión de los residuos mineros sino que también comprende la investigación y aprovechamiento de los yacimientos minerales y demás recursos geológicos. El análisis de este Real Decreto exige la remisión previa a la Ley de Minas española, puesto que es deudor de esta norma en buena parte de sus principios básicos.

El análisis de este Real Decreto exige la remisión previa a la Ley de Minas española, puesto que es deudor de esta norma en buena parte de sus principios básicos. El objeto de la Ley de Minas comprende el régimen jurídico de la investigación y aprovechamiento de los yacimientos minerales y demás recursos geológicos cualesquiera que fueren su origen y estado físico. En la Exposición de Motivos del Real Decreto se afirma que el concepto de aprovechamiento comprende las actividades de explotación, preparación, concentración o beneficio de un recurso mineral, incluyendo las labores de rehabilitación del espacio natural afectado, sobre la base del desarrollo sostenible y con el fin último de reducir los impactos causados por la actividad minera. En este sentido conviene recordar que las referencias ambientales de la Ley española son escasas; en concreto, existe una obligación genérica para la planificación estatal y otra mención en cuanto a la concepción ambiental vinculada a la concesión de las autorizaciones. La referencia al ámbito estatal se materializa en una obligación impuesta al Ministerio de Industria para que realice los estudios oportunos que permitan determinar las condiciones de protección del ambiente, debiendo resaltar aquí la Ley de Minas considera que estas condiciones son de carácter imperativo en lo relativo al aprovechamiento de los recursos mineros. La concesión de autorizaciones para ejercitar el derecho al aprovechamiento también hace referencia al componente ambiental. La norma afirma expresamente que, el Delegado Provincial se encuentra facultado para imponer, siempre que proceda, «las condiciones oportunas en orden a la protección del medio ambiente». Esta ley es preconstitucional y, por lo tanto, se debe interpretar conforme a la constitución, así como no debemos dejar de hacer la consideración de que varios sectores doctrinales han reclamado la aprobación de una nueva norma más actualizada.

Estos antecedentes directos de la protección ambiental ponen de relieve la evolución de esta materia hasta la elaboración del Real Decreto objeto de estudio, en lo que se convierte en un principio inspirador de todo el articulado; además de confirmar que la tendencia a la protección ambiental en los residuos mineros no sólo es heredera de las disposiciones de la Unión europea, sino que también es el resultado de una evolución constante en la regulación nacional influenciada por la Unión Europea.

El Real Decreto 975/2009 realiza una mención amplia a la responsabilidad de las entidades explotadoras que lleven a cabo actividades de investigación y aprovechamiento, imponiéndoles la obligación de asumir los trabajos de rehabilitación del espacio natural afectado y la gestión de los residuos mineros generados. Por su parte, la autoridad competente está obligada a realizar un seguimiento, al menos anualmente, de las actividades de laboreo, explotación, preparación, concentración y beneficio de los recursos minerales, así como de las instalaciones de residuos mineros. Estas inspecciones tienen por objeto asegurar el cumplimiento de las condiciones de la autorización del plan de restauración, y también pueden ser realizadas por un organismo de control, a requerimiento de la autoridad competente. A su vez, el control de la Comisión Europea se garantiza con la remisión cada tres años de un informe sobre la aplicación del Real Decreto, que tomará como referencia los criterios de estudio que indique la propia Comisión y se basará en los datos aportados por las Comunidades Autónomas. Sin perjuicio de esta supervisión, cada año la Administración General del Estado informará a la Comisión Europea, y al público interesado que lo solicite, sobre cualquier suceso que haya podido afectar a la estabilidad de las instalaciones de residuos mineros y cualesquiera efectos medioambientales adversos significativos, con origen en las instalaciones en funcionamiento o ya clausuradas.

A mediados de 2011 se presentó un proyecto para la modificación del RD 975/2009, mediante el que se trataba de incorporar las últimas propuestas de la Comisión Europea y una modificación respecto al carácter no básico del anexo V. Las novedades de origen en la Unión europea tenían fundamento en la Decisión de 30 de abril de 2009, por la que se completa la definición de residuos inertes y en un estudio de la Comisión Europea en el que tras analizar el Real Decreto 975/2009, se insta a las autoridades españolas a introducir una serie de modificaciones, la mayoría de las cuales consisten en incluir un conjunto de definiciones contenidas en la Directiva 2006/21/CE y que no se citaron en la norma española. Finalmente, este proyecto fue aprobado, prácticamente un año después de su presentación, mediante el Real Decreto 777/2012, de 4 de mayo de 2012, por el que se

modifica el 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 las actividades mineras. Esta nueva disposición también permitió actualizar las remisiones normativas a la nueva regulación sobre residuos.

### 3.2.2 RÉGIMEN JURÍDICO APLICABLE A LOS RESIDUOS MINEROS: SUPLETORIEDAD DE LA LEY DE RESIDUOS

La Ley 22/2011 de 21 de julio, de residuos y suelos contaminados (en adelante LRSC), en su artículo 2, distingue tres clases de exclusiones del ámbito de aplicación de la ley: totales, parciales y aquellas exclusiones sin perjuicio de la obligaciones impuestas por la legislación comunitaria que les sea de aplicación.

En este sentido, la LRSC expone en su artículo 2 (Ámbito de aplicación), y más concretamente en el punto 2 de este artículo, que “Esta Ley no será de aplicación a los residuos que se citan a continuación ...”, entre los que se encuentran los siguientes: “d) Los residuos resultantes de la prospección, de la extracción, del tratamiento o del almacenamiento de recursos minerales, así como de la explotación de canteras cubiertos por el Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras”.

Por otro lado, hay que tener en cuenta que en el año 2012, con la modificación del RD 975/2009, queda explicitado que aquellos asuntos que no queden regulados por el RD 777/2012, se aplicará la LRSC de manera supletoria, como así viene recogido en el apartado 3 de su artículo único. Este apartado indica que se modifican los apartados 3 y 4 del RD 975/2009, por lo que en el texto consolidado quedaría con la siguiente redacción: “3. En aquello no regulado en la presente disposición en relación a los residuos mineros será de aplicación la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados...”. Por tanto, y según nuestro criterio, se puede aplicar de manera supletoria tanto la LRSC, como el RD 9/2005, en lo relativo a residuos mineros en todo aquello que no esté regulado por el RD 975/2009, como ocurre con diversos aspectos jurídicos y técnicos concernientes a la gestión de los residuos peligrosos mineros.

Esta supletoriedad respecto de la LRSC también aparece reflejada en el Anexo I del RD 975/2009, que en su apartado 2.4.3 letra a, dice lo siguiente: “Identificación y clasificación de los residuos según la Lista Europea de Residuos publicada mediante la

Orden MAM/304/2002, de 8 de febrero, incluidas sus características peligrosas tal como se establece en dicha orden ministerial y en el anexo III de la Ley 22/2011, de 28 de julio, de Residuos y suelos contaminados”.

Otra normativa sobre la que también manifiesta supletoriedad es el RD 9/2005, que aparece claramente recogida en el apartado 1.3 del Anexo I del RD 975/2009 relativo a la clasificación y caracterización de los residuos de las industrias extractivas. En el mismo, se indica literalmente que “...En particular en lo que se refiere al cumplimiento de lo establecido en el subapartado 1.1.2.d) se deberá demostrar que el contenido de las sustancias mencionadas en el mismo no supera los niveles genéricos de referencia establecidos por cada Comunidad Autónoma para tales sustancias, de acuerdo con la metodología establecida en el 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...”.

Por tanto, en nuestra opinión, esta supletoriedad de la normativa minera, y en particular del RD 975/2009, respecto de la normativa general de residuos y suelos contaminados, es decir la LRSC y el RDSC, se centra sobre todo en aspectos técnicos relativos a la evaluación de las características y peligrosidad de los distintos tipos de residuos, lo que supone, por extensión, que este RD 975/2009 presenta las mismas limitaciones y desfases respecto del conocimiento científico-técnico actual que presentan sus normativas supletorias que ya han sido discutidas en otros apartados.

### 3.2.3. RÉGIMEN JURÍDICO DEL RESIDUO

#### 3.2.3.1. Concepto de residuo

Una sustancia puede a lo largo del ciclo de vida, ser alternativamente, un producto, un subproducto, un residuo o una materia prima secundaria, según la utilización que se haga de ella o según las normas en vigor (Sadeleer, 2005).

La noción de residuo es difícil establecerla desde un punto de vista técnico. Los residuos son múltiples. Las numerosas reglamentaciones que los definen reflejan por otra parte esta diversidad por lo que se encuentran enunciados en reglamentaciones internas, a menudo en normas dispersas, como son los “residuos industriales”, los “residuos domiciliarios”, los “residuos hospitalarios”, los “residuos agrícolas”, los “residuos inertes” y los “residuos mineros”.

Por otra parte, los residuos son inestables por el hecho de que su evolución no es homogénea. Los procesos de tratamiento y eliminación pueden así jugar un papel determinante en el destino que les está reservado. En cuanto a la eliminación hay residuos biodegradables, otros como los domésticos desaparecen rápidamente; otros en cambio, los nucleares especialmente, perdurarán durante milenios. No es preciso señalar que la elección de cualquiera de estos procedimientos tiene unas consecuencias muy importantes sobre la protección del medio.

También los residuos se caracterizan por su relatividad, ya que el objeto que parece “inutilizable” en un momento dado, en un ámbito determinado y para una persona no lo es necesariamente en otro lugar, en otro momento y para otra persona.

También habría que resaltar que el concepto de residuo está sujeto a un régimen jurídico caracterizado por un elevado grado de intervencionismo (autorizaciones, registros, notificaciones, limitaciones, prohibiciones de exportación e importación, documentos de control y seguimiento, declaraciones, etc.) por parte de la administración pública (Serrano Paredes, 2008).

El término residuo tiene acepciones diferentes tanto en el lenguaje corriente como en la literatura científica, aunque haya acuerdo en decir que el término evoca la pérdida del valor de uso; las definiciones dadas en los diccionarios no clarifican el alcance exacto de este término.

Por tanto, el concepto de **residuo** que maneja la nueva Ley 22/2011, lo define en su artículo 3.a) como “cualquier sustancia u objeto que su poseedor deseche o tenga la intención o la obligación de desechar”, nótese el cambio en la terminología empleada por el legislador que emplea el verbo “desechar” frente al anterior “desprender” que empleaba la LR 10/1998 y que la propia Directiva Marco de Residuos 2008/98/ CE , en adelante DMR 2008/98/CE, sigue empleando. Pero la definición de residuo no es clara.

Según la definición, para ser residuo puede serlo “...**cualquier sustancia u objeto**”. La sustancia u objeto que se encuentra recogida en la lista Lista Europea de Residuos (LER) no significaba por sí, su condición de residuo, sino que además era necesario que se ajustase a la definición de residuo de la Directiva, es decir, que su poseedor se desprendiese o tuviera la intención, o la obligación de desprenderse de ella. Esta lista “pese a ofrecer una nomenclatura de referencia común, no tiene un carácter exhaustivo” (Serrano Paredes, 2008).

En consecuencia, la LER no tiene más que un valor indicativo a la vista de los datos objetivos que están en el origen del paso de la calificación de producto a la noción de residuo. El hecho de que una materia o una sustancia no figuren en ella no significa que no pueda ser calificada de residuo (Sadeleer, 2005).

Continuando con la definición, el término “**poseedor**” está definido por la Directiva en el art 3.6. Según la acepción usual, la posesión corresponde al control efectivo, pero presupone la propiedad o un poder jurídico de disponer de la cosa. La noción de “poseedor” parece mucho más amplia que la de “propietario” ya que permite incluir a todas las personas que pueden desembarazarse de residuos. Es más, acudir a este concepto subraya la autonomía de la definición de residuo en relación a la noción de abandono tal y como la entiende el Derecho civil, que es una forma de disposición jurídica sobre una cosa, que forma parte del derecho de propiedad.

Si tenemos en cuenta el término “**desechar o desprenderse**”, se aprecia que en la definición de residuo siguen significando lo mismo, razón por la que la DMR 2008/98/CE, como ya hemos comentado, lo define como “cualquier sustancia u objeto del cual su poseedor se desprenda o tenga intención o la obligación de desprenderse”. No obstante, la LRSC utiliza el término desechar porque parece que para el legislador “desechar” conlleva una voluntad del poseedor más clara respecto al objeto. Según el Diccionario de la RAE, por desechar se entiende: *renunciar, arrojar, dejar una cosa de uso para no volver a servirse de ello* y en un sentido casi idéntico, “desprender” se define como: *desatar, echar de sí algo, apartarse o desapropiarse de algo*. El cambio introducido carece de relevancia jurídica alguna, como así lo apostillan varios autores (Ruiz de Apodaca, 2013; Prieto, 2015), porque las dos definiciones al final significan lo mismo.

Pero volviendo al término “**desprenderse**”, con el que definir lo que constituye un residuo, el legislador comunitario ha querido no solamente prevenir el abandono de deshechos en el medio natural sino también controlar los procesos de eliminación y valorización de los residuos a fin de garantizar una gestión óptima de los recursos naturales.

Si se analiza la definición, el primer requisito que “**se desprende...**”, es el elemento subjetivo porque deja a la autonomía de la voluntad la consideración de esa sustancia, si es mercancía o residuo. Martín Mateo (1991) en aplicación de la definición de la anterior



Directiva 91/156/CE<sup>14</sup>, expone que en cuanto a “que se desprende”, esa acción de desprender ha sido perfeccionada en el tiempo, ya que el sujeto ya ha considerado que se someterá a un proceso de valorización, luego es residuo.

Por otro lado que “...o que tenga intención de desprenderse” aquí se refiere a que el poseedor tiene la intención de convertir en residuo la sustancia por voluntad propia. En la misma línea nos encontramos con Krämer (1996), ya que a su juicio esa intención de desprenderse de un objeto no se hace por un acto visible, sino que se desarrolla en la mente del poseedor del objeto. En efecto, el poseedor de un residuo busca desprenderse de él porque la sustancia que tiene no presenta para él ningún valor económico y resulta de circunstancias concretas que él no espera utilizarlo como producto o materia prima.

Se decide que residuo es todo aquello que el legislador no ha calificado con anterioridad como tal, y elimina y valoriza según la norma, por lo que la autonomía empieza cuando acaba la regulación comunitaria. Así, tal y como también señala Santamaría Arinas (2010), para determinar ese momento se hace necesario combinar un aspecto subjetivo, es decir la voluntad del poseedor, con un aspecto objetivo, que permite a las autoridades públicas prescindir de esa voluntad.

La posibilidad de que esta valorización o eliminación se lleven a cabo por un tercero o por el propio poseedor, se conciben como opciones alternativas, no jerarquizadas, de tal modo que ni siquiera el residuo tiene que salir de la esfera patrimonial del poseedor, ya que su salida o su permanencia inciden en el régimen jurídico de esas operaciones, pero no en el concepto de residuo. No parece, por tanto, que sea necesaria la salida de la esfera patrimonial de su poseedor, para proceder al desprendimiento de estos materiales. Una vez que el productor se desprende del residuo, este material puede someterse a un proceso de recuperación o reciclado que lo acabe por convertir en materia prima secundaria o reutilizable o comercializable una vez que la valorización ha terminado. En consecuencia, la sustancia u objeto es considerado como residuo cuando la entrega se hace con el fin de valorizarlo o eliminarlo, mientras el resto de los casos es simplemente una mercancía.

Por lo tanto, no se deja a la voluntad particular su consideración de residuo, sino que esta consideración se hace sobre la base de los requisitos de la definición “se desprende,

---

<sup>14</sup> Directiva 1991/156/CEE del Consejo, de 18 de marzo de 1991, por la que se modifica la Directiva 75/442/CEE del Consejo, de 15 de julio de 1975, relativa a los residuos. DOCE L nº 78, de 26.3.1991.

tenga intención o la obligación de desprenderse”<sup>15</sup>, pero sobre todo el tercer requisito es el que va a delimitar cuando una sustancia es mercancía o residuo. Es decir, que tenga la “**obligación de desprenderse**”, constituye, por tanto el elemento objetivo, que limita la autonomía de la voluntad de las partes, que se queda sin contenido porque es el sujeto quien decide qué es residuo, pero dentro del margen permitido por el legislador. Por lo que nadie podría pretender que en tanto que los residuos no están desposeídos o en tanto que no están obligados a desprenderse de sus sustancias o de sus objetos, estos últimos no pueden en ningún caso ser cualificados residuos, aún en el caso en que ellos presentan todas estas características.

Es importante indicar que **la STJUE de 7 de septiembre de 2004**, Asunto C-1/03 *Van der Walle* constata la importancia de la obligación de desprenderse de los residuos, analizando si el suelo contaminado, como resultado de un vertido de hidrocarburos, debía considerarse como residuo. El Tribunal va más allá indicando que la consideración como residuo, en el caso de tratarse de suelo contaminado por hidrocarburos, depende de la obligación que pesa sobre aquél, que ocasiona el vertido de dichas sustancias, de desprenderse de ellas. El Tribunal llega a esta conclusión sobre la base de que los hidrocarburos no podrían separarse del suelo contaminado como consecuencia del vertido. De ello se deriva que los suelos contaminados, que no pueden separarse de los hidrocarburos, han de “desprenderse” a los efectos de cumplir con la finalidad de proteger el ambiente y prohibir el abandono de los residuos que persigue la Directiva. En otras palabras, el suelo contaminado se considera residuo por el mero hecho de estar contaminado por hidrocarburos.

El Tribunal sugiere que la existencia de un residuo puede inferirse del hecho de que hay una obligación de desprenderse de las sustancias vertidas separándolas del suelo contaminado. El núcleo de la cuestión es si hay una obligación por parte de aquél que ocasiona el vertido accidental de desprenderse de esas sustancias. Por supuesto, la respuesta es afirmativa. De acuerdo con el art. 4 de la Directiva, los residuos no pueden ser

---

<sup>15</sup>Históricamente, la definición dada por las Directivas 75/442 de 15 de julio y 2006/12 de 5 de abril, recoge que “cualquier sustancia u objeto perteneciente a una de las categorías que se recogen en el Anexo I y de la cual su poseedor se desprenda o tenga la intención o la obligación de desprenderse” será considerado como residuo. En este sentido, el Tribunal de Justicia europeo ha ido creando una doctrina jurisprudencial en torno al concepto jurídico de residuo y subproducto, que ha quedado plasmada en la DMR de 2008.

abandonados ni vertidos. Por tanto, el criterio principal es la obligación de gestionar los residuos para evitar su abandono.

En cuanto al valor económico que tienen los residuos, en línea con la Jurisprudencia del Tribunal de Justicia europeo, resaltar la **STJCE de 25 de junio de 1997**<sup>16</sup> que viene a tratar la definición de residuo desde el punto de vista de una sustancia con valor económico. Esta vez la interpretación se hace a la luz del concepto de residuo y de las modificaciones que en relación con el mismo, fueron introducidas por la Directiva 91/156/CEE sobre residuos.

La STJCE 28 de marzo 1990<sup>17</sup>, planteó si dentro del concepto jurídico de residuo deben de estar comprendidas también las cosas de las que se ha deshecho el poseedor, aunque pueda ser objeto de reutilización económica. La línea seguida por el Tribunal fue que por el mero hecho de que una sustancia u objeto vaya a destinarse a la recuperación, no es condición suficiente para que no quede dentro del concepto residuo<sup>18</sup>.

En otra sentencia, **STJCE de 10 de mayo de 1995**<sup>19</sup>, el Tribunal de Justicia no aceptó el argumento del gobierno alemán, y se remitió a sus Sentencias anteriores del asunto *Vessoso y Zanetti*, en las que se había puesto de manifiesto que una normativa nacional que adopte una definición del concepto de residuo que excluya las sustancias y objetos susceptibles de reutilización económica no es compatible con las Directivas sobre residuos. Este criterio no es por tanto determinante, pues un residuo puede continuar formando parte de la reglamentación relativa a residuos a pesar de que tenga un valor económico positivo.

---

<sup>16</sup>STJ de 25 de junio de 1997 (C-304/94, C-330/94, C-342/94 y C-224/95), *Tombessi y otros*; el concepto de residuo no excluye la reutilización económica, aunque los materiales de que se trate puedan ser objeto de transacción o de cotización en listas comerciales públicas o privadas.

<sup>17</sup>STJCE 28 de marzo 1990 asuntos acumulados C-206/88 y C-207/88 *Vessoso y Zanetti*, ECR 1990. STJ de 28 de marzo de 1990 (C-359/88); *Zanetti y otros*: prejudicial: concepto de residuo: definición nacional que excluya sustancias y objetos susceptibles de reutilización económica no es compatible con las Directivas.

<sup>18</sup>Según M. CAMPINS ERITJA, “aún cuando la noción de residuo tiende a identificarse con la *res derelictae*, procedente del Derecho civil en tanto que son bienes que carecen de dueño la posibilidad de apropiación por parte de un tercero independientemente de la naturaleza de la cosa o de su valor económico, no excluye la consideración como residuos de aquellas materias primas o materias secundarias que se destinan a la reutilización o al reciclaje”. Vid. M. CAMPINSERITJA, *La Gestión de los residuos en la Comunidad Europea*, José Mº Bosch, Barcelona, 1994, págs. 30-31.

<sup>19</sup>STJCE de 10 de mayo de 1995 asunto C-442/92 *Comisión contra Alemania*. incumplimiento por Alemania Directiva-marco (concepto de residuo) y Directiva tóxicos (programas) pero no de Directiva traslados.

En definitiva la Jurisprudencia de la Unión Europea hace un amplio tratamiento del concepto de residuo<sup>20</sup>, no solo en relación con el valor económico, sino también desde la

---

<sup>20</sup>STJ de 25 de junio de 1998 (C-192/96); *Beside BV*: concepto de residuos municipales en Reglamento de traslados. Concepto de almacenamiento en Directiva-marco. Devolución de residuos al Estado de expedición.

STJ de 11 de noviembre de 2004 (C-457/02), *Niselli*: conceptos de residuo y residuo de producción o de consumo que puede ser reutilizado. Criterios generales de distinción (chatarra).

ATJ de 28 de enero de 2005 (C-208/04), *Inter-Environnement II*: concepto de residuo. El artículo 1.a) DM “se opondrá a que los Estados creen una nueva categoría de materias no comprendidas ni en la categoría de residuos ni en la de productos, cuando esta nueva categoría de materias pueda contener sustancias u objetos que puedan responder a la definición del concepto de «residuo» establecida en dicha disposición”.

STJ de 8 de septiembre de 2005 (C-416/02), *Comisión contra España*. Instalación porcina en Almería. Concepto de residuo: el estiércol no es residuo.

STJ de 18 de diciembre de 2007 (asunto C-194/05), concepto de residuo: *incumplimiento por Italia* de la DM porque sus normas internas “excluyeron del ámbito de aplicación de la normativa nacional sobre residuos la tierra y las piedras procedentes de excavaciones y destinadas a ser efectivamente reutilizadas en operaciones de explanación, terraplenado, relleno y como áridos, a excepción de las procedentes de sitios contaminados o en rehabilitación con una concentración de contaminantes superior a los límites admisibles establecidos en la normativa vigente”.

STJ de 18 de diciembre de 2007 (asunto C-263/05), concepto de residuo: *incumplimiento por Italia* de la DM al haber excluido, “por un lado, las sustancias, materiales o bienes destinados a las operaciones de eliminación o de valorización no mencionadas expresamente en los anexos B y C” de cierto Decreto y, “por otro lado, las sustancias o materiales que son residuos de producción y de los que el poseedor tenga la intención o la obligación de desprenderse cuando puedan ser y sean reutilizados en un ciclo de producción o de consumo sin ser sometidos a tratamiento previo y sin causar daños al medio ambiente, o tras haber sido sometidos a un tratamiento previo cuando no se trata de una de las operaciones de valorización enumeradas en el anexo C de ese mismo Decreto”.

STJ de 24 de junio de 2008 (C-188/07), *Commune de Mesquer*: concepto de residuo en relación con daños causados por naufragio del petrolero Erika. El fuelóleo pesado vendido como combustible, no es un residuo toda vez que se explota o se comercializa en condiciones económicamente ventajoso y que puede ser efectivamente utilizada como combustible sin necesidad de una operación previa de transformación. Pero “los hidrocarburos vertidos accidentalmente en el mar a raíz de un naufragio, mezclados con agua y con sedimentos, y que se desplazan a la deriva a lo largo de las costas de un Estado miembro hasta quedar depositados en éstas, constituyen residuos, toda vez que ya no pueden ser explotados ni comercializados sin una operación previa de transformación”. A efectos de la aplicación del artículo 15 DM, se puede considerar que el vendedor de los hidrocarburos y fletador del buque es el productor de dichos residuos si “ha contribuido al riesgo de que se produzca la contaminación ocasionada por el naufragio, en particular si no adoptó las medidas adecuadas para evitar tales hechos, como las relativas a la elección del buque”. Y ello con independencia de las limitaciones que establecen los Convenios internacionales sobre responsabilidad por hidrocarburos.

STJ (Sala Segunda) de 4 de diciembre de 2008 (C-317/07), *Lahti Energia Oy*: concepto de residuo en DI: sólido y líquido, no gaseoso. Complejo térmico: fábrica de gas mediante pirolisis de residuos, es co-incineración; central eléctrica (carbón y gas), no es incineración.

STJ de 22 de diciembre de 2008 (C-283/07), concepto de residuo: *incumplimiento por Italia* de la DM por excluir del ámbito de aplicación de la normativa de residuos determinados desechos destinados a ser utilizados en actividades siderúrgicas y metalúrgicas y el combustible derivado de residuos de alta calidad (CDR-Q)

mezcla de una sustancia con otros productos<sup>21</sup> para dejar de ser considerado residuo, o como la no consideración de residuo del coque de petróleo<sup>22</sup>.

### 3.2.3.2. Concepto de residuo peligroso

Conforme a la DMR 2008/98/CE, se considera como residuo **peligroso**, según su artículo 3.2), a aquel “residuo que presenta una o varias de las características peligrosas enumeradas en el anexo III”. A su vez, para la LRSC es **peligroso**, conforme al apartado “e” de su artículo 3º: e) «Residuo peligroso»: residuo que presenta una o varias de las características peligrosas enumeradas en el anexo III, y aquél que pueda aprobar el Gobierno de conformidad con lo establecido en la normativa europea o en los convenios internacionales de los que España sea parte, así como los recipientes y envases que los hayan contenido”. En este sentido, Prieto (2015) indica al hablar de “residuo (...) que pueda aprobar el Gobierno de conformidad...”, que lo que en realidad aprueba el Gobierno es **la condición de peligroso**, por lo tanto debería decir: “aquel cuya condición de peligroso apruebe el Gobierno de conformidad (...)”.

Esta definición ha de complementarse con lo establecido en el artículo 6 de la LRSC: “la determinación de los residuos que han de considerarse como residuos peligrosos y no peligrosos se hará de conformidad con la lista establecida en la Decisión 2000/532/CE de la Comisión, de 3 de mayo de 2000”. A esto añade el número 2º del mismo artículo 6:

“Por Orden del Ministro de Medio Ambiente, y del Medio Rural y Marino, previa consulta a la Comisión de coordinación en materia de residuos, se podrá reclasificar un residuo en los siguientes términos, conforme, en su caso, a los procedimientos previstos en el artículo 7 de la DMR 2008/98/CE:

a) Se podrá considerar un residuo como **peligroso** cuando, aunque **no figure como tal en la lista de residuos**, presente **una o más** de las **características** indicadas en el **anexo III**.

---

<sup>21</sup>STJUE, de 12 de diciembre de 2013, en asuntos acumulados C-241/12 y C-242/12. En la misma se recoge una mercancía que es mezclada

<sup>22</sup>ATJ de 15 de enero de 2004 (C-235/02) *Saetti y Frediani*: concepto de residuo. El coque del petróleo no es residuo.

b) Se podrá considerar un residuo como no peligroso cuando se tengan pruebas de que un determinado residuo que figure en la lista como peligroso, no presenta ninguna de las características indicadas en el anexo III.

Cuando se den los supuestos de los dos apartados anteriores, el Ministerio (...) lo notificará sin demora a la Comisión Europea y le presentará toda la información relevante”.

El legislador acoge de esta manera la equívoca norma plasmada en el artículo 7 de la DMR 2008/98/CE: este sienta inicialmente que “la lista de residuos será vinculante para la determinación de los residuos que han de considerarse residuos peligrosos”, para luego establecer la posibilidad de inclusión en la lista, o exclusión de ella, de ciertas sustancias, justificadamente, siendo así que, en realidad, la **lista no es vinculante sino orientativa**.

Finalmente, y sobre esta operación de reclasificación de residuos peligrosos en no peligrosos, el artículo 6.3 de la LRSC, reproducción del 7.4 de la Directiva, prohíbe que aquella se realice “por medio de una dilución o mezcla cuyo objeto sea la disminución de las concentraciones iniciales de sustancias peligrosas por debajo de los límites que definen el carácter peligroso de un residuo”.

La nueva normativa en materia de clasificación de la peligrosidad de los residuos aprobada a nivel comunitario son: el Reglamento 1357/2014/UE<sup>23</sup> y la Decisión de la Comisión 2014/955/UE<sup>24</sup>. Esta normativa deroga las siguientes normas que quedaron fuera de aplicación con fecha 1 de junio de 2015. Con la aprobación del Reglamento 1357/2014/UE por el que se modifica el anexo III de la Directiva 2008/98/CE, queda determinado cuando un residuo es considerado residuo peligroso.

En el caso de que un residuo este codificado en la LER con la categoría de residuo, el que se considere como peligroso, inerte o como no peligroso, lo determinara si se trata de uno o de otro, comprobando si debido a su composición reúne una o más de las características de peligrosidad enumeradas en el Reglamento 1357/2014/UE, por el que se modifica el anexo III de la Directiva 2008/98/CE. A nivel nacional queda modificado el Anexo III de la LRSC por el Reglamento 1357/2014/UE. El Anexo I del Real Decreto

---

<sup>23</sup>Reglamento 1357/2014 UE de la Comisión de 18 de diciembre de 2014 por el que se sustituye el anexo III de la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas.

<sup>24</sup>Decisión de la Comisión 2014/955/UE por la que se modifica la Decisión 2000/532/CE, sobre la lista de residuos, de conformidad con la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo.

833/88<sup>25</sup> y los Anejos 1 y 2 del Real Decreto 952/1997<sup>26</sup> quedan modificados por el Reglamento 1357/2014/UE y la Decisión de la Comisión 2014/955/UE. A su vez, el Anejo 2 de la Orden MAM 304/2002<sup>27</sup> quedó modificado por la Decisión de la Comisión 2014/955/UE. Por lo tanto, una vez hecha la determinación de si un residuo es o no peligroso, determinado según las pruebas de caracterización de dicho residuo que figura en la Decisión de la Comisión 2014/955/UE a modo orientativo, ese residuo formará parte de la Lista LER.

Una vez hecha esta adscripción dentro de la lista LER, para distinguir aquellas categorías de residuos consideradas como peligrosos se les coloca un asterisco (\*), si bien esta condición de peligroso le vendrá dada sobre la base de las **características de peligrosidad**, que se evaluarán sobre cada una de las sustancias contenidas en el residuo, teniendo en cuenta sus códigos de clase y categoría de peligro, así como los códigos de las indicaciones de peligro. Por lo tanto, en este caso será necesario conocer la concentración de cada sustancia clasificada en el residuo para aplicar los criterios del Reglamento 1357/2014/UE en la determinación de las características de peligrosidad. Esas características son, entre otras, la forma de determinar si un residuo posee dicha propiedad en función de la clasificación de las sustancias contenidas en el residuo y de su concentración, estableciendo para algunas características un valor de corte y un límite de concentración, así como un cuadro donde se indica cada código de clase y categoría de peligro, y una indicación de peligro a considerar en la determinación.

El Reglamento 1357/2014/UE incorpora a nuestra normativa lo relativo a las sustancias peligrosas como es el CLP y el método de ensayo del Reglamento REACH.

En el ámbito europeo y en relación al tratamiento en materia de residuos peligrosos, se pueden resaltar varias sentencias del Tribunal de Justicia de la Unión Europea. En relación a la **STJ de 22 de junio de 2000 (C-318/98) sobre el asunto Fornasar** y otros, se trató el concepto de residuo peligroso, así como de los residuos que figuran en la lista elaborada, conforme al concepto de residuo peligroso recogido en definiciones fuera de uso, recogido en la Directiva 75/442/CEE, artículo 18, así como en la Directiva 91/689,

---

<sup>25</sup>Real Decreto 833/88 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.

<sup>26</sup>Real Decreto 952/1997, de 20 de junio por el que se modifica el Reglamento, para la ejecución de la Ley 20/1986 básica de Residuos Tóxicos y Peligrosos, aprobado mediante Real Decreto 833/88, de 20 de junio.

<sup>27</sup>Orden MAM 304/2002 de 8 de febrero por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos.

relativa a residuos peligrosos en su artículo 1 apartado 4, ambas Directivas ya derogadas. A este respecto hay que indicar dos aspectos; por un lado hay que aclarar que estas Directivas no impiden a los Estados miembros calificar como peligrosos a otros residuos distintos de los recogidos por las mismas, y por otra parte que la determinación del origen de un residuo no constituye un requisito necesario para clasificarlo como peligroso. Esta Sentencia expone que “el criterio determinante por lo que se considera al concepto de residuo peligroso es si el residuo tiene una o más propiedades de las enumeradas en el anexo III de la Directiva. Si bien la inclusión en la lista de residuos peligrosos se basa efectivamente en el origen del residuo, este no es el único criterio de calificación de su carácter peligroso, sino que constituye uno de los factores que se limita a “tener en cuenta” la lista de residuos peligrosos”.

A su vez, la **Sentencia STJUE 7 de marzo de 2013** se plantea si un residuo peligroso, que es considerado como tal, puede dejar de ser considerado como residuo, llegando a esa conclusión porque un producto mezclado con otra sustancia, al no tener intención de desprenderse de él sino de volver a comercializarlo, no puede ser considerado como residuo. El objeto de la sentencia es la interpretación de la DMR 2008/98/CE, es decir del concepto actual de residuo y de residuo peligroso, y del Reglamento REACH<sup>28</sup>. Esta sentencia, lejos de entrar en aspectos técnicos, se centra en otros de índole jurídica y que se resumen en el hecho de que al comercializar con el residuo, el mismo deja de ser considerado residuo, sin tener en cuenta su peligrosidad o no. En definitiva, el TJUE, de acuerdo con su doctrina sobre el concepto de residuo peligroso no excluye, por principio, que un determinado residuo considerado como peligroso pueda dejar de ser residuo a efectos de la DMR 2008/98/CE como consecuencia de su simple comercialización.

Resaltar, también, que el régimen de ordenación de sustancias peligrosas del Reglamento REACH es relevante y puede servir de referencia para poder determinar la condición de un determinado material como residuo. En particular, el Anexo XVII de este Reglamento REACH resulta relevante para determinar si un residuo peligroso puede dejar de ser residuo en función de las restricciones recogidas en este anexo, en el sentido de que si no estuviese afectado por las citadas restricciones, su poseedor no estará obligado a desprenderse de él, en el sentido del art.3.1 DMR 2008/98/ CE (Pernas García, 2013), pudiendo ser entonces considerado como recurso. No obstante, y para el caso concreto de

---

<sup>28</sup>Reglamento (CE) n° 1907/2006 del Parlamento y del Consejo, de 18 de diciembre de 2006, relativo al registro, la evaluación, la autorización y la restricción de las sustancias y mezclas químicas.



los residuos mineros, dado el carácter tóxico, carcinogénico, etc. de gran parte de los mismos, entendemos que esta interpretación jurídica no tendría mucho sentido, salvo para la reutilización y procesamiento de estos residuos como recursos mineros en sentido estricto.

El interés de esta Sentencia del Tribunal de Justicia de la Unión europea de 7 de marzo de 2013, radica, en nuestra opinión, en el hecho de que clarifica la relación entre la normativa sectorial de residuos y la normativa de sustancias peligrosas, de tal forma que el concepto de residuo peligroso quede vinculado a las exigencias normativas de sustancias peligrosas. Así, esta Sentencia que interpreta la relación entre la DMR 2008/98/CE y el Reglamento REACH, cobra importancia ya que autoriza la utilización con condiciones de determinadas sustancias, determinando si esa sustancia puede, o no, dejar de ser residuo. Esta Sentencia parece entrar, según nuestra opinión, en contradicción por lo exigido en el artículo 6.1.d) de la DMR 2008/98/CE, en el que se determina que para que un residuo deje de serlo mediante una operación de valorización o de reciclado, su uso no debe generar impactos adversos globales para el medio ambiente o la salud humana.

Además, consideramos que hay un aspecto de esta Sentencia que, según nuestro criterio, no es correcto; en concreto, nos referimos al carácter de peligroso de un material (suelo, residuo, etc.) que esta Sentencia parece supeditar a la consideración jurídica de residuo o de recurso. A este respecto, consideramos que el carácter de peligrosidad, toxicidad, etc. es algo intrínseco e inherente a la naturaleza del material, con independencia de su consideración jurídica como residuo, subproducto, recurso, etc. Queremos con ello decir que si un material determinado, o mezcla de ellos, resulta peligroso bien sea por su propia toxicidad o bien sea por ser posible fuente de contaminación para su entorno, o bien por ambas cuestiones, esta condición no va a cambiar desde un punto de vista técnico y ambiental por un simple cambio en su denominación jurídica, siendo por tanto peligroso en todos los casos. Dicho esto, también es verdad, que las implicaciones jurídicas que de esto se derivan podrán ser diferentes dependiendo de que se trate de un residuo o un recurso. Así, por ejemplo, entendemos que la legislación debería regular aspectos relativos a su deposición y/o almacenamiento en vertederos o depósitos, así como a todas las medidas que se consideren necesarias para minimizar sus posibles impactos, cuando se tratase de residuos, mientras que para el caso de los recursos de lo que se trataría es de regular más bien sus posibles usos y prevenciones a la hora de su manipulación o almacenamiento temporal.

La Jurisprudencia de nuestros tribunales ha llevado a cabo una aplicación del concepto de residuo, tal y como viene definido en la normativa española de residuos, que en este punto, como en muchos otros, no es más que una fiel reproducción de las Directivas comunitarias (91/156 relativa a los residuos, y 91/689 relativa a los residuos peligrosos, ambas ya derogadas), a cuya incorporación obedece la aprobación de la legislación sobre esta materia.

### 3.2.3.3. Concepto de subproducto

Se ha considerado la introducción del concepto de subproducto como una de las principales novedades de la nueva LRSC, ausente como estaba la noción en la DMR 1998/98/CE y en la LR.

Consciente también la Comisión Europea de la incertidumbre definitoria del subproducto, y tomando como base la jurisprudencia europea emitida hasta el momento, se publicó en febrero de 2007 una “Comunicación interpretativa sobre residuos y subproductos”<sup>29</sup>. En la misma se reconoció que “no existe una distinción clara (entre residuo y subproducto), sino una variedad bastante amplia de situaciones técnicas con diferentes riesgos y repercusiones para el medio ambiente”. Este documento opera, pues, como adecuada guía conceptual, condensatoria además de lo sentado por el TJCE. Estos parámetros conceptuales que la jurisprudencia fue consolidando y la Comisión reunió en la comunicación referida se han traspasado, a los textos normativos europeo y español, y ello por más que la propia Comisión se mostrara inicialmente contraria a la legalización del concepto.

Pues bien, el **artículo 4.1 de la LRSC**, con una redacción prácticamente idéntica al artículo 5 de la Directiva, define así el **subproducto**:

“Una sustancia u objeto, resultante de un proceso de producción, cuya finalidad primaria no sea la producción de esa sustancia u objeto, puede ser considerada como subproducto y no como residuo definido en el artículo 3, apartado a), cuando se cumplan las siguientes condiciones:

---

<sup>29</sup>COM. 2007. Comunicación de la Comisión de 21 de febrero de 2007 relativa a la Comunicación interpretativa sobre residuos y subproductos (59 final).

- a) que se tenga la seguridad de que la sustancia u objeto va a ser utilizado ulteriormente,
- b) que la sustancia u objeto se pueda utilizar directamente sin tener que someterse a una transformación ulterior distinta de la práctica industrial habitual,
- c) que la sustancia u objeto se produzca como parte integrante de un proceso de producción, y
- d) que el uso ulterior cumpla todos los requisitos pertinentes relativos a los productos así como a la protección de la salud humana y del medio ambiente, sin que produzca impactos generales adversos para la salud humana o el medio ambiente».

A su vez, cuando en el **artículo 5 apartado b)** de la DMR 2008/98/CE manifiesta en relación a los subproductos “...sin tener que someterse a una transformación posterior...”, nos está indicando que si las actuaciones llevadas a cabo con este material forman parte del proceso productivo sin solución de continuidad, la sustancia será considerada como subproducto, y si no fuera así estaríamos ante operaciones de valorización de un residuo que lo excluirían como subproducto y, por tanto, pasaría a ser considerados como recurso (Vázquez García, 2011).

Con el término subproducto distinguimos dos concepciones:

- una **concepción subjetiva** que defiende que se considera subproducto si por ausencia de una utilidad efectiva por parte del poseedor, y ante la necesidad de recurrir a **operaciones de valorización o de eliminación** esa sustancia entonces adquiriese esa condición. El residuo “valorizado” no es solamente la sustancia que ha sido transformada en materia prima secundaria. Comprende también toda sustancia, todo resto, todo subproducto del que el poseedor industrial se desprende, también en el caso en que estos últimos sean susceptibles de ser reutilizados (Sadeleer, 1995), y
- una **concepción objetiva**, cuando una sustancia o un objeto (como residuo de producción) no debería ser calificada de residuo desde que su poseedor encuentra una **utilización admisible** como producto o materia prima secundaria, siempre que esta utilización sea integral, directa, efectiva y distinta de los métodos de eliminación de residuos. De esta manera, se limita el alcance del concepto de residuo. En los Asuntos *Palin Granit Oy* y *Avesta Polarit Chrome Oy*, el Tribunal de Justicia parece haber avalado, de manera un poco confusa, esta segunda tesis.

Respecto de la consideración de una sustancia como subproducto, en la normativa española interviene la Comisión de coordinación en materia de residuos, que elaborará su propuesta al respecto “teniendo en cuenta lo establecido en su caso al respecto para el ámbito de la Unión Europea”, de tal forma que se establece una especie de procedimiento administrativo a nivel estatal, previa evaluación por parte de la Comisión de coordinación y posterior elevación al Ministerio de Medio Ambiente, en el cual mediante Orden Ministerial se determinará si tal sustancia u objeto puede ser considerada como subproducto en función de su destino (Art 4.2. LRSC), que en último término, la aprobación de esta condición corresponde al Ministerio competente (hoy el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente; MAGRAMA, procedimiento aprobado por dicho Ministerio en Julio de 2015).

Pensamos que en ese sentido, ha de interpretarse el papel que la Comisión europea había atribuido a estas reglas: “orientar a las autoridades competentes al decidir, caso por caso, si un material determinado es o no un residuo”, e “informar a los operadores económicos sobre la manera en que deben adoptarse estas decisiones”. Parece evidente también que estos operadores no deben esperar necesariamente a que se produzcan estas decisiones de la autoridad administrativa para dar a los residuos de producción la salida que estimen conforme a los criterios. Obsérvese que la ley ya aporta las pautas con el auxilio de las interpretaciones del TJCE: solo queda, pues, aplicarlas caso a caso.

Está claro, por tanto, que ni unos ni otros aportes tanto jurisprudenciales como legales resultan definitivos, ni se pretende que lo sean. Hay quien los ha calificado como “poco concretos, casi etéreos”, sin dejar de aclarar que han de valorarse de forma conjunta, a la luz de las circunstancias del caso concreto (Vázquez García, 2011).

El TJCE ha señalado los siguientes elementos para que concurren las características por los que se pueda hablar de subproducto o residuo de producción, así se debe de producir la **(re)utilización segura, sin transformación previa y sin solución de continuidad en el proceso de producción**, como ya se ha mencionado anteriormente y que pasamos a desarrollar a continuación:

- Respecto al primer elemento, la **(re)utilización segura**, habrá que estar al interés económico del poseedor en hacerlo, eso es el valor económico de los residuos y siempre que éste dé garantías suficientes de la identificación y de la utilización efectiva de las sustancias en el proceso de producción.

- En este sentido, comienza sentando que las características del material en términos de *idoneidad para una reutilización económica* “puede implicar” que no debería considerarse residuo, sino subproducto. Así, para valorar su (re)utilización segura, habrá que tener en cuenta el interés económico del poseedor en hacerlo, tal y como viene recogido en el asunto *Palin Granit*<sup>30</sup> cuando expone que “...Si va más allá de la mera posibilidad de reutilizar la sustancia, existe un interés económico para el poseedor en hacerlo... Si así sucede ya no puede considerarse una carga... sino un auténtico producto”. Sobre este particular, no ha existido uniformidad en la jurisprudencia al tratar el tema, ya que en el asunto *Avesta Polarit*<sup>31</sup> se habla de la existencia de garantías de suficientes en la identificación y utilización efectiva de las sustancias en el proceso de producción, indicando que el poseedor de la ganga o arena residual debe calificar a estos materiales como residuos, salvo que el poseedor la utilice legalmente para el relleno necesario de las galerías de la mina, calificación que también dependerá del tiempo de almacenamiento previo a la reutilización.
- Habrá que tener en cuenta el periodo de almacenamiento previo a la reutilización, de tal forma que se dé o no la continuidad en el proceso. Así, existen casos en los que el almacenamiento ha sido decisivo a estos efectos, tal y como ha ocurrido en el asunto de *Palin Granit*. A este respecto, el TJCE no se ha pronunciado de forma clara en el citado asunto, ya que considera que si el plazo de almacenaje es indefinido o no da garantías sobre su futura reutilización en un plazo más o menos aceptable, esto conduce a la consideración final de estos materiales como residuos, en vez de como subproductos, tal y como quedó

---

<sup>30</sup>STJ de 18 de abril de 2002, (C-9/00); *PalinGranitOy*: concepto de residuo. El propio Tribunal comienza a aplicar la “doctrina de los indicios”: la ganga minera es residuo. Rec.p.I-3533, ap. 33.

<sup>31</sup>STJ de 11 de septiembre de 2003 (C-1146/01), *Avesta Polarit Chrome Oy*: concepto de residuo y ámbito de aplicación (art. 2.1.b DM). La ganga minera puede no ser considerada residuo en determinadas circunstancias.Rep. 2003, relativa a la ganga resultante de las extracciones de mineral y arena resultantes del tratamiento del mineral originadas en actividades mineras. Avesta Polarit presentó al Centro Regional una solicitud de autorización ambiental con el fin de poder continuar su actividad de extracción de minerales y del enriquecimiento del lugar, explotado desde hace 30 años. Su actividad consiste en extraer el producto bruto mediante perforación y dinamitado y en transformarlo mediante trituración, desbaste y refinado. En 1999 el Centro Regional concedió la autorización aunque supeditándola a determinados requisitos en cuanto consideraba la ganga y la arena residual como residuos a los que se aplican los procedimientos fijados por su Ley 1072/1993, que incorpora la directiva marco.

regulado en el asunto *Palin Granit* en el que se consideró la ganga como “residuos de extracción”.

- En otros casos, y en el otro sentido, bastó que estuviera vinculado a la posterior (re)utilización, como ocurrió en asunto *Comisión/Reino de España*, donde los purines fueron considerados como subproductos siempre que se utilizasen como abono en una explotación agrícola y su almacenamiento estuviese vinculado a las operaciones de abonado, en dónde se limitó el tiempo de almacenamiento del estiércol a las necesidades de las operaciones de abonado.
- Finalmente, en el asunto *Avesta Polarit* la TJCE no se pronunció sobre este asunto, dejando la decisión final en manos de la autoridad competente. Ya que el TJCE se quedó a medio camino, en el que la reutilización de los materiales era segura, sin transformación previa, y aun así determinó que correspondía a la autoridad competente apreciar si la duración del almacenamiento de los residuos con anterioridad a su reinyección en una mina podría suponer que esta reutilización fuese o no segura.
- El segundo elemento, que es el que hace referencia a que el residuo de producción **no se someta a ninguna operación de tratamiento previo**, se trata de un concepto muy amplio que incluye incluso la trituración del residuo de producción. Si la sustancia puede ser directamente utilizada en otro proceso de producción, adquiere entonces la cualidad de subproducto y escapa al campo de aplicación de la reglamentación de los residuos. El Tribunal exige, en efecto, que se produzca la explotación o la comercialización de subproductos en el cuadro de un proceso ulterior, a condición de que no sea precedida de una transformación previa. El cumplimiento de “sin transformación previa” exige que el residuo de producción no haya sufrido ninguna operación de tratamiento o valorización, ni siquiera una simple clasificación o trituración, tal y como quedó recogido en el asunto *Avesta Polarit*. Este mismo caso, incluye consideraciones en relación a que se utilice este material en el mismo proceso productivo, o en un proceso perteneciente a la misma actividad económica, con independencia de que se haga con el mismo operador económico o por un tercero “...sin tener que someterse a una transformación ulterior distinta de la práctica industrial normal...”.

En todo caso, este segundo criterio no impone que la sustancia o el objeto sean reutilizados por el mismo productor. Es suficiente que una reutilización se produzca

efectivamente “en la continuidad del proceso de producción” y esto cualquiera que sea el operador económico que la reutilice.

En muchos casos, esta exigencia no se respetará por los operadores económicos en la medida en que es generalmente indispensable seleccionar los desechos de producción (es el caso para el papel viejo, el vidrio,...) y tratarlos (por medio de técnicas de trituración, de recuperación...), antes de poder reutilizarlos. El cumplimiento de estas diferentes operaciones no permite cualificar los residuos tratados de subproductos.

- Finalmente, el tercer elemento, indica que la utilización debe ser **sin solución de continuidad del proceso de producción**. En este sentido, el TJCE ha manifestado que el concepto de subproducto solo abarca aquellos residuos de producción que tienen su origen en un proceso de fabricación o extracción, pero no a los residuos de consumo ni a los bienes de ocasión, ya que los primeros pueden ser reutilizados sin solución de continuidad del proceso de producción. Por otro lado, y a modo de ejemplo, citar el caso de la ganga o la arena residual acumuladas procedentes de una explotación minera, que no tienen la consideración de subproducto en tanto no se utilicen en el proceso de producción. En relación a lo anterior, hay que poner de manifiesto que el TJCE estableció que la reutilización se puede producir tanto por el operador económico que la produjo, como por cualquier otro. Así, la combinación de ambos criterios, que se utilicen en el proceso de producción y que dicha reutilización la pueda llevar a cabo tanto el sujeto que lo produjo como cualquier otro operador económico, nos sugiere que el TJCE se está refiriendo a que se reutilice en el mismo proceso productivo o en un proceso perteneciente a la misma actividad económica, con independencia del operador que lo gestione.

Visto lo cual se sienta el criterio de residuo de producción y va más allá, ya no considera si una sustancia es o no un subproducto, si puede tener un destino distinto del de la eliminación, como apuntó el TJCE, sino que esa sustancia pueda ser reutilizada, de un modo seguro, sin transformación previa y sin solución de continuidad en el proceso de producción. Además, lo que debe de hacerse sin ningún género de duda, es la reutilización de la sustancia sin transformación previa y para que eso sea llevado a cabo debe tener un interés económico, es decir la rentabilidad.

En relación a todo esto, llama la atención lo del “criterio de rentabilidad” del subproducto, cuando la Jurisprudencia del TJCE también lo tiene en cuenta para el término

residuo, siendo algo común, por tanto, para los dos términos. En definitiva, el valor económico de los residuos, su rentabilidad, es algo común de los tres conceptos, en la que ni el concepto de residuo, ni el de subproducto, ni el de materia prima secundaria, excluye las sustancias susceptibles de reutilización económica. Por consiguiente, determinar si el resultado de un proceso productivo es o no residuo tiene importantes consecuencias, por las exigencias aparejadas a ello, y por las consecuencias económicas. Baste ver los contenciosos habidos al respecto, que sirvieron para perfilarla noción de subproducto, o dicho de otra manera, para establecer su frontera con la de residuo (Serrano Paredes, 2008).

Para acabar con este apartado de la jurisprudencia, citar que el TJCE se refiere a su “utilización legal” sin dar mayores explicaciones, lo cual parece dar a entender que todo este proceso se hará de acuerdo con el ordenamiento comunitario e interno.

### 3.3. CONCEPTO DE RESIDUO MINERO

El concepto de residuo minero se encuentra recogido en el RD 975/2009, bajo la denominación de “residuos mineros”, común a la normativa española. Se entiende por residuos mineros a aquellos que se encuentran definidos en el artículo 3.7c):

- “**Residuos mineros:** aquellos residuos sólidos o aquellos lodos que quedan tras la investigación y aprovechamiento de un recurso geológico, tales como son los estériles de mina, gangas del todo uno, rechazos, subproductos abandonados y las colas de proceso e incluso la tierra vegetal y cobertera en determinadas condiciones, siempre que constituyan residuos tal y como se definen en la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados”.

En un distrito minero encontramos las escombreras y las balsas que están formadas por residuos mineros, y que están definidas de la siguiente manera en el artículo 3.7 j) y k), respectivamente:

- “**Escombrera:** una instalación de residuos mineros construida para el depósito de residuos mineros sólidos en superficie”.
- “**Balsa:** una instalación de residuos mineros natural o construida para la eliminación de residuos mineros de grano fino junto con cantidades diversas de agua libre, resultantes del tratamiento y beneficio de recursos minerales y del aclarado y reciclado del agua usada para dicho tratamiento y beneficio”.



Estos residuos de la prospección, extracción de minas y canteras y tratamientos físicos y químicos de mineral se encuentran recogidos con la denominación de código 01, en la llamada Lista Europea de Residuos (LER)<sup>32</sup>.

A este respecto, se distinguen estos tipos de residuos mineros definidos en el RD 975/2009: residuos “inertes”, y residuos “peligrosos” y “no inertes no peligrosos”:

- **Residuo minero inerte** aquel que no experimente ninguna transformación física, química o biológica significativa. Los residuos inertes no son solubles ni combustibles, ni reaccionan física ni químicamente de ninguna otra manera, ni son biodegradables, ni afectan negativamente a otras materias con las cuales entran en contacto, de forma que puedan provocar la contaminación del medio ambiente o perjudicar la salud humana. La lixiviabilidad total, el contenido de contaminantes en ellos y la ecotoxicidad del lixiviado deberán ser insignificantes y, en particular, no deberán suponer riesgo para la calidad de las aguas superficiales ni subterráneas. Las características específicas de los residuos mineros inertes se desarrollan en el anexo I (artículo 3.7.e).
- Por su parte, en relación a los “**residuos no inertes no peligrosos**” y los “**residuos mineros peligrosos**” el apartado 1.4 del Anexo I del RD 975/2009 dice lo siguiente: “Los residuos de industrias extractivas, procedentes de la prospección, extracción de minas y canteras y tratamientos físicos y químicos de minerales que no cumplan con todas las características detalladas en alguna de las tablas A, B, C, D, E, F y G recogidas en el presente anexo y respecto de los cuales no pueda demostrarse mediante la realización de pruebas específicas, ante la autoridad competente, que cumplen lo establecido en los apartados 1.1.2 y 1.2.2 de este anexo, se clasificarán, en función de los resultados de las pruebas específicas, como residuos «no inertes no peligrosos» o como «peligrosos» a efectos de lo dispuesto en el Real Decreto 975/2009, de 12 de junio. La caracterización de estos residuos «no inertes no peligrosos» o «peligrosos» incluirá toda la información que se indica en el apartado 2.4 de este anexo”.

El RD 975/2009 en el apartado 1.2 expone que “los residuos únicamente se considerarán **inertes** a tenor de los mencionados artículos 3.7.e) del Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, y 3.3 de la Directiva 2006/21/CE, si reúnen **todos los criterios** siguientes, tanto a corto como a largo plazo:

---

<sup>32</sup>Decisión de la Comisión 2014/955/UE por la que se modifica la Decisión 2000/532/CE, sobre la lista de residuos, de conformidad con la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo.

- a) Los residuos no sufrirán ninguna desintegración o disolución importantes ni ningún otro cambio significativo susceptible de provocar efectos ambientales negativos o de dañar la salud humana.
- b) Los residuos tendrán un contenido máximo de azufre en forma de sulfuro del 0,1 por ciento, o tendrán un contenido máximo de azufre en forma de sulfuro del 1 por ciento y un cociente de potencial de neutralización, definido como el cociente entre el potencial de neutralización y el potencial de acidez y determinado mediante una prueba estática según el prEN 15875, superior a 3.
- c) Los residuos no presentarán riesgos de combustión espontánea y no arderán.
- d) El contenido de sustancias potencialmente dañinas para el medio ambiente o la salud humana en los residuos y, en especial, de As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, V y Zn, incluidas las partículas finas aisladas en los residuos, es lo suficientemente bajo como para que sus riesgos humanos y ecológicos sean insignificantes, tanto a corto como a largo plazo. Para poder ser considerados lo suficientemente bajos como para presentar riesgos humanos y ecológicos insignificantes, el contenido de esas sustancias no superará los valores mínimos nacionales para los emplazamientos definidos como no contaminados o los niveles naturales nacionales pertinentes.
- e) Los residuos deben estar sustancialmente libres de productos utilizados en la extracción o el tratamiento que puedan dañar el medio ambiente o la salud humana”.

Por otro lado, el apartado 1.2 del anexo I del RD 975/2009 recoge la lista de residuos inertes de las industrias extractivas. Dicha lista califica como “Lista de residuos inertes” a los residuos de prospección, extracción de minas y canteras y tratamientos físicos y químicos de minerales con el código LER 01. A continuación, se incluyen, entre otros, a los siguientes residuos según el cuadro 1º de la citada norma:

- **01 01 Residuos de la extracción de minerales.**
- 01 01 02 Residuos de la extracción de minerales no metálicos.
- **01 04 Residuos de la transformación física y química de minerales no metálicos.**
- 01 04 08 Residuos de grava y rocas trituradas distintos de los mencionados en el código 01 04 07.
- 01 04 09 Residuos de arena y arcillas.

- 01 04 10 Residuos de polvo y arenilla distintos de los mencionados en el código 01 04 07.
- 01 04 12 Estériles y otros residuos del lavado y limpieza de minerales, distintos de los mencionados en los códigos 01 04 07 y 01 04 11.
- 01 04 13 Residuos del corte y serrado de piedra distintos de los mencionados en el código 01 04 07.
- **01 05 Lodos y otros residuos de perforaciones.**
- 01 05 04 Lodos y residuos de perforaciones que contienen agua dulce.

Las características que deben tener este tipo de residuos para poder ser calificado como inerte se encuentran recogidas en unas tablas explicativas (A, B, C, D, E, F, G, H) que recogen el tipo de residuo, el Código LER, la naturaleza del residuo, el proceso o actividad donde se produce y el tipo de materiales.

Por lo tanto, para adscribir un residuo a cualquiera de las **categorías de residuos inertes**, tienen que cumplir con los criterios definidos en los apartados 1.1.1 y 1.1.2, es decir con la definición de residuo inerte y los criterios para ser considerados residuos inertes como ya hemos citado anteriormente. La clasificación de estos residuos como inertes no estará sometida a la realización de pruebas adicionales.

A todo esto, se le acompaña un procedimiento para la caracterización de dichos residuos. Ese contenido específico de la **caracterización** de los residuos incluidos en la lista de residuos inertes, incluido en el apartado 2.3, recoge el contenido específico que consta de una información general con los objetivos de las operaciones de extracción, información geológica, comportamiento geoquímico de los residuos, y características y comportamiento geotécnico de los residuos. Igualmente, para determinar si un residuo relativo a las industrias extractivas es inerte, conforme al anexo I y en aplicación de la **metodología** (apartado 1.5 RD 975/2009), se han de realizar una serie de pruebas con la finalidad de poder comparar los resultados de dichas pruebas con los niveles genéricos de referencia establecidos por cada Comunidad Autónoma, o por el Gobierno de la Nación en su caso, así como la determinación del contenido de sustancias potencialmente dañinas para el medio ambiente o la salud humana.

El RD 975/2009 argumenta que hay **residuos inertes** (que lo son si reúnen todas las características recogidas a tal fin en el Anexo I de esta norma) de las industrias extractivas **no** incluidos en la **lista de residuos inertes** (en realidad categorías de residuos

inertes) de las industrias extractivas. Por lo que detalla que estos residuos que no están en la lista de residuos inertes anteriormente citada, pero que si cumplen todos los requisitos anteriormente citados se les considera también como categoría de residuos mineros inertes, quedando todo esto explicado en el apartado 1.3.

Continuando con la consideración jurídica del residuo minero, hay que abordar aquellos considerados como “no inertes no peligrosos” y “peligrosos” en el RD 975/2009. Los residuos que pueden ser considerados dentro de la categoría de “no inertes no peligrosos” aparecen citados como tales por primera y única vez en el ordenamiento jurídico español en el RD 975/2009. En función de los **resultados de estas pruebas específicas**, finalmente estos residuos se podrán definir, o no, como residuos “no inertes no peligrosos” o como “peligrosos” a efectos de lo dispuesto en este RD. La caracterización de estos residuos aparece regulada en el apartado 2.4 del RD 975/2009, y consta de una información general, con los objetivos de las operaciones de extracción, de una información geológica y del comportamiento geotécnico de los residuos, así como de características y comportamiento geotécnico de estos residuos

Por lo tanto, en relación a la **caracterización** de los residuos que pueden ser considerados dentro de la categoría de “peligrosos”, estos se deberán identificar y clasificar según la LER, incluidas las características peligrosas que se incluyen en el anexo III de la LRSC, modificado por el Reglamento 1357/2014/UE, así como el origen de los residuos, la cantidad, la descripción del transporte, la descripción de las sustancias químicas, el tipo de instalación, forma final y método de vertido. En la LER se entienden como residuos que pueden alcanzar la categoría de peligrosos aquellos que llevan un asterisco (\*) tras el código, pero no quiere decir que los que no llevan un asterisco (\*) no sean peligrosos, ni los que llevan (\*) no puedan ser considerados dentro de la categoría de residuos inerte; todo ello dependerá de sus características.

La Decisión 2000/532/CE<sup>33</sup>, que es la que estableció la LER, fue modificada por la Decisión 2014/995/CE. En la lista de la Decisión 2014/995/CE, que clarifica y

---

<sup>33</sup> Decisión 2000/532/CE, de 3 de mayo de 2000, que sustituye a la Decisión 94/3/CE por la que se establece una lista de residuos de conformidad con la letra a) del artículo 1 de la Directiva 75/442/CEE del Consejo relativa a los residuos y a la Decisión 94/904/CE del Consejo por la que se establece una lista de residuos peligrosos en virtud del apartado 4 del artículo 1 de la Directiva 91/689/CEE del Consejo relativa a los residuos peligrosos (DO L 226 de 6.9.2000, p. 3).; Decisión modificada por la Decisión 2001/119/CE (DO L 47 de 16.2.2001, p. 32).

complementa el Reglamento 1357/2014/UE que sustituye al anexo III de la Directiva 2008/98/CE por el cual se relacionan las características que permiten clasificar a los residuos como peligrosos, estos “Residuos de Industrias Extractivas”, en adelante RIE, ya son considerados, en algunos casos, con la categoría de peligrosos. Como ejemplo de evolución, vemos que este cambio de consideración respecto del carácter peligroso o no de los diferentes tipos de residuos ha experimentado una evolución a lo largo del tiempo. Así, a la vista de todo lo anteriormente expuesto, se observa este cambio relativo a la consideración como residuo peligroso de algunos tipos de RIE que aparecen en el listado LER de la Decisión 2000/532 CE, y en particular los recogidos con los códigos

- 01 03 04\* “estériles que generan ácido procedentes de la transformación de sulfuros”,  
y
- 01 03 05\* “Otros estériles que contienen sustancias peligrosas ha evolucionado hasta ser reconocidos como peligrosos”.

Con anterioridad, antes de la última modificación del listado LER, estos residuos eran recogidos con el código 01 03 01 (“Estériles”), es decir como residuos inertes. A modo de ejemplo, la última modificación de la LER incluida en la Decisión 2014/995/CE, ha incorporado a este listado de residuos con (\*) al siguiente residuo:

- 010310\* Lodos rojos procedentes de la producción de alúmina que contienen sustancias peligrosas distintas de los residuos mencionados en el código 01 03 07.

Además, estas nuevas normativas (el Reglamento 1357/2014/UE y la Decisión 2014/995/CE), provocan cambios como son, en primer lugar, la denominación y definición de las características de peligrosidad, y modificando, además, en el Anexo III de la LRSC el término “sustancia” por el de “residuo”.

La determinación de la peligrosidad de un residuo se llevará a cabo, por un lado, por medio de la búsqueda de la clasificación toxicológica de las sustancias presentes en el residuo, y por otro determinando la característica de peligrosidad del residuo en el caso de que contenga sustancias clasificadas con un código de clase y categorías de peligro y código de indicación de peligro. Resaltar, también, que en el art. 6.2 de la LRSC se observa que se podrá considerar un residuo con la categoría de peligroso cuando, aunque no figure en la lista como tal, presente una o más de las características indicadas en el Anexo III<sup>34</sup>. Entre

---

<sup>34</sup>Modificado por Reglamento 1357/2014 UE.

estas características, conforme a la nomenclatura del Reglamento 1357/2014/UE, se destaca el HP6 (Toxicidad aguda) y el HP7 (Cancerígeno), en relación a los residuos relativos a las industrias extractivas.

No obstante todo lo anterior, se debe poner de relieve que el sector de la minería y en particular de sus residuos, continúa siendo un sector escasa e inadecuadamente regulado, al tener que aplicar de manera **supletoria** la LRSC en lo no tratado por el RD 975/2009, ya que no recoge los requerimientos ni obligaciones que se deben cumplir cuando se está en posesión de un residuo peligroso. En cualquier caso, esta misma supletoriedad antes citada asegura que se pueda regular de una directa el manejo y gestión de estos residuos peligrosos. En cualquier caso, consideramos que el tratamiento que se hace de estos residuos mineros, bien sea por la normativa minera (RD 975/2009) o, de forma supletoria, por la LRSC, resulta poco adecuada dadas las características propias de estos residuos mineros en relación, por ejemplo, a los residuos industriales. Entre estas características de los residuos mineros se podrían destacar su alta toxicidad, su alto riesgo de dispersión a los diferentes compartimentos del entorno (atmósfera, aire, agua, suelo, flora, fauna, población), su gran dispersión en el entorno, su gran volumen, su escaso valor económico por unidad de peso o de volumen, etc.

Otro aspecto a tener en cuenta, es que la LRSC expone las restricciones que se exigen para los residuos peligrosos, y son entre otros:

- Los residuos peligrosos deberán estar envasados y etiquetados según las normas internacionales (art. 20.2.b).
- La duración del almacenaje de los residuos peligrosos será de seis meses cuando se destine a valorización y a eliminación (art.20.4.a).
- Se deberá constituir una fianza (art.20.4.b) y suscribir un seguro o una garantía financiera si se realizan operaciones de tratamiento de residuos peligrosos (art.20.4.c).

De este modo, en la aplicación de la determinación de los residuos mineros peligrosos, la gestión no se aplica de manera completa porque solo es de aplicación la deposición, pero no dice nada de la gestión en vertedero, ni la reutilización de estos residuos en rellenos de obra civil como cimentaciones o carreteras (García y Muñoz-Vera, 2015), lo que es una gran carencia de la normativa que no regule debidamente el carácter tóxico de estos residuos. A este respecto, únicamente citar lo contemplado en la disposición adicional tercera del RD 975/2009 “Mejores técnicas disponibles”, en el que se indica que “la

autoridad competente realizará el seguimiento de la evolución de las mejores técnicas disponibles para la gestión de los residuos mineros y de las instalaciones en las que se depositan, incluso después de su cierre”. No obstante, y lamentablemente, esto no parece llevarse a la práctica, al menos de un modo efectivo, tal y como se puede constatar, por ejemplo, en el Distrito Minero de Cartagena-La Unión (Murcia), en donde se observa la existencia de un riesgo permanente asociado a la existencia de estos residuos mineros y sus depósitos, o en el Distrito Minero de Mazarrón (Murcia), en donde se ha llegado a interponer inclusive denuncia por parte de la fiscalía medioambiental por delitos ambientales por estos riesgos asociados a los residuos mineros.

En relación a los niveles de los contaminantes máximos generados por las actividades productivas, a nivel comunitario, la Directiva 2006/21/CE relativa a industrias extractivas no expone nada de niveles. Por su parte, el Reglamento 166/2006 relativo al establecimiento de un registro europeo de emisiones y transferencias de contaminantes y por el que se modifican las Directivas 91/689/CEE y 96/61/CE del Consejo, sí que recoge límites. Estos límites, son en todo caso, burdos tanto por las cantidades máximas de emisión al suelo (cuantificados en kg/año), como por las fracciones metálicas consideradas (metal total en este caso, sin considerar especiación).

En el ámbito nacional, al igual que ocurre para los suelos, existen carencias, según nuestro criterio, a la hora de establecer los niveles máximos de contaminantes metálicos en los residuos, en el sentido de no considerar ni los procesos de especiación ni de fijar tampoco los protocolos estandarizados que nos permitan establecer con criterios técnicamente solventes los valores reales de contaminantes metálicos capaces de generar riesgo. Así, los elementos traza pueden aparecer ligados a diversas fracciones que se encuentran en los residuos, tales como los carbonatos, los óxidos, los sulfuros, ser estructurales en los minerales o bien estar solubles, siendo la suma de todas estas fracciones la cantidad total de metal presente en ese residuo. Desde el punto de vista toxicológico, y por tanto de riesgo, solo algunas de estas fracciones (soluble, ligada a carbonatos, etc.) presentan elementos traza que están en disposición de pasar al medio de una forma más o menos rápida, produciendo así riesgo y contaminación; son las llamadas fracciones biodisponibles.

Pues bien, las diferentes normativas reguladoras de residuos de ámbito nacional (LRSC y RD 975/2009), así como las autonómicas, no tienen estos aspectos en consideración. La mayor parte de la normativa española referida a estos temas está, por

tanto, obsoleta desde el punto de vista técnico y del estado de conocimiento actual, al estar basada en interpretaciones del comportamiento y toxicidad de los elementos traza superados hoy día. Así, por ejemplo, el Anexo I del RD 975/2009 dice lo siguiente en relación a la consideración de inerte o peligroso de los residuos: “El contenido de sustancias potencialmente dañinas para el medio ambiente o la salud humana en los residuos y, en especial, de As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, V y Zn, incluidas las partículas finas aisladas en los residuos, es lo suficientemente bajo como para que sus riesgos humanos y ecológicos sean insignificantes, tanto a corto como a largo plazo. Para poder ser considerados lo suficientemente bajos como para presentar riesgos humanos y ecológicos insignificantes, el contenido de esas sustancias no superará los valores mínimos nacionales para los emplazamientos definidos como no contaminados o los niveles naturales nacionales pertinentes.” Es decir, nos remiten a los Niveles Genéricos de Referencia utilizados por los suelos, es decir la RD 9/2005 de suelos contaminados, niveles estos, para los elementos traza, o no existentes para muchas Comunidades Autónomas, y en todos los casos muy deficientes en su estimación y valoración de riesgos, cuando se compara con el actual estado del conocimiento científico en esta materia.

Por su parte, la Orden AAA/661/2013, de 18 de abril, por la que se modifican los anexos I, II y III del Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero, regula únicamente los valores máximos de lixiviación procedentes de los residuos, a efectos de su tipificación como residuo peligroso, refiriéndose en este caso a valores solubles, lixiviables, si bien con cantidades en este caso bastante moderadas.

Vista la normativa que en diferentes ámbitos regulan los niveles máximos de contaminantes metálicos en los residuos, se puede concluir que se trata de normativa que hace una estimación del riesgo y problemas derivados del contenido metálico, tanto a nivel europeo como nacional, que adolece de rigurosidad en el sentido de no distinguir claramente entre las “fracciones” peligrosas de las que no lo son. Este hecho, disminuye enormemente la significación y valor de los criterios técnicos de las normas vigentes, algo que, en nuestra opinión, debería ser seriamente revisado y actualizado al grado de conocimiento científico y técnico existente hoy día. Este hecho, resulta obsoleto y poco funcional desde el punto de vista de la gestión adecuada de estos residuos, ya que estas características deberían establecerse sobre la base del estudio y consideración de la



especiación o fraccionamiento de estos elementos entre las distintas fases minerales de ese residuo, es decir sobre bases científico-técnicas bastante más sólidas.

### **3.4. UTILIZACION DE LOS RESIDUOS Y SUBPRODUCTOS MINEROS COMO RECURSO**

#### **3.4.1 LOS RESIDUOS/SUBPRODUCTOS MINEROS COMO RECURSO**

Para comenzar ¿se debe considerar el residuo minero como tal, es decir, como residuo/subproducto en todos los casos, o bien puede ser, en ocasiones, considerado como un recurso y, por tanto, presentar una consideración legal diferente?

Los residuos mineros que se extraen en una explotación minera pueden ser, técnicamente, considerados como producto (como sinónimo de recurso *strictu sensu*), residuo o subproducto minero, siendo lo mismo, sin que ello excluya la clasificación de los mismos como tóxicos o peligrosos. No obstante, la introducción en el ámbito legal de estas diferentes consideraciones técnicas de los residuos mineros no resulta tan sencilla.

El Real Decreto 975/2009, introdujo por primera vez el término recurso en una norma relativa a la minería. Así, en el apartado “v) **Recurso mineral** o mineral”, describe como recurso a “...un yacimiento, de origen natural, presente en la corteza terrestre de una sustancia orgánica o inorgánica, como combustibles energéticos, minerales metálicos...”. Por tanto, se define el recurso minero como un yacimiento de mineral que puede ser de cobre, níquel, titanio, oro, plata, petróleo, hierro o simplemente aguas medicinales. Puede ser metálico o no metálico, incluyendo, por tanto, las menas metálicas, que son minerales de los que pueden extraer los elementos químicos, y los recursos energéticos como petróleo, gas natural, elementos de interés y rocas industriales.

Por otro lado, para que un residuo minero se convierta en recurso conforme a la Ley de Minas, es decir que se trate de un producto susceptible de ser explotado, debe seguir un **procedimiento** propio. Para el aprovechamiento de esos materiales mineros, los mismos deberán pasar a ser considerados como un **yacimiento de origen no natural**. Para solicitar la consideración de recurso proveniente de yacimientos de origen no natural, lo podrá hacer cualquier persona física o jurídica teniendo prioridad el titular del derecho minero que haya producido el yacimiento. El objeto sería autorizar el aprovechamiento de yacimientos de

origen no natural como recursos de la Sección B<sup>35</sup> de la Ley de Minas, como así lo recoge el Art. 46. 1<sup>36</sup>, regulado por Real Decreto 2857/1978 (Artículos 46 al 50).

Para ello, se deberá solicitar la autorización minera mediante concurso público, pero antes se debe haber conseguido la recalificación de ese yacimiento como recurso de la Sección B). Una vez conseguida esta recalificación, y con posterioridad, se deberá solicitar la explotación del mismo para el aprovechamiento de los minerales, es decir para la revalorización económica de los minerales contenidos en estos “residuos”. Una vez calificado como recurso de la Sección B) un determinado yacimiento, y si no hubieren sido ejercitados los derechos preferentes sobre el mismo, se concederá su aprovechamiento a quien hubiese incoado el expediente de calificación y solicitada autorización para el aprovechamiento, siempre que se cumplan los requisitos.

Y cuando el expediente para la calificación de un yacimiento dentro de la Sección B) se hubiese iniciado de oficio y no hubiesen sido ejercitados los derechos preferentes sobre el mismo, la Dirección General de Minas e Industrias de la Construcción podrá sacar a concurso público su explotación (Art.49). De este modo, los trabajos de aprovechamiento de los residuos, ahora considerados recursos, deberán comenzar en el plazo máximo de un año a contar desde la notificación de otorgamiento, salvo prórroga, previa petición justificada e informada por la Delegación Provincial, y habrán de continuarse sin interrupción ni alteración del proyecto aprobado (Art 50.1).

En relación con todo esto, indicar que en el año 2014 se elaboró una propuesta de nueva Ley de Minas que finalmente no se plasmó en ningún documento oficial, al haber sido retirado este borrador debido a las numerosas críticas recibidas por las asociaciones sectoriales al no estar de acuerdo con la nueva fiscalidad, como tampoco con la reducción de plazos concesionales, entre otros aspectos. Como consecuencia de esta retirada, se sigue aplicando la ya obsoleta normativa de minas de 1973, Ley de Minas, si bien con la incorporación del RD 975/2009 se ha intentado adecuar, al menos en parte, de forma práctica a la normativa comunitaria vigente. En este sentido, en aquellos ámbitos en los que se producen vacíos legales, el Tribunal Supremo ha ido sentando jurisprudencia, si bien el

---

<sup>35</sup>Ley de Minas clasifica el recurso minero en tres grupos: A. Yacimientos minerales sin valor económico. B. Aguas minerales, termales, estructuras subterráneas y yacimientos. C. Yacimientos minerales y recursos energéticos.

<sup>36</sup>“Quienes pretendan el aprovechamiento de residuos que puedan constituir un yacimiento de origen no natural, deberán obtener la previa declaración de que ese yacimiento ha sido calificado como recurso de la Sección B)”.

resultado ha sido el disponer, hoy día, de una regulación muy dispersa, con ámbitos concretos en los que cada Comunidad Autónoma ha ido estableciendo los requisitos y plazos que han considerado oportunos para otorgar las autorizaciones. A modo de caso práctico sobre la “recalificación” de un residuo minero como recurso, citar el caso de la controvertida “Bahía de Portmán”, en Murcia, que se detallará más adelante<sup>37</sup>. De forma complementaria, y en relación a la utilización de los subproductos mineros como recurso, se va a analizar esta reutilización conforme a la normativa específica que regula la “construcción” de suelos técnicos especiales, conocidos como tecnosuelos o tecnosoles, cada vez más utilizados para la solución de problemas ambientales.

De este modo, se puede comprobar, tras lo expuesto, cómo aunque técnicamente residuo, recurso o subproducto sea lo mismo a la hora de la extracción, y cómo un residuo o subproducto minero pueda ser considerado como un recurso natural en aplicación de un procedimiento administrativo que la normativa regula tal y como hemos visto anteriormente, la consideración legal de un determinado material (residuo o recurso) depende básicamente del **interés económico** que se pudiera derivar de su explotación. Este interés suele deberse, básicamente, a la aplicación de nuevas técnicas de explotación que permiten una mayor eficiencia en la extracción de los productos de beneficio comercial, así como del valor de mercado de los mismos, por lo que es en este término cuando debemos de diferenciar ambos conceptos. Ya que cuando se considera recurso natural es cuando se obtiene un valor económico de ese recurso, algo que no ocurre cuando es residuo, si bien insistimos en que, técnicamente, son lo mismo.

### 3.4.2. EJEMPLOS PRÁCTICOS

- **VISIÓN CRÍTICA DELA BAHÍA DE PORTMÁN**

Un caso reciente de gestión de residuos mineros es el de la Bahía de Portmán, término municipal de La Unión (Murcia). En este emplazamiento, en donde antaño había una bahía de gran calado e interés, se vertieron grandes cantidades de residuos mineros durante más de 30 años, que la fueron anegando. En el año 2014, estos “residuos”

---

<sup>37</sup> Epigrafe 3.4.2 Vision crítica de la Bahía de Portmán

depositados en la bahía cambiaron de consideración, de tal forma que se declararon como recursos en mayo de 2014<sup>38</sup>.

En total, se llegaron a verter a la bahía más de 50MTm de residuos provenientes del tratamiento del mineral en las explotaciones mineras adyacentes a este enclave, siendo abordados, en fechas recientes, algunos estudios para la re-explotación de estos materiales, algo que devino, finalmente, en el cambio de consideración de los mismos para pasar de residuos a recurso.

Desde el momento en el que estos materiales de desecho de los lavaderos mineros fueron vertidos a la bahía, recibieron la consideración de residuos. El primer Proyecto de regeneración y adecuación ambiental de la Bahía de Portmán fue sometido a evaluación de impacto ambiental, de conformidad con el apartado 9º del Anexo I y art. 3. 1 del Real Decreto Legislativo 1/2008, de 11 de enero, que aprueba el Texto Refundido de la Ley de Evaluación de Impacto Ambiental (TRLEIA). Finalmente, la **Declaración de Impacto ambiental (DIA)**<sup>39</sup> de este proyecto inicial fue aprobada en febrero de 2011.

Acto seguido, el Consejo de Ministros autorizó la celebración del contrato para la **ejecución del proyecto** de "Regeneración y adecuación ambiental de la Bahía de Portmán, en el término municipal de La Unión (Murcia)"<sup>40</sup>, por un importe de 80.053.142 euros para el periodo 2012-2015. A continuación se abrió la fase de licitación de las obras por el procedimiento abierto, mediante Resolución de la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar, de 20 de septiembre de 2011, por la que se anuncia licitación, con un presupuesto base de 67.290.088,49 euros y un importe total de 79.402.304,42 euros. Las obras fueron licitadas, si bien el proceso de licitación no fue nunca finalizado. Así, después

---

<sup>38</sup>Resolución de la Dirección General de Industria, Energía y Minas por la que se declara como recursos de la Sección B) de la Ley de Minas, el yacimiento de origen no natural formado por los residuos depositados en la Bahía de Portmán (Murcia).BORM. núm 11 de 16 de mayo de 2014.

<sup>39</sup>Resolución de 10 de febrero de 2011, de la Secretaría de Estado de Cambio Climático por el que se formula declaración de impacto ambiental del Proyecto de Regeneración y adecuación ambiental de la Bahía de Portmán, término municipal de La Unión. Murcia.

<sup>40</sup> Resolución de 22 de septiembre de 2011 de la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y el Mar por el que se anuncia la licitación de obra de "Regeneración y adecuación ambiental de la Bahía de Portmán, en el término municipal de La Unión (Murcia)".BOE núm 228. Y posterior rectificación del anuncio el 24 de septiembre de 2011.BOE núm 230.

de once meses de tramitación, en agosto de 2012, se **anuló la licitación**<sup>41</sup> por **desistimiento**.

Tras este primer proyecto, se inició un segundo proyecto, si bien hay que destacar que este nuevo proyecto supuso una **modificación sustancial del proyecto de regeneración de la Bahía** (Soro *et al.*, 2013) consistente en un cambio en la tecnología del dragado de los estériles, una división del proyecto en dos fases y una ampliación cronológica de los trabajos a desarrollar. Estas modificaciones sustanciales planteadas con respecto al proyecto de regeneración aprobado en origen, y el cual dispone de las respectivas autorizaciones ambientales, comportarían por tanto la realización de un nuevo procedimiento de evaluación de impacto ambiental (Soro *et al.*, 2013). En este nuevo proyecto, a la hora de ver cómo se trataban estos residuos, según la Declaración de impacto ambiental<sup>42</sup>, estos materiales se clasificarían, de acuerdo con su destino proyectado, como:

- residuos que permanecerán depositados, bien en su localización actual o bien siendo reubicados dentro del emplazamiento afectado por los mismos,
- residuos que no permanecerán en dicho emplazamiento y que serán depositados en el interior de una corta minera,
- y residuos que pueden perder la condición de residuo (arenas negras de la playa).

Los informes manejados para este proyecto contienen también un análisis de la normativa existente en materia de residuos, concluyendo que para la gestión de los materiales de la bahía de Portmán se deberá aplicar **únicamente la normativa específica en materia de residuos mineros** y en ningún caso la normativa general de residuos, dado que el destino final de los residuos mineros es su actual emplazamiento o bien su depósito en la corta San José (dentro de la zona minera adyacente). Conforme a estos informes, los materiales susceptibles de ser transportados hasta la corta se pueden englobar dentro de la categoría de

---

<sup>41</sup> Anuncio de 3 de noviembre de 2012 de la Dirección General de Sostenibilidad de Costas y del Mar por el que se publica el desistimiento del procedimiento de contratación "Regeneración y adecuación ambiental de la Bahía de Portmán, en el término municipal de La Unión (Murcia)". Expediente 30-1320. BOE núm 265.

<sup>42</sup> Resolución de 10 de febrero de 2011, de la Secretaría de Estado de Cambio Climático por el que se formula declaración de impacto ambiental del Proyecto de Regeneración y adecuación ambiental de la Bahía de Portmán, término municipal de La Unión. Murcia. BOE núm

arenas negras, conforme a la caracterización realizada, siendo considerados, por tanto, como residuos inertes.

A todo esto habría que sumar los aspectos toxicológicos. Así, de acuerdo con la caracterización efectuada de los sedimentos en la bahía de Portmán por diversos autores, se ha constatado **la existencia de una fuerte contaminación por elementos traza**, principalmente plomo, cadmio, zinc, cobre y hierro (García *et al.*, 2008; García Lorenzo *et al.*, 2012; Martínez Sánchez *et al.*, 2008; Martínez Sánchez *et al.*, 2013). De hecho, mediante estudios de bioacumulación de metales pesados realizados en la década de los 90 (CEDEX, 1996), se concluyó que los organismos cercanos al punto de vertido tenían en sus tejidos concentraciones de metales pesados (Cd, Zn y Pb) del orden de un 40% superiores a las que se encuentran en el otro extremo de la bahía.

A partir de estos resultados se concluyó que en todas las situaciones posibles se producía un riesgo por ingesta inaceptable de As y el Pb, mientras que para el resto de contaminantes estudiados (Cu, Cd y Zn) el peligro por ingesta sería aceptable en todos los sondeos y profundidades. A la vista de lo anterior, se concluyó que la existencia de estos sedimentos provocaba un riesgo tanto para la salud, como para los ecosistemas. En este sentido, se llevaron a cabo diversas propuestas de gestión del riesgo en la restauración de la bahía, mediante la transformación de los productos tóxicos, a través de técnicas de tratamiento *in situ*, en otras sustancias menos peligrosas para el hombre y los ecosistemas de modo que se consigan unos riesgos tolerables<sup>43</sup>. Para los materiales tratados *in situ* resultaría de aplicación la normativa de suelos contaminados, en especial resultaría necesario realizar una valoración específica de riesgos para la salud humana, la avifauna y los ecosistemas en general, de acuerdo con los requisitos establecidos en el anexo VIII del Real Decreto 9/2005 (RDSC).

Finalmente, se llegó a solicitar que los citados residuos de la Bahía de Portmán fuesen declarados recurso de la Sección B) “...como yacimiento de origen no natural...”, según la Ley de Minas. De este modo, en mayo de 2014 se resolvió que los residuos mineros fuesen considerados como recurso natural<sup>44</sup>, exponiendo que por los sondeos realizados

---

<sup>43</sup>BOE 22 febrero de 2011, Declaración de Impacto Ambiental, pág. 23.

<sup>44</sup> Resolución de 16 de mayo de 2014 de la Dirección General de Industria, Energía y Minas por la que se declara como recurso de la Sección B) de la Ley de Minas, el yacimiento de origen no natural formado por los residuos depositados en la Bahía de Portmán (Murcia).BORM. núm 11.

acreditaron suficientemente el interés minero de los materiales depositados, siendo susceptibles de declaración como recurso mineral.

Por otro lado, todo este procedimiento resolvió sobre cuestiones tales como la no aplicación de la LRSC, dado que los residuos depositados en la Bahía de Portmán son residuos resultantes del tratamiento de recursos minerales, siendo únicamente de aplicación las disposiciones normativas relativas a la minería (RD 975/2009 que es complementaria a la Ley de Minas). De este modo, quedó confirmada la consideración de recurso, pero dejando de ser considerado residuo minero.

**¿Pero podría seguir siendo residuo minero aunque tenga la consideración de recurso natural?**

**Entendemos, según nuestro criterio** que, debido a la existencia de estudios que pusieron de manifiesto el interés económico de estos residuos (Oyarzun *et al.*, 2013), hubo interés empresarial en reactivar la re-explotación de estos materiales desde un punto de vista industrial. No obstante, pese a su consideración como recurso natural, estos materiales no dejarían por ello de ser considerados como residuos, ya que como hemos comentado en el apartado anterior residuo/subproducto y recurso serían lo mismo, como así lo recoge la jurisprudencia del TJUE que expone que los residuos pueden tener valor económico.

A este respecto, no nos deja indiferentes la respuesta a la alegación segunda recogida en la Declaración de Impacto Ambiental (DIA) presentada a este proyecto<sup>45</sup>. En la alegación presentada se cuestionaba el hecho de considerar a residuo y recurso como una misma cosa, de tal forma que en su argumentario esta alegación decía que no dejando de ser residuo no debería ser considerado como subproducto o recurso. Ante esto, la DIA resolvió manifestando que la norma aplicable a este caso era la Ley de Minas de 1973, de tal forma que en relación a esta disquisición, la DIA no entró en ningún momento a dirimir sobre si se trataba de un recurso o de un residuo, dando este tema por zanjado sin aplicar la normativa de residuos. En nuestra opinión, se trata de un residuo minero, por lo cual claramente es un residuo sin diferencia técnica con el recurso, pero que conforme a la normativa de minas debe

---

<sup>45</sup> Resolución de 10 de febrero de 2011, de la Secretaría de Estado de Cambio Climático por el que se formula declaración de impacto ambiental del Proyecto de Regeneración y adecuación ambiental de la Bahía de Portmán, término municipal de La Unión. Murcia.

seguir un procedimiento legal para cambiar su denominación jurídica de residuo a recurso natural.

Conforme a lo establecido en el artículo 23.4 de la Ley de Minas y correspondiente artículo 38.4 del Reglamento General para el Régimen de la Minería, “se consideran yacimientos incluidos en la sección B) las acumulaciones constituidas por residuos de actividades reguladas por la Ley de Minas, o derivadas del tratamiento de sustancias que se hallen incluidas dentro de su ámbito, que resulten útiles para el aprovechamiento de alguno de sus componentes.” Los residuos depositados en la Bahía de Portmán proceden del aprovechamiento de los minerales extraídos en la Sierra de Cartagena y La Unión, y tratados mediante técnicas de flotación en un establecimiento de beneficio de minerales situado en la propia Bahía de Portmán, por lo que, los residuos depositados en la Bahía son residuos procedentes de actividades reguladas por la Ley de Minas.

Los establecimientos de beneficio que han originado estos residuos también están regulados tanto por la Ley de Minas, como por el Reglamento General para el Régimen de la Minería. Conforme lo establecido en el artículo 112 de la Ley de Minas y el correspondiente artículo 138.2.b, “se consideran establecimientos de beneficio, las plantas de concentración cuyo objeto sea tratar de separar en el todo-uno, la mena de la ganga, así como eliminar los elementos que puedan ser susceptibles de penalización en la comercialización o tratamiento posterior del producto”.

A la vista de lo anterior, **los residuos depositados en la Bahía de Portmán son residuos mineros**, y por tanto afectados por la legislación minera, que prevé la posibilidad de su aprovechamiento conforme a sus previsiones.

Por otro lado, en cuanto a la consideración de que dichos residuos eran residuos peligrosos por su alta toxicidad, tal y como ya se aprobó con la Declaración de Impacto Ambiental, se resolvió afirmando que estos “residuos” se tratan de una mena de hierro susceptible de ser declarada como yacimiento de origen no natural al tener concentraciones de estos minerales de hierro muy superiores a los valores medios. Esta afirmación se sustentaba en el hecho de que su composición química mostraba un elevado contenido en hierro con fases de Fe como pirita, siderita y magnetita (García Lorenzo *et al.*, 2012), y en cuanto a que las características físico-químicas de estos materiales permiten deducir un alto grado de estabilidad química, con muy baja reactividad (Martínez Sánchez *et al.*, 2008). Así, a la luz de estos estudios, la Bahía de Portmán se mostró como un emplazamiento con un



elevado contenido en metales pesados, que han sido calificados como residuos inertes o no peligrosos, en ocasiones y con un alto contenido en mineral de hierro, lo que le confiere el carácter de mena de hierro (Martínez Sánchez *et al.*, 2013).

De esta manera, la empresa explotadora una vez seguido el procedimiento expuesto anteriormente, estaría en disposición de obtener el título concesional durante al menos 6 meses una vez adjudicado el proyecto de regeneración de la Bahía de Portmán, y a continuación una autorización administrativa minera para el resto de la Bahía por un tiempo de concesión de no más de 10 años<sup>46</sup>.

El 31 de julio de 2014 la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y el Mar designó a la empresa adjudicataria para iniciar la tramitación de la concesión administrativa o pre-adjudicación, cuyo plazo expiraba el 5 de noviembre del mismo año. Si el concurso quedara desierto, según expone la Ley de Minas, la empresa adjudicataria podría ejercitar sus derechos mineros sobre los residuos como resultado de la declaración de la bahía como recurso minero. Y esto sería así puesto que, al no ejercer la administración del Estado el derecho preferente sobre el mismo en seis meses, como marca la Ley de Minas (art.47.5), se traspasaría automáticamente a la empresa que instó la declaración. A partir de este momento, la empresa dispondría de 6 meses para la presentación del proyecto de laboreo minero. Según el artículo 33.3 de la Ley de Minas aquellos trabajos de aprovechamiento deberían comenzar en un año, desde la notificación del otorgamiento y no podrían paralizarse sin previa autorización, pudiendo acordarse la caducidad por incumplimiento de la obligación.

Posteriormente, y una vez transcurrido el plazo legal para que se aportara la documentación, que regula el Reglamento General para el Régimen de la Minería, que acreditase el derecho de aprovechamiento como yacimiento minero y aportar la memoria razonada que contuviese los trabajos que se pretendían realizar, se dio la situación de que no se obtuvo respuesta alguna. Por tanto, y a la luz de este resultado se procedió a la terminación del expediente y la cancelación de la solicitud en aplicación del Reglamento General para el Régimen de la Minería. En este sentido, hay que aclarar que la empresa PORTMAN ARIA S.L. llegó a disponer de la pre-adjudicación del concurso, si bien por problemas propios de la empresa (quiebra económica), finalmente el **concurso quedó desierto**.

---

<sup>46</sup> Resolución de 4 de abril de 2014 de la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar, por la que se anuncia la convocatoria para la adjudicación mediante concurso, de una concesión administrativa para la ocupación del dominio público marítimo terrestre necesario para el aprovechamiento minero de la Bahía de Portmán, término municipal de La Unión (Murcia).BOE num 82.

Con posterioridad, y una vez desestimado el procedimiento para la re-explotación de los residuos mineros de la bahía, el Consejo de Ministros, en reunión del día 19 de junio de 2015<sup>47</sup>, autorizó la celebración del contrato destinado a la ejecución del proyecto de regeneración y adecuación ambiental de la bahía de Portmán, en el término municipal de La Unión (Murcia). Por este motivo, el Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, a través de la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar, sacó a licitación este proyecto con fecha 23 de julio de 2015<sup>48</sup>, de manera inmediata para que las obras pudieran dar comienzo antes de finalizar este año, por un importe de 59.536.680 euros, distribuidos en cinco anualidades. El plazo de ejecución de la obra sería de 46 meses. El último dato disponible hasta la fecha sobre este procedimiento, ha sido la inclusión en “Los Presupuestos Generales del Estado para el año 2016”<sup>49</sup> presentados el 4 de agosto de 2015, de una partida de unos 6 millones de euros destinados a este proyecto de regeneración.

La adjudicación de este contrato se deberá realizar por procedimiento abierto con varios criterios, entre los que se valorará la presentación de mejoras ambientales tendentes a reducir la cantidad de residuos de la obra, mediante su aprovechamiento o valorización. Al proyecto se le incorporaron las medidas correctoras ambientales y las complementarias del correspondiente Plan de Vigilancia Ambiental, de acuerdo con la Declaración de Impacto Ambiental positiva publicada en el Boletín Oficial del Estado el 22 de febrero de 2011. Dicho proyecto según la DIA, consistía en el dragado de estériles depositados en la bahía hasta retrasar la línea de orilla actual en 250 metros. Para ello se retirarían de la bahía unos 2 millones de metros cúbicos de estériles, los cuales se trasladarían a la corta minera de San José, en la misma provincia y comunidad autónoma. También estaba previsto regenerar la nueva línea de playa reutilizando materiales de la actual y aportar arena caliza de machaqueo para mejorar su granulometría.

El ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, a través de la Dirección General de Sostenibilidad de la Costa y del Mar, adjudicó el proyecto de

---

<sup>47</sup> ACUERDO por el que se autoriza la celebración del contrato destinado a la ejecución del proyecto de regeneración y adecuación ambiental de la Bahía de Portmán, en el término municipal de La Unión (Murcia). Consejo de Ministros, 19 de junio de 2015

<sup>48</sup> Resolución de 23 de julio de 2015 de la Dirección General de Sostenibilidad de Costas y del Mar, por la que se anuncia licitación de obra, “regeneración y adecuación ambiental de la bahía de portman, termino municipal de La Unión (Murcia). BOE núm 175.

<sup>49</sup> Ley 48/2015, de 29 de octubre, de Presupuestos Genetales del Estado para el año 2016. BOE octubre 2015

regeneración y adecuación ambiental de la bahía de Portmán, por un importe de 33,4 millones de euros. La adjudicación se ha realizado a la U.T.E. formada por ACCIONA, SATO y CONTINENTAL en fecha de 14 de diciembre de 2015<sup>50</sup>. No obstante,

Pero a fecha de **10 de enero de 2016**, apareció tanto en prensa<sup>51</sup> como en la página web de organismos oficiales como la CROEM<sup>52</sup>, que la sociedad que quedó en segundo lugar en el concurso de adjudicación, MARCO-CIOMAR presentó un recurso ante el Tribunal Administrativo Central de Recursos Contractuales, si bien hay que indicar que el citado recurso a fecha de cierre de esta memoria no se ha encontrado aun en el Observatorio de Contratación Pública. Debido a este recurso, la concesión de los trabajos del proyecto de regeneración de la Bahía de Portmán a la Unión Temporal de Empresas formada por ACCIONA, SATO Y CONTINENTAL quedó en punto muerto en espera de que se resolviese el recurso presentado por la sociedad MARCO-CIOMAR. Dicho recurso se resolvió en fecha 10 de febrero de 2016, a favor de la sociedad recurrente.

Visto todo esto, en **nuestra opinión** esta Declaración de Impacto Ambiental o DIA aprobada en el año 2011, se encontraría afectada por la Ley 21/2013, **de evaluación ambiental, que en su Disposición transitoria primera dice: “3. Las declaraciones de impacto ambiental publicadas con anterioridad a la entrada en vigor de esta Ley perderán su vigencia y cesarán en la producción de los efectos que le son propios si no se hubiera comenzado la ejecución de los proyectos o actividades en el plazo máximo de seis años desde la entrada en vigor de esta Ley.** En tales casos, el promotor deberá iniciar nuevamente el trámite de evaluación de impacto ambiental del proyecto conforme a lo establecido en esta Ley”. Por tanto, entendemos que la vigencia de esta DIA será de 6 años desde la publicación de la Ley 21/2013, por lo que este régimen transitorio en el que estará vigente la DIA se prolongará hasta **2019**, siempre y cuando el proyecto no tenga modificaciones sustanciales respecto al proyecto original de 2011. Como nota aclaratoria,

---

<sup>50</sup> El Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente adjudica el proyecto para la regeneración ambiental de la bahía de Portmán por un importe de 33,4 millones de euros. Nota del Gabinete de Prensa del Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 14 de diciembre de 2015.  
[http://www.magrama.gob.es/es/prensa/151214adjudicacionproyectoreregeneracionbahia deportmanmurcia\\_tcm7-405493\\_noticia.pdf](http://www.magrama.gob.es/es/prensa/151214adjudicacionproyectoreregeneracionbahia deportmanmurcia_tcm7-405493_noticia.pdf)

<sup>51</sup> Un recurso paraliza la adjudicación de las obras de Portmán a Acciona.  
<http://www.laverdad.es/murcia/comarcas/201601/10/recurso-paraliza-adjudicacion-obras-20160110015321-v.html>

<sup>52</sup> El inicio de las obras de regeneración en Portmán se retrasa a marzo o abril.  
<http://www.croem.es/Web20/CROEMMedioAmbiente.nsf/xPage.xsp?documentId=769569C938118DD9C1257F4500374C2E&action=OpenDocument&SessionID=F79EC025A1ED9C2D947BFB4973350A931CC700BA>

indicar en relación a las Declaraciones de Impacto Ambiental, o DIA, que la competencia para concederlas la ostenta el estado, y en este caso el Ministerio de Medio Ambiente, o MAGRAMA, al igual que ocurre con las licitaciones de otros proyectos de estas características. Hay que aclarar, a este respecto, que el derecho de aprovechamiento es ostentado por el Estado. Por el contrario, las Comunidades Autónomas, y en este caso en particular la Dirección General de Minas de la Región de Murcia, es la que ostenta la competencia para resolver si un residuo minero es considerado o no como recurso natural, en aplicación de la Sección B de la Ley de Minas.

En torno a este tema, queremos incidir en la siguiente consideración. El artículo 7º de la Ley 21/2013 dice que la DIA seguirá siendo válida siempre y cuando no se varíe el proyecto original en algún elemento esencial. A nuestro entender, habría que considerar en este caso si el nuevo proyecto incluye **una modificación sustancial del proyecto, en un elemento esencial como la línea de mar**, al modificar la distancia de regeneración. **Así, mientras en el proyecto original la regeneración incluía la recuperación de la bahía desde unos 250 metros hacia el mar desde la línea de costa**, que como dice la DIA, en el nuevo proyecto algún medio de comunicación<sup>53</sup> ha citado que esta regeneración se llevaría a cabo hasta los 250 metros de la línea de costa actual y con una profundidad de unos cuatro metros, por lo que habría un cambio sustancial del proyecto inicial (hay que tener en cuenta que la bahía tiene una distancia aproximada entre la línea de costa actual y la original de aproximadamente 550 metros, por lo que ambas líneas no coinciden en unos 50 metros de diferencia. De todas formas, en la medida en la que no hemos tenido acceso al proyecto final de regeneración, hay que indicar que esta cuestión habría que dejarla en cuarentena. No obstante, la aplicación de criterios diferentes entre el proyecto de 2015 y el de 2011 debe ser una cuestión sobre la que habría que estar vigilante, ya que en caso de variar sustancialmente ambos proyectos, la DIA de 2011 quedaría invalidada, lo que a su vez invalidaría todo el proceso.

En cuanto al tema de que esos residuos sean considerados como recurso natural según la Resolución de 2014<sup>54</sup>, y que sin embargo el proyecto que actualmente está en proceso los vaya a tratar como residuos, hay algunas consideraciones de interés. Así, en

---

<sup>53</sup> Diario.es 19/06/2015; 20minutos.es 20/10/2015

<sup>54</sup> Resolución de 16 de mayo de 2014 de la Dirección General de Industria, Energía y Minas por la que se declara como recurso de la Sección B) de la Ley de Minas, el yacimiento de origen no natural formado por los residuos depositados en la Bahía de Portmán (Murcia).BORM. núm 11.

nuestra opinión, en este caso el aspecto relativo al valor económico de estos materiales depositados en la bahía no afecta para nada al tratamiento que los mismos vayan a sufrir, ya que aún teniendo este interés, la Ley de Minas vigente no dice nada sobre si estos materiales pueden o no ser acumulados en depósitos diseñados a tal efecto. Pero al margen de que si se consideran recursos o residuos mineros en aplicación de la distinta normativa ya citada anteriormente, lo que verdaderamente es importante es como se gestionan esos residuos si se hace adecuadamente y cuál es el plan de vigilancia ambiental, para que sean mínimas las afecciones ambientales al entorno y a la salud.

A la vista de este proceso descrito, se puede concluir que cuando un residuo minero quiere ser considerado como recurso o subproducto, el régimen jurídico que le afecta y al que debe ceñirse se caracteriza por un elevado intervencionismo administrativo que incluye autorizaciones, registros, limitación de exportación e importación, etc. Recientemente, algunos nuevos criterios afines al concepto de residuo (Serrano Paredes, 2008), tal y como son los subproductos y la materia prima secundaria, están surgiendo como realidades que escapan al intervencionismo citado anteriormente, algo que se ha suscitado a través de la jurisprudencia del TJCE, que a través sus los pronunciamientos está promoviendo nuevos criterios a adoptar.

#### • **VISIÓN CRÍTICA LA CREACIÓN DE TECNOSOLES**

Cuando en un entorno determinado los suelos han desaparecido, se han contaminado o han perdido su fertilidad y demás funciones, una opción es la de hacer suelos “artificiales” que los sustituyan y corrijan los problemas existentes. Estos suelos hechos a medida, están constituidos por más de un 30% de artefactos y son denominados técnicamente como tecnosoles (Macías *et al.*, 2007). En este sentido, los suelos naturales, debido a su elevada heterogeneidad, pueden servirnos como diferentes modelos a imitar para hacer suelos con propiedades adecuadas para la resolución de diferentes problemas ambientales o funcionales. De hecho, esta tecnología se ha aplicado de forma tradicional por diversas culturas a lo largo y ancho del planeta (Brasil, Papúa Nueva Guinea, etc.).

Un residuo/subproducto minero puede ser utilizado como recurso para la creación de un tecnosol, o suelo técnico. Por medio de la valorización biogeoquímica de algunos residuos orgánicos e inorgánicos no peligrosos (Macías *et al.*, 2007) y la aplicación de los conocimientos técnicos de la Ciencia del Suelo, o Edafología, se permite obtener suelos

que cumplen con las funciones productivas y ambientales de los suelos naturales. El caso particular de los tecnosoles, o suelos técnicos (WRB, 2006), constituye otra vía para la reutilización y revalorización de los residuos/subproductos mineros.

Si bien en el ámbito nacional no existe legislación al respecto, en el autonómico sí que existe alguna regulación normativa al respecto de estos temas. Así, desde la entrada en vigor de la ITR/01/08<sup>55</sup>, en la Comunidad Autónoma de Galicia, los suelos derivados de residuos o subproductos, entre ellos los mineros, se están ensayando en diferentes procesos de recuperación, de tal manera que se está incrementando el conocimiento sobre su comportamiento, así como el de los materiales que pueden ser utilizados en su elaboración.

La finalidad de esta norma es la regulación de la producción de los tecnosoles derivados de residuos que tienen la categoría de no peligrosos, según la caracterización de los mismos para llegar a esta consideración, que cumplan las principales funciones de los suelos, que sean susceptibles de evolucionar por procesos de formación edáfica y que realicen una estabilización eficiente del carbono en el suelo y en la biomasa, partiendo de un residuo que está dentro de la categoría de no peligroso o de un subproducto.

La utilización de los materiales residuales para la creación de los tecnosoles debe cumplir con la legislación vigente. De este modo, los tecnosoles derivados de residuos o subproductos deberán estar, en todo caso, libres de ecotoxicidad y poseer características estructurales y nutricionales que garanticen su calidad como substrato edáfico y minimicen los riesgos ambientales e higiénico-sanitarios derivados de su aplicación. Las características de los residuos o subproductos admisibles para llegar a ser tecnosoles deben de estar por debajo de los valores límite de concentración de metales pesados y metaloides en los residuos afectados, establecidos en el RDSC.

Una vez tenidas en cuentas todas las precauciones y medidas de control anteriormente citadas, y en la medida en la que esta tecnología se desarrolle e implante en el campo de la restauración ambiental y de la minimización de riesgos, es de esperar que determinados materiales que hoy día se tratan como residuos susceptibles de ser depositados en vertedero, pasen a tener una posibilidad de reutilización como nuevas materias primas para otros usos. Así, en la medida en la que los proyectos de explotación

---

<sup>55</sup>Resolución de 8 de enero de 2008, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental de la Xunta de Galicia, por lo que se da publicidad a la instrucción técnica de residuos ITR/01/08, de 8 de enero de 2008, de la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental, referente a la elaboración de suelos (tecnosoles) derivados de residuos”.

y restauración final de zonas mineras consideren a determinados materiales surgidos en el proceso minero-metalúrgico como de interés para el desarrollo de tecnosoles, estos materiales cambiarán su consideración, para dejar de ser residuos sin valor e interés alguno y así pasar a ser materiales con interés económico y práctico.

Hay que tener en cuenta que un subproducto es un producto que no han sido buscado como tal, con origen en un proceso de fabricación o de extracción, cuya utilización sea legal, segura, sin transformación previa y sin solución de continuidad en el proceso de producción, de tal forma que pueda llegar, por ejemplo, a formar parte de un suelo técnico, o tecnosol.

En la actualidad, y a modo de conclusión de los dos ejemplos citados anteriormente, la realidad se está imponiendo desde el punto de vista de la demanda creciente, que al coincidir con la cada vez menor oferta de los recursos (energéticos, materias primas, etc.), está obligando, una vez más, a la búsqueda de nuevas tecnologías que nos permitan la re-explotación, reutilización o reaprovechamiento, de lo que hasta ahora se consideraban como residuos (p.e. los residuos mineros, los residuos urbanos, los suelos contaminados, etc.). Por tanto, estos materiales pasan en ese momento a ser considerados como recursos, o en el peor de los casos como subproductos, susceptibles de ser incorporados al sistema productivo. Este hecho que, simplemente por cuestiones reales de demanda y oferta, se está convirtiendo cada vez más en una realidad, desde el punto de vista técnico y económico habrá de encontrar su reflejo de una forma cada vez más clara en el marco normativo que regula estos aspectos. Por tanto, en los próximos años y décadas las fronteras entre residuo y recurso, o subproducto, habrán de ser cada vez más estrechas pero a la vez más claras, tanto en el ámbito técnico como legislativo.

### **3.5. REGULACIÓN JURÍDICA DE LOS RESIDUOS DE LAS EXPLOTACIONES MINERAS EN FASE DE EXPLOTACIÓN, ASÍ COMO FUERA DE USO**

Hasta ahora, hemos visto los distintos aspectos jurídicos, técnicos y jurisprudenciales relativos a los residuos mineros dentro de las concesiones mineras en fase de explotación. Pero, hay que tener en cuenta que esta fase de actividad es relativamente corta, por lo que hay que considerar estos mismos aspectos en relación a los residuos mineros localizados en explotaciones que en ese momento no se encuentran activas. A este

respecto, en nuestra opinión, las condiciones y riesgos existentes en cada una de estas fases no son los mismos, por lo que consideramos de interés abordar estos casos por separado.

¿Qué se entiende por explotación minera en fase de explotación? Por tal se entiende a aquellas explotaciones que están siendo explotadas y trabajadas de una forma continuada en el tiempo, sin grandes períodos de receso. Por el contrario, a veces, se da el caso de que explotaciones que tienen su concesión y permisos en vigor deciden, por motivos varios, cesar su actividad temporalmente, por períodos que pueden ser de varios años, e incluso décadas. Por último, nos encontramos el caso de las concesiones que han cesado totalmente su actividad, con caducidad inclusive de sus permisos y licencias de explotación.

Una vez que la explotación minera cesa su actividad, en la fase de abandono, muchos de los problemas continúan afectando al medio. Entre estos problemas destacan la liberación al medio superficial (terrestre y atmosférico) de cantidad de elementos traza en forma de sales metálicas, el drenaje ácido de minas, la acidificación producida en el suelo, la contaminación por elementos traza y cambios en los sistemas de drenajes de las aguas, con sus respectivas consecuencias sobre la población y ecosistemas del entorno. Esto ha de suponer, la adopción de medidas de gestión y manejo de estos espacios, encaminadas a disminuir estos riesgos. A este respecto, hay que distinguir entre las explotaciones totalmente clausuradas y las que están sometidas a ceses temporales, más o menos largos, de su actividad.

Al igual que se ha comentado en las explotaciones con concesión en vigor y activa, la normativa vigente presenta una poco acertada regulación específica sobre la consideración de los residuos mineros, y más concretamente en el caso de los residuos de minería metálica en explotaciones no activas. Los residuos mineros que se extraen en una explotación minera son, en gran parte, tóxicos y peligrosos. No obstante, la trasposición al ámbito legal de estas diferentes consideraciones de los residuos mineros no resulta tan sencilla.

En nuestra opinión, la normativa sobre residuos mineros (RD 975/2009) resulta aplicable a las explotaciones con concesiones en vigor, pero con suspensión temporal de actividades, pero por el contrario no resulta aplicable a las explotaciones clausuradas con concesiones caducadas.

En términos generales, se puede afirmar que esta normativa minera recoge unos requerimientos y obligaciones que se deben cumplir cuando se está en posesión de un



residuo peligroso con ciertas carencias, por lo que se genera un vacío legal que se traduce en la ausencia de una adecuación efectiva de las prácticas de manejo y gestión que de estos residuos peligrosos se hacen en las explotaciones mineras. Esta ambigüedad contrasta con la claridad con la que la normativa de residuos (LRSC) regula la gestión de los residuos peligrosos de origen no minero como ya comentamos en apartados anteriores en relación al artículo 20 de la LRSC. Estamos, en nuestra opinión, por tanto ante una discriminación negativa y no justificada de los residuos mineros peligrosos frente al resto de residuos peligrosos que no reciben un tratamiento adecuado, si bien esta cuestión puede ser subsanada mediante la aplicación de forma supletoria de la LRSC a este tipo de materiales.

En cuanto a las obligaciones que impone el RD 975/2009 y que no siempre se cumplen son, que la entidad explotadora está obligada a constituir **dos garantías financieras**, o equivalentes, para asegurar el cumplimiento de lo dispuesto en el **plan de restauración** autorizado. Entendemos, nuevamente, que estas garantías se deben aplicar a las explotaciones con concesiones en vigor, pero con suspensión temporal de actividades, pero por el contrario no resulta aplicable a las explotaciones clausuradas con concesiones caducadas.

La primera garantía financiera, o equivalente, está destinada a asegurar que la entidad explotadora pueda hacer frente a las obligaciones derivadas de la autorización del plan de restauración en lo que respecta a la explotación y a las instalaciones de preparación, concentración y beneficio de los recursos minerales. Esta garantía financiera, o equivalente, debe ser suficiente para cubrir el coste de rehabilitación por un tercero independiente y convenientemente cualificado, de los terrenos afectados por la explotación y las instalaciones de preparación, concentración y beneficio asociadas.

La segunda garantía financiera, o equivalente, está destinada a asegurar que la entidad explotadora puede hacer frente a todas las obligaciones derivadas del cumplimiento de las condiciones impuestas en la autorización del plan de restauración para la gestión y la rehabilitación del espacio natural afectado por las instalaciones de residuos mineros, incluidas las relacionadas con el cierre y clausura de las mismas. Esta garantía financiera o equivalente debe ser suficiente para cubrir el coste de rehabilitación, por un tercero independiente y convenientemente cualificado, de los terrenos afectados por las instalaciones de residuos, incluidas las instalaciones de residuos en sí mismas, tal y como se describe en el plan de gestión de residuos. Esta garantía se establecerá antes del inicio

de las operaciones de vertido en las instalaciones de residuos mineros y se ajustará periódicamente.

Por su parte, también las autoridades competentes pueden organizar un sistema eficaz de inspecciones o medidas de control equivalentes respecto a la investigación y el aprovechamiento de los recursos minerales y, en concreto, a las instalaciones de residuos mineros. Sin perjuicio de las obligaciones impuestas en la autorización del plan de restauración a la entidad explotadora, antes del inicio de los vertidos en las instalaciones, debe haber una inspección para comprobar que se cumplen las condiciones de la autorización. Además, se asegura que las entidades explotadoras y sus sucesores lleven un Libro Registro actualizado de dichas instalaciones de residuos y que las entidades explotadoras transmitan a sus sucesores información relativa al estado de la instalación de residuos, datos de control y a las actividades efectuadas en la misma.

Hay que considerar también que, según el **artículo 44.1** del RD 975/2009, la autoridad competente inspeccionará, al menos con **periodicidad anual** desde el comienzo de las actividades de laboreo, la explotación, preparación, concentración y beneficio de los recursos minerales, para asegurarse de que se cumplen las condiciones de la autorización del plan de restauración a este respecto. A este respecto, sería oportuno determinar no solo la periodicidad de estas inspecciones, sino también los criterios científico-técnicos seguidos en las mismas.

### 3.5.1 EXPLOTACIONES CON CONCESIONES EN FASE DE EXPLOTACIÓN

En relación a estas explotaciones, se puede aplicar todo lo recogido en los puntos anteriores de este capítulo. Es decir, en este caso la normativa a aplicar es la estrictamente minera, es decir, tanto la Ley de Minas de 1973, como el RD 975/2009 para el caso de los residuos mineros, con todas las limitaciones, supletoriedades y defectos que se han visto en los puntos anteriores.

### 3.5.2 EXPLOTACIONES CON CONCESIONES EN VIGOR PERO CON SUSPENSIÓN TEMPORAL DE LABORES

En muchos casos, tras un periodo de explotación, la concesionaria solicita una suspensión temporal de labores, lo que implica un cese de la actividad pero manteniendo

el carácter minero del área geográfica afectada por la concesión, lo cual tiene sus implicaciones respecto del marco normativo regulatorio de esta zona y de sus materiales (suelos, residuos, etc.). En este caso, la normativa a aplicar sería la Ley de Minas, el Real Decreto 2857/1978, la Ley 54/1980, de modificación de la Ley de Minas, Real Decreto 863/1985, el Real Decreto 975/2009 y su posterior modificación con el Real Decreto 777/2012. Y en cuanto a los residuos de minería metálica que se consideran con la categoría de residuos peligrosos, debería de aplicarse la LRSC de manera supletoria.

La Ley de Minas reafirma la naturaleza jurídica de los yacimientos minerales de origen natural y demás recursos geológicos como bienes de dominio público. Mantiene además, como lo haría la Ley de Minas de 19 de julio de 1944, la concesión administrativa como principio básico del ordenamiento minero. El derecho de minas ha sometido a término la vigencia de los títulos habilitantes para la explotación de los recursos mineros como consecuencia de la imprescriptibilidad del dominio público, y según el art. 62.1 de la Ley de Minas (30 años, prorrogables por plazos iguales hasta un máximo de 90 años). En la actualidad dicho límite general se encuentra contemplado por el art. 93.3 de la Ley 33/2003, de 3 de noviembre, del Patrimonio de las Administraciones Públicas (LPAP) y se sitúa en 75 años, incluidas las prórrogas.

Por tanto, si la concesión sigue en vigor, para que no se caduque, aunque la actividad este fuera de uso, se solicita periódicamente la suspensión de las labores para evitar dicha caducidad mientras no se cumplan los plazos a que están sometidas. Así, aunque un espacio minero parezca que está abandonado, la actividad minera continúa operando administrativamente mientras año a año se presenten los correspondientes planes de suspensión de labores mineras. De esta manera, se debe solicitar la autorización de suspensión temporal de labores y de aprobación del correspondiente proyecto de suspensión, según modelo normalizado, indicando el plazo por el que se solicita la suspensión y los motivos de la misma. De este modo, se obtiene la autorización de suspensión temporal de labores durante un plazo no superior a 1 año, así como la correspondiente aprobación del proyecto de suspensión temporal.

En cualquier caso, esta legislación no está abordando, desde nuestra óptica, de una forma efectiva el problema de contaminación y salud pública que existe asociado a este tipo de explotaciones activas pero con suspensión temporal de actividades. Este aspecto, tal y como se ha indicado con anterioridad, viene reflejado en la normativa actualmente vigente en el art. 167 del RD 863/1985. Este artículo indica que el concesionario o

explotador de una mina que se proponga abandonar su laboreo total o parcialmente, solicitará del órgano competente la preceptiva autorización, estando obligado a tomar cuantas medidas sean necesarias para garantizar la seguridad de personas y bienes. En este sentido, y tomando como ejemplo las minas de Sierra Minera Cartagena- La Unión (Murcia), se ve cómo periódicamente desde 1991 se está solicitando la suspensión de labores, no aplicando sobre estas concesiones el art. 35 del RD 975/2009 relativo al seguimiento y control del residuo minero, por ser este artículo aplicable únicamente con posterioridad a la clausura de una instalación de residuos mineros, mientras que las inspecciones anuales recogidas en el art. 44 de este RD 975/2009 consideramos que tampoco se están aplicando.

Por otro lado, según la Disposición transitoria primera del RD 975/2009, que refleja las instalaciones de residuos mineros en funcionamiento, en su apartado 1 dice que “las instalaciones de residuos mineros que vinieran siendo explotadas el 1 de mayo de 2008 dispondrán hasta el 1 de mayo de 2012 para adecuarse a las disposiciones del presente real decreto, salvo en lo que se refiere a lo dispuesto en el artículo 43.1, que se refiere a la garantía financiera o equivalente para el cumplimiento de las condiciones impuestas en la autorización del plan de restauración para la gestión y la rehabilitación del espacio natural afectado por las instalaciones de residuos mineros, en cuyo caso el plazo será hasta el 1 de mayo de 2014 (...)”. Pero no siempre se cumple este supuesto, ya que las minas con concesión en vigor, pero con suspensión temporal de actividades del Distrito Sierra Minera Cartagena–La Unión, así como las minas de Mazarrón (Murcia), no aplican en su plan de gestión de residuos estos criterios dentro del plazo estipulado, por lo que se quedan en un limbo jurídico, según nuestro entender.

A este respecto, hay que poner de manifiesto que el papel de los residuos mineros afectados por elementos traza como fuente de contaminación para el entorno, con afección de la salud de las poblaciones y ecosistemas circundantes, no cesa durante todo el proceso de suspensión temporal. Por tanto, la legislación aplicable en estos casos debería recoger de forma explícita la obligación de aplicar de forma eficiente, y conforme a los avances técnicos disponibles, las medidas correctoras oportunas que contribuyan a la minimización de riesgos, algo que a fecha de hoy no está ocurriendo al estar las superficies potencialmente contaminantes (superficies de los pantanos y demás depósitos de residuos) totalmente expuestas a la acción meteorizante y erosiva de los agentes externos, que acaban por dispersar y, por tanto, contaminar a los entornos de estas zonas de minería metálica. Todo

este proceso de aplicación de medidas correctoras podría ser evaluado mediante su correspondiente DIA.

### 3.5.3 EXPLOTACIONES CLAUSURADAS, CON AUTORIZACIONES DE EXPLOTACIÓN DE RECURSOS CADUCADAS.

El art. 68 de la Ley de Minas condicionaba el otorgamiento de la concesión al aprovechamiento racional del recurso, y en este sentido el art. 70.2 obligaba desde este momento y anualmente al concesionario a presentar un Plan de Labores ante la Dirección General de Minas. La falta de presentación de dicho plan sería sancionada con multa, pudiendo llegar a acordarse la caducidad de la concesión. El anteproyecto de cierre y clausura de las instalaciones de residuos mineros, incluido en el proyecto constructivo, contiene las disposiciones que corresponden al mantenimiento y control posterior a la clausura, de acuerdo con los artículos 33, 34 y 35.

El cierre de una instalación, consistente en el cese definitivo de la explotación (art 33.1), se presenta un “Estudio Básico”, o anteproyecto de cierre y clausura, en donde se descubrirán las medidas necesarias para la rehabilitación del terreno (art. 33.2). Si se cumplen las condiciones que se expusieron en el plan de restauración, se aprueba el proyecto definitivo de cierre y clausura (art 33.3). A este respecto, no se considerará que una explotación está clausurada hasta que la autoridad competente en el plazo de un año, haga una inspección final *in situ* y considere que se encuentra oficialmente clausurada (art 33.4). Llegados a este momento, la entidad explotadora será responsable del mantenimiento, control y medidas correctoras en la fase posterior al cierre y clausura durante todo el tiempo que exija la autoridad competente, que debe ser de, al menos, treinta años para las instalaciones de categoría A o de menos de 5 años si no son instalaciones de categoría A. (art.35). Todo lo anteriormente expuesto se debe de aplicar a los residuos mineros peligrosos y a los suelos contaminados en aplicación a *sensu contrario* del art 33.3 párrafo 2.

Por otro lado, conforme al RD975/2009, en el plazo de cuatro años, es decir en 2013, se debería haber elaborado un inventario de las instalaciones de residuos mineros clausuradas, incluidas las instalaciones abandonadas, situadas en territorio español, a fin de determinar aquéllas que tengan un impacto medioambiental negativo grave o que puedan convertirse a medio o corto plazo en una amenaza para la salud de las personas o para el

medio ambiente. Este inventario serviría de base a un programa de medidas adecuado en el ámbito de las competencias estatales y de las comunidades autónomas. No obstante, esto no se ha llevado a cabo (Alberruche del Campo *et al.*, 2014) de una forma integral. A este respecto, la Comisión Europea prevé un intercambio apropiado de información científica y técnica sobre la forma de elaborar el inventario de las instalaciones de residuos mineros clausuradas en cada Estado miembro y sobre el desarrollo de metodologías para asistir a los Estados miembros en el cumplimiento de la Directiva de gestión de residuos de las industrias extractivas en lo que se refiere a la rehabilitación de instalaciones de residuos clausuradas.

En esa zona minera clausurada, se distinguen los depósitos de “residuos”, *stricto sensu*, y los suelos originales (recurso) afectados en mayor o menor medida por procesos de contaminación proveniente de los residuos suprayacentes o circundantes. En una explotación minera no resulta admisible el hecho de que esos residuos mineros se pueden abandonar, sin mayores tratamientos y/o minimización de riesgos, en las explotaciones clausuradas.

A este respecto, una de las posibles situaciones que se podrían dar, llegado el caso, sería el de plantear la reutilización de estos residuos. Para ello, se recurriría a la aplicación del art 36.1 de la Ley de Minas, que dice que si durante el proceso de clausura o después de clausurada una instalación de residuos mineros se deseara efectuar la reutilización de los residuos, el interesado presentará a la autoridad competente un proyecto de dicha actuación, previa solicitud de la declaración de la instalación como recurso de la sección B) de la Ley de Minas. Este supuesto ha sido el que ha ocurrido recientemente en el caso de la Bahía de Portmán, Murcia, cuando se pretendía proceder a la explotación de los residuos allí depositados, caso ya detallado anteriormente en esta memoria.

Pero la otra situación, sería el “abandono” de estos depósitos de residuos mineros al carecer de intención alguna de volver a plantear uso alguno para los mismos. En este caso, la contaminación derivada de los residuos mineros que se genera una vez que la explotación ha sido clausurada, se debería regular por la legislación estatal relativa a residuos y suelos contaminados, LRSC, ya que al dejar de ser un distrito minero en uso, entendemos que debería aplicar esta normativa general. En nuestra opinión, por tanto, en este caso, los residuos, que pueden ser tanto de la categoría de inertes como peligrosos, deberían ser gestionados conforme a la LRSC una vez que la explotación haya sido clausurada. Igualmente, para el caso de los suelos, tanto existentes como neoformados en

estos ambientes mineros, una vez clausurada esta explotación, entendemos que debería ser también la legislación estatal de suelos contaminados (LRSC, RDSC), el marco normativo que regulase estos suelos. Esta gestión se podría hacer *in situ*, o bien mediante su transporte y acumulación a depósitos específicos, pero en cualquier caso teniendo en cuenta la especificidades de estos materiales, tanto en sus aspectos geoquímicos, como de volumen, escaso valor económico y gran dispersión en el territorio.

En cuanto a la cuestión económica del tratamiento de las instalaciones de residuos mineros cerradas y abandonadas, deberían regirse por tres consideraciones:

- por un lado si estas instalaciones suponen un riesgo para la salud o pueden contaminar el medio ambiente, y tienen un valor económico, deberían tener prioridad para la concesión de licencias y así estimular la inversión contando con los operadores anteriores y sus responsabilidades,
- si por el contrario, no suponen un riesgo para la salud y el medio ambiente pero tienen valor económico, se puede solicitar financiación pública, siempre teniendo en cuenta que no identificamos al operador responsable, y
- por último, si no suponen un riesgo para la salud y el medio ambiente, y además no pero tienen ningún valor económico, se deberían solicitar a los operadores la implantación de un plan minimización de riesgos en estas zonas, conforme a lo recogido en las normativas aplicables en cada caso.

### **3.6 NORMATIVA RELATIVA A LA EVALUACIÓN Y MINIMIZACIÓN DE RIESGOS ASOCIADOS A LOS RESIDUOS MINEROS: APLICACIÓN Y CARENCIAS. CONCLUSIONES**

Los residuos mineros se encuentran regulados, como ya hemos citado anteriormente, por la Directiva 2006/21/CE sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas, y por el RD 975/2009 y su modificación posterior RD 777/2012. En nuestra opinión, se puede aplicar de manera supletoria la LRSC en lo relativo a residuos mineros, en todo aquello que no esté regulado por el RD 975/2009, como ocurre con diversos aspectos relativos a jurídicos y técnicos relativos la gestión de los residuos mineros peligrosos.

A este respecto, indicar, que si bien el Anexo XVII del Reglamento (CE) nº 1907/2006 (REACH), resulta relevante para determinar si un residuo peligroso puede dejar

de ser residuo en función de las restricciones recogidas en este anexo, para pasar a ser entonces considerado como recurso, para el caso concreto de los residuos mineros, dado el carácter tóxico, carcinogénico, etc. de gran parte de los mismos, entendemos que esta interpretación jurídica no tendría mucho sentido, salvo para la reutilización y procesamiento de estos residuos como recursos mineros en sentido estricto. Además de esto, consideramos importante aclarar un aspecto que, al menos a primera vista, contrasta con lo recogido por la **Sentencia STJUE 7 de marzo de 2013**, en la que se indica que un residuo pierde su condición de peligroso cuando, por cuestiones jurídico-administrativas, pasa a ser considerado como recurso, bien sea al ser mezclado con otras sustancias o bien sea por una revalorización del mismo. Esta consideración, según nuestro criterio, no es correcta en tanto y en cuanto consideramos que el carácter de peligrosidad, toxicidad, etc. es algo intrínseco e inherente a la naturaleza del material, con independencia de su consideración jurídica como residuo, subproducto, recurso, etc. Queremos con ello decir que si un material determinado, o mezcla de ellos, resulta peligroso bien sea por su propia toxicidad o bien sea por ser posible fuente de contaminación para su entorno, o bien por ambas cuestiones, esta condición no va a cambiar desde un punto de vista técnico y ambiental por un simple cambio en su denominación jurídica, siendo por tanto peligroso en todos los casos, si bien entendemos que las implicaciones jurídicas que de esto se derivan podrán ser diferentes dependiendo de que se trate de un residuo o un recurso.

Un aspecto determinante y relevante en toda esta cuestión es, según nuestro criterio, la supletoriedad tanto de la LRSC como el RD 9/2005 en lo relativo a residuos mineros, en todo aquello que no esté regulado por el RD 975/2009. La supletoriedad de la LRSC aparece directamente citada en el artículo 2 del RD 975/2009, que se refiere a su ámbito de aplicación, así como en el apartado 2.4.3 del Anexo I del RD 975/2009. A su vez, la supletoriedad respecto del RD 9/2005 aparece claramente recogida en el apartado 1.3 del Anexo I del RD 975/2009 relativo a la clasificación y caracterización de los residuos de las industrias extractivas. En nuestra opinión, esta supletoriedad de la normativa minera, y en particular del RD 975/2009, respecto de la normativa general de residuos y suelos contaminados, es decir la LRSC y el RD 9/2005, se centra sobre todo en aspectos técnicos relativos a la evaluación de las características y peligrosidad de los distintos tipos de residuos, lo que supone, por extensión, que este RD 975/2009 presenta las mismas limitaciones y desfases respecto del conocimiento científico-técnico actual que presentan sus normativas supletorias, limitaciones ya discutidas en otros apartados.



A la luz de las indicaciones recogidas en el RD 975/2009, se puede inferir que las exigencias recogidas en estas normas se establecen en términos de impacto medio ambiental grave o de amenaza, sin que existan directrices sobre la forma de medir los tipos de riesgos asociados a los residuos mineros, ni de los niveles de reducción que deben ser alcanzados (Alberruche del Campo *et al.*, 2014).

En este sentido, y con la intención de suplir estas carencias, en julio de 2009, la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental encomendó al Instituto Geológico y Minero de España (IGME) una serie de trabajos de asistencia técnica entre los que se incluía la realización de actividades tales como:

- la asistencia técnica en la implementación de la Directiva 2006/21/CE, sobre gestión de residuos de industrias extractivas (RIE), incluyendo la elaboración de un manual para la gestión de los RIE,
- el desarrollo de un procedimiento y metodologías para la realización de un inventario de emplazamientos e instalaciones de RIE en el que se incluya, entre otros aspectos, el impacto ambiental de dichas instalaciones y los residuos tóxicos o ecotóxicos existentes en ellas,
- la elaboración de un procedimiento para realizar un inventario de suelos contaminados por el desarrollo de actividades extractivas,
- la elaboración de criterios técnicos para la priorización, según el riesgo, de los emplazamientos y de las instalaciones de residuos de industrias extractivas que se hayan incluido en el inventario, y por último,
- la asistencia técnica para el análisis de riesgos inducidos por las instalaciones de RIE sobre el medio ambiente, la salud humana y los bienes.

A la luz de lo reflejado en este último párrafo, se concluye que la finalidad de esta encomienda abordada por el IGME (Alberruche del Campo *et al.*, 2014), es “...el obtener un procedimiento para fijar prioridades de actuación, basado en el riesgo que presentan las instalaciones abandonadas o depósitos de residuos mineros, o cuando menos un reconocimiento, basado en el análisis de riesgos, de todos aquellos casos sobre los que puede resultar necesario tomar medidas y la urgencia de las mismas”. En consecuencia, una vez llevado a cabo esta encomienda resultaría esperable el tener la metodología necesaria, debidamente homologada y contrastada, para poder abordar la elaboración de planes o

proyectos de restauración, rehabilitación o remediación que aborden las situaciones más urgentes, en un contexto de medios económicos y materiales normalmente limitados.

Iniciativas de este tipo son, aún, muy escasas en el contexto internacional (Nahir *et al.*, 2006; Johnston *et al.*, 2007; Jarvis *et al.*, 2007; SERNAGEOMIN-BGR, 2008). Si bien los pocos casos conocidos han puesto de manifiesto el interés de los métodos basados en la evaluación del riesgo por escenarios, haciendo uso de matrices de riesgo, lo que ha permitido establecer prioridades de actuación sobre territorios con abundante minería abandonada (Alberruche del Campo *et al.*, 2014).

A este respecto, resulta fundamental indicar lo siguiente:

- Hay que tener en cuenta, que en el contexto nacional de lo que se dispone, a fecha de hoy, es básicamente de un “Manual para la evaluación de riesgos de instalaciones de residuos de industrias extractiva cerradas o abandonadas” (Alberruche del Campo *et al.*, 2014), que estandariza y propone metodologías para establecer y priorizar los niveles de riesgo ambiental de las antiguas explotaciones de minería, sobre todo de las clausuradas.
- Por su parte, lo recogido en el título previo del Real Decreto 975/2009, decía que tras cuatro años, es decir en 2013, estaría elaborado un inventario de las instalaciones de residuos mineros clausuradas, incluidas las instalaciones abandonadas, y que dicho inventario serviría de base a un programa de medidas adecuado en el ámbito de las competencias estatales y de las CC.AA.
- Por tanto, lejos de estar hecho este inventario, lo único, aunque importante, que se ha abordado ha sido la elaboración de un **documento técnico metodológico**, lo cual se aleja del mandato recogido en el título previo del Real Decreto 975/2009. En este sentido, es de gran importancia, desde el punto de vista de la salud ambiental de los entornos de las zonas mineras, y obligatorio desde el punto de vista legal, que las distintas Administraciones Competentes aborden con carácter urgente la elaboración de este inventario tomando como base, por ejemplo, el manual técnico anteriormente citado (Alberruche del Campo *et al.*, 2014).

En cualquier caso, el marco técnico delimitado por el manual de referencia (Alberruche del Campo *et al.*, 2014), no haría sino establecer una tipificación de las distintas instalaciones de residuos mineros en función de sus riesgos asociados. En este sentido, y sin menoscabo del citado manual, esta evaluación debería ser complementada, en nuestra

opinión, con la aplicación de las técnicas más efectivas y novedosas dentro del campo de la regeneración ambiental y minimización de riesgos (Gómez-Ros *et al.*, 2013; García y Gómez-Ros, 2016), de acuerdo a lo ya contemplado en la disposición adicional tercera del RD 975/2009, algo que debería estar complementado con acciones de evaluación y seguimiento a lo largo del tiempo de los niveles de emisión de elementos contaminantes por parte de las superficies sobre las que se ha actuado con la finalidad de llevar a cabo una minimización de riesgos.

Como apoyo de esto, indicar estos dos puntos:

- Es de resaltar la dudosa efectividad que desde el punto de vista técnico, de la cadena trófica y de la salud ambiental de las zonas de minería metálica y su entorno, han tenido muchas de las tecnologías de restauración aplicadas hasta la actualidad (Gómez-Ros *et al.*, 2013), lo cual nos ha de obligar a mejorar en la efectividad de estas técnicas de restauración y minimización de riesgos (García y Gómez-Ros, 2016).
- Al igual que ocurre con otros emplazamientos contaminados o fuentes de contaminación, sería necesario una evaluación en continuo de los niveles de emisión de los contaminantes, tanto al medio atmosférico, como edáfico e hídrico (superficial y subterráneo), lo cual requeriría de la inclusión en la legislación de niveles máximos admisibles, así como medidas de seguimiento y control extendidas en el tiempo durante periodos, en principio, indefinidos. Para ello, o bien se pueden adoptar los niveles de referencia adoptados por normativas con las que podrían interrelacionar, como por ejemplo el Real Decreto 678/2014, de 1 de agosto, por el que se modifica el Real Decreto 102/2011, de 28 de enero, relativo a la mejora de la calidad del aire, o bien la elaboración de valores genéricos propios.

En cualquier caso, toda esta aplicación de la normativa actual, afectaría básicamente a las explotaciones cerradas o abandonadas, pero ¿se incluirían aquí las explotaciones que mantienen aún su concesión pero con suspensión temporal de actividades? Y en relación a las explotaciones en vigor, ¿no se aplicaría ningún tipo de medida específica análoga para la minimización de riesgos? Por tanto, en relación a la existencia misma de normas relativas a la minimización de riesgos, así como a la aplicación y/o aplicabilidad de la misma, son muchas las dudas o puntos no abordados o clarificados que deberían ser abordados de manera urgente desde un punto de vista normativo con la finalidad, por un lado, de

minimizar los riesgos en todas las fases de una explotación minera, pero también en relación a la gestión y posibles usos de los distintos tipos de residuos mineros existentes.

Un aspecto positivo del Real Decreto 975/2009, es que supera con creces el objetivo de la Directiva 2006/21/CE, en el sentido de otorgar un sentido de protección más amplio, que no sólo atiende a la gestión de los residuos mineros sino que también comprende la investigación y aprovechamiento de los recursos, no limitándose a transponer la norma europea, sino que ha optado por completar las disposiciones comunitarias con otras normas españolas vigentes y, en algunos casos, más restrictivas.

Entre los avances que ha supuesto este real decreto, está el **control de la Comisión Europea** al garantizar la remisión cada tres años de un informe sobre la aplicación del Real Decreto, que tomará como referencia los criterios de estudio que indique la propia Comisión y se basará en los datos aportados por las Comunidades Autónomas. Además de **obligar**, con carácter anual, a la **Administración General del Estado** a **informar** la Comisión Europea, y al público interesado que lo solicite, sobre cualquier suceso que haya podido afectar a la estabilidad de las instalaciones de residuos mineros y cualesquiera efectos medioambientales adversos significativos, con origen en las instalaciones en funcionamiento o ya clausuradas. A este respecto, esta norma supone un avance, si bien con escasa traslación práctica, razón por la cual entendemos que **estas medidas se deberían aplicar de una forma más continuada y visible**.

A modo de conclusión, debemos de resaltar que para el caso de la industria extractiva de minerales, el volumen de residuos de diverso tipo que se generan resulta enorme en relación al beneficio económico asociado, mientras que las actividades de tipo industrial generan, por lo general, grandes beneficios económicos en relación a la cantidad de residuo generado. Por consiguiente, estamos ante dos realidades, desde el punto de vista técnico y económico, totalmente diferentes. Además de su gran volumen, hay que tener en cuenta que los RIE se suelen encontrar diseminados dentro de grandes distritos mineros, que además se suelen ubicar en zonas de escasa población e interés económico.

Precisamente, debido a estas peculiaridades de los residuos de la minería, cuando estos presentan el carácter de peligroso, difícilmente les resultará aplicable desde un punto de vista técnico-práctico las normas de control a las que se ven sometidos los residuos industriales peligrosos con carácter general, o llegados al caso habría que tener en cuenta estas peculiaridades a la hora de poder aplicar los residuos con carácter general. Hay que

tener en cuenta que estas medidas se suelen basar en aspectos tales como la inertización o el confinamiento en bidones o recintos de aislamiento (vertederos específicos), algo que resulta inviable para las explotaciones mineras desde el punto de vista económico y técnico.

A este respecto, hay que resaltar un vez más el vacío legal en el que se mueven estos residuos mineros peligrosos, algo que se traduce en la ausencia de una adecuación efectiva de las prácticas de manejo y gestión que de estos residuos peligrosos se hacen en las explotaciones mineras. Por otro lado, y al igual que ocurre para los suelos, existen carencias, según nuestro criterio, a la hora de establecer los niveles máximos de contaminantes metálicos en los residuos, en el sentido de no considerar ni los procesos de especiación ni de fijar tampoco los protocolos estandarizados que nos permitan establecer con criterios técnicamente solventes los valores reales de contaminantes metálicos capaces de generar riesgo. Así, tal y como se indicó en el capítulo II de esta T.D, los metales pueden aparecer ligados a diversas fracciones que se encuentran en los residuos, tales como los carbonatos, los óxidos, los sulfuros, ser estructurales en los minerales o bien estar solubles, siendo la suma de todas estas fracciones la cantidad total de metal presente en ese residuo.

Desde el punto de vista toxicológico, y por tanto de riesgo, solo algunas de estas fracciones (soluble, ligada a carbonatos, etc.) presentan elementos traza que están en disposición de pasar al medio de una forma más o menos rápida, produciendo así riesgo y contaminación; son las llamadas fracciones biodisponibles. Pues bien, las diferentes normativas reguladoras de residuos de ámbito nacional (LRSC y RD 975/2009), así como las autonómicas y la mayor parte de las europeas, no tienen estos aspectos en consideración. La mayor parte de la normativa española referida a estos temas está, por tanto, obsoleta desde el punto de vista técnico y del estado de conocimiento actual, al estar basada en interpretaciones del comportamiento y toxicidad de los elementos traza superados hoy día. Así, por ejemplo, el que esta normativa actual utilice como valores de referencia a las fracciones solubles, o totales, surge de la suposición fundamentada hace más de 35 años por Lindsay (1979), de que existe un equilibrio entre la fase soluble de un elemento y la cantidad total presente en el suelo, de tal forma que se estimó que el 10% del contenido metálico total de un suelo se encuentra en fase soluble. Hoy día, son numerosos los trabajos que han puesto de manifiesto el comportamiento de los elementos traza en distintos tipos de residuos, como son los residuos de las industrias extractivas, lo que hace que hoy día, desde un punto de vista científico-técnico, se considere necesario el llevar a cabo un estudio de fraccionamiento o especiación específico para determinar las distintas fracciones en las

que se divide el metal total presente en un residuo, y por tanto así poder evaluar el riesgo real sobre la base de la consideración de las fases solubles y disponibles. Así, se hace necesario la adopción de una metodología basada en los estudios de fraccionamiento y especiación de los elementos traza en los residuos mineros, que haga posible lo indicado anteriormente.

En relación a esto resulta determinante la supletoriedad que la normativa específica de residuos mineros tiene respecto de las normativas generales de residuos y suelos contaminados, es decir tanto de la LRSC como del RD 9/2005. En nuestra opinión, esta supletoriedad de la normativa minera, se centra sobre todo en aspectos técnicos relativos a la evaluación de las características y peligrosidad de los distintos tipos de residuos, lo que supone, por extensión, que este RD 975/2009 presenta las mismas limitaciones y desfases respecto del conocimiento científico-técnico actual que presentan sus normativas supletorias y ya discutidas en otros apartados. Si a esto le unimos el hecho de que las peculiaridades de los residuos mineros, es decir si se tiene en cuenta la disposición geográfica y orográfica de estos terrenos mineros, conjuntamente con el escaso valor de estos residuos y su gran volumen, esto hace que la normativa actualmente aplicada a estos residuos mineros, incluidas sus normas supletorias, son poco adecuadas para este tipo de materiales. A este respecto, hay que tener en cuenta que estos factores determinan como tratamiento más viable el tratamiento *in situ* de estos residuos, si bien para ello se hace necesaria la adopción de tecnologías efectivas, de bajo impacto ambiental y de poco coste económico. Este hecho, resulta ser un factor diferenciador de estos residuos mineros en relación a los residuos peligrosos industriales más convencionales.

Por tanto, y a modo de resumen, en nuestra opinión es mucho en lo que la normativa relativa a residuos, a los residuos considerados en la categoría de peligrosos y a los residuos mineros debe avanzar *en pos* de una adaptación al conocimiento disponible hoy día, y por tanto de una mejor y más adecuada gestión de los residuos afectados por elementos traza, en otras palabras, consideramos como básica **la elaboración de una normativa propia, actualizada al conocimiento científico-técnico actual y a las peculiaridades de estos residuos**. En este sentido, consideramos como básico que esta nueva normativa tenga clara la **consideración de la peligrosidad**, o toxicidad, de cualquier material como una **propiedad intrínseca e inherente a la naturaleza del material**, con independencia de su consideración jurídica como residuo, subproducto, recurso, etc. de tal forma que nunca se regule sobre esta característica, la peligrosidad, teniéndola o no en cuenta dependiendo de

que se trate de un residuo o un recurso. En nuestra opinión, **si un material tiene peligrosidad, esto siempre debe figurar y deber ser tenido en cualquier norma que regule su uso o gestión.** En cualquier caso, un primer cambio, casi de tipo anecdótico pero no trivial desde el punto de vista de la terminología científica, sería el la adaptación de la nueva normativa que se elabore en este campo mediante la substitución del término “metal pesado” por el de “elemento traza”, por ser este último útil más apropiado y genérico de todos estos elementos contaminantes (metales y metaloides), conforme a lo recomendado desde el campo científico (Ward, 1995; Duffus, 2002; Kabata-Pendias, 2010).

## **CAPÍTULO IV. RÉGIMEN JURÍDICO DEL SUELO**

### **4.1. INTRODUCCIÓN: DISPOSICIONES RELATIVAS A LOS SUELOS**

#### **4.1.1. INTRODUCCIÓN**

El suelo es definido, tanto por los textos jurídicos como por la doctrina, como la capa superior de la corteza terrestre, o la delgada película que recubre una parte de las superficies del continente. Está compuesta por partículas minerales, materia orgánica, agua, aire y organismos vivos (De la Varga Pastor, 2012). Está en constante evolución en el tiempo, porque es un recurso dinámico y se debe tener en cuenta que aunque se forma lentamente, su destrucción es muy rápida y su recuperación muy costosa, por lo que se considera que es un recurso natural no renovable y finito. En definitiva, las definiciones científica y jurídica de suelo deberán ser similares, si no iguales, para una correcta protección del bien ambiental en cuestión.

El suelo es calificado como cuerpo cuatridimensional precisamente por la importancia que adquiere en el tiempo en la protección del suelo, ya que con el transcurso del tiempo en el suelo se están produciendo cambios. Así viene recogido en trabajos previos como son la Carta Europea de los Suelos (1972), la Carta Mundial de los Suelos de la FAO (1981), Política Mundial del Suelo del PNUMA (1982), así como en la estrategia temática del suelo y la propuesta de Directiva hacia la protección del suelo, hablando en todos estos documentos de este calificativo.

El suelo se considera actualmente un elemento ambiental digno de protección, un recurso natural que forma parte del medioambiente y que debe de ser protegido (Ávila Orive, 1998). Y la protección se lleva a cabo por medio de la normativa sectorial regulada por la Unión Europea como son la Directiva de vertidos de residuos, la Directiva de lodos de depuradoras, etc.

En cualquier caso, y aunque actualmente la doctrina considera el suelo como un elemento ambiental digno de protección, un recurso natural que forma parte del medio ambiente y que, como tal, debe ser protegido, esto no siempre fue así. Así, hasta no hace mucho existían discrepancias, como las expuestas por el profesor Martín Mateo (2003, pág. 253) que reconoció la necesidad de proteger el suelo ambientalmente, a pesar de su resistencia a admitir totalmente su condición de elemento ambiental al no considerar al



suelo como un sistema completamente equiparado al aire y al agua. En este sentido, en la actualidad y desde el punto de vista legal, este argumento se encuentra superado totalmente, ya que el suelo está considerado hoy día como un elemento ambiental. A diferencia de otros bienes naturales como el agua o el aire, la protección jurídica del suelo en la UE no se ha llevado a cabo mediante una normativa directa. Esto ha supuesto una falta de definición del concepto jurídico de suelo en la normativa europea. Eso hace que, de manera tradicional, el suelo haya sido considerado como un recurso con atribución de propiedad privada. El carácter de propiedad privada derivado del Código Civil se muestra insuficiente y de ahí que se haya comenzado a regular la contaminación de este recurso y las afecciones hacia el interés general (Sanz Rubiales, 2013), mientras que el aire y el agua son bienes de dominio público.

La primera referencia jurídica a los suelos la encontramos en la Carta Europea de los Suelos, aprobada por el Consejo de Europa en 1972, y en la Conferencia de las Naciones Unidas sobre el Medio Humano (1ª Conferencia del PNUMA, Estocolmo 1972). Estas primeras referencias empiezan a poner de manifiesto la preocupación por la degradación y contaminación del suelo como consecuencia del desarrollo humano. Seguidamente, la Carta Mundial de los Suelos, de la FAO (1981), y la Política Mundial del Suelo del PNUMA (1982) se centraron en el fomento de la cooperación internacional para el uso racional del recurso suelo, reflejando la preocupación por su degradación. En todas estas referencias se establecieron los principios de actuación para la explotación de los suelos de forma sostenible, así como las directrices para la formulación de políticas nacionales, incidiendo todas ellas en la finidad del recurso suelo.

Alenza García (1997) entiende que el suelo es efectivamente uno de los elementos naturales que componen el sistema ambiental y lo fundamenta en la afirmación de la Carta Europea del Suelo de 1972, adoptada por el Consejo de Europa, que destaca que es un soporte de vida. De esta manera, en la actualidad el suelo está considerado como un recurso tanto desde el punto de vista de la edafología, como desde el punto de vista jurídico. No obstante, la Unión Europea no se había planteado la protección del suelo como recurso natural, o como elemento ambiental, hasta la aprobación del Sexto Programa de Acción Comunitario en Materia de Medio Ambiente (Decisión 1600/2002/CEE). En este programa, dada la importancia de los suelos y la necesidad de frenar su degradación, se instó a la elaboración de una estrategia temática sobre la protección de los suelos («la estrategia»), la cual hizo especial hincapié en la prevención de la contaminación, la erosión,

la desertización, la degradación del suelo, la ocupación de terrenos y los riesgos hidrogeológicos.

La Unión Europea bajo el amparo de unos principios, entre los que se encuentra el principio de subsidiariedad, elaboró las Directivas que desarrollan la política medioambiental. El ámbito de aplicación del principio de subsidiariedad será el de las competencias compartidas entre la Unión y los Estados miembros.

Las Instituciones de la Unión deberán comprobar previamente si la normativa que se pretende elaborar respeta las exigencias que se exigen en aplicación de este principio para ejercer una competencia compartida. Es decir, el respeto del principio de subsidiariedad supone que la Comisión debe justificar en las competencias compartidas que la actuación comunitaria es pertinente, y que además aporta un plus en términos de eficacia y de adecuación a lo que los Estados miembros podrían lograr si dictasen sus propias normativas internas.

Es por ello que, cuando la Unión elabore una normativa bajo el principio de subsidiariedad, ésta deberá dejar un margen amplio para que las decisiones concretas se tomen a nivel nacional. Por ello, la Directiva se muestra como un instrumento jurídico óptimo para la regulación de materias compartidas dictadas al amparo del principio de subsidiariedad dado que es un instrumento obligatorio y, a su vez, flexible.

Así, la Comunicación de la Comisión Europea COM (2002) 179, “Hacia una estrategia temática para la protección del suelo”, es la primera que abordó de forma específica esta cuestión. En este documento la Comisión señalaba las ocho amenazas principales que afectan a los suelos de la Unión Europea: la erosión, la pérdida de materia orgánica, la contaminación, la salinización, la compactación, la pérdida de la biodiversidad del suelo, el sellado, los deslizamientos de tierras y las inundaciones. También aborda el asunto de la contaminación puntual que va unida generalmente a la minería, tanto en el funcionamiento como en el cierre. Esta contaminación supone un riesgo tanto para el suelo como para el agua. En el caso de la minería los principales riesgos están relacionados con el almacenamiento de lodos, la generación de aguas ácidas de minas, y el uso de ciertos reactivos químicos. Estos riesgos se dan especialmente en la minería del carbón y de los elementos traza (minería metálica).

El Sexto Programa de Acción Comunitario en Materia de Medio Ambiente (Decisión 1600/2002/CEE) instó a elaborar la Comunicación de la Comisión Europea

COM (2006) 231, “Estrategia temática para la protección del suelo”, con el objetivo de promover la protección y la utilización sostenible de los suelos, en función de los siguientes principios rectores:

- prevención de la degradación del suelo,
- conservación de sus funciones y
- restauración del suelo degradado para devolverle un nivel de funcionalidad

que corresponda al menos a su utilización actual y prevista, considerando asimismo las repercusiones financieras de la restauración del suelo.

Esta “estrategia” se plasmó posteriormente en la Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo, COM (2006) 232, por la que se establecía un marco para la protección del suelo y que iba a modificar la Directiva 2004/35/CE. En cualquier caso, en el Consejo de Ministros de medio ambiente de la Unión Europea celebrado el 20 de diciembre de 2007, no se llegó a un acuerdo sobre la nueva Directiva, posponiéndose los debates con futuras presidencias, lo que *de facto* supuso el abandono hasta el día de hoy de esta iniciativa. La Propuesta de Directiva Marco para la protección de los suelos se encuentra anclada en la fase de primera lectura. A día de hoy el Consejo, por el bloqueo de algunos Estados, no ha llegado a un acuerdo para remitirle al Parlamento Europeo la posición común sobre la propuesta normativa.

El Séptimo Programa de Acción Comunitario en Materia de Medio Ambiente **hasta 2020 “Vivir bien, respetando los límites de nuestro planeta”** (Decisión 1368/2013/CEE)<sup>56</sup> en relación con a la protección del suelo, instó a por un lado que “la Unión ha acordado esforzarse por lograr un mundo con una degradación neutra del suelo en el contexto del desarrollo sostenible” y continúa con que “la tierra se gestione de una forma sostenible en la Unión, el suelo se proteja adecuadamente y sigan saneándose los lugares contaminados”. Por otro vuelve a reiterar, como ya solicitó en el Sexto Programa de Acción Comunitario en Materia de Medio Ambiente (Decisión 1600/2002/CEE), que “la Comisión ha presentado una propuesta de Directiva por la que se establece un marco para la protección del suelo y se modifica la Directiva 2004/35/CE”. Por último, resaltar que el Séptimo Programa Marco de Investigación y Desarrollo Tecnológico (2007-2013)

---

<sup>56</sup>Decisión núm. 1386/2013/UE del Parlamento Europeo y del Consejo de 20 de noviembre de 2013 relativa al Programa General de Acción de la Unión en materia de Medio Ambiente (DOUE L 254/171, de 28 de diciembre de 2013)

(Decisión 1982/2006/CE) incluyó un capítulo que permitía apoyar las actuaciones de investigación sobre la protección y las funciones del suelo.

Llegados a este punto, conviene aclarar que la Directiva 2004/35/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de abril de 2004, sobre responsabilidad medioambiental en relación con la prevención y reparación de daños medioambientales, estableció un marco de responsabilidad medioambiental basado en el principio de «quien contamina paga» para la prevención y la reparación de los daños medioambientales, especificando los daños al suelo, es decir, cualquier contaminación del suelo que suponga un riesgo significativo de que se produzcan efectos adversos para la salud humana debidos a la introducción directa o indirecta de sustancias, preparados, organismos o microorganismos en el suelo o el subsuelo. En este sentido, esta Directiva obliga a realizar una acción preventiva, así como una acción reparadora de los daños al suelo. A nivel comunitario, en esta Directiva 2004/35/CE sobre responsabilidad ambiental, se calificaba al suelo como recurso natural en su artículo 2.12, siendo el objeto de esta regulación el daño al suelo (Gomis Catalá, 2008). Esta Directiva iba a ser modificada por la Propuesta de Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo, COM (2006) 232, por la que se establecía un marco para la protección del suelo, modificación que finalmente no sucedió debido al abandono, aunque sea temporal, de la citada Propuesta de Directiva del año 2006.

En el ámbito nacional, la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de responsabilidad medioambiental desarrollada por el Real Decreto 2090/2008, de 22 de diciembre, en su artículo 2.17 define el recurso natural, dejando meridianamente claro que el suelo debe ser considerado como tal (Esteve Pardo, 2008; Orteu Berrocal, 2008). En este sentido, se debe resaltar que la Ley 11/2014, de 3 de julio, de responsabilidad ambiental ha modificado la Ley 26/2007, si bien esta modificación no afecta para nada a la consideración de recurso. Y en relación a otras normas jurídicas vigentes, indicar que el término recurso no aparece definido ni en la LRSC 22/2011, ni en el RD 9/2005 de suelos contaminados.

El carácter del suelo como recurso fue tratado por la Jurisprudencia por primera vez en una Sentencia del Tribunal Constitucional, concretamente en la STC nº 102 de 26/06/95, en la que se recoge que el suelo es un recurso no renovable como parte consustancial del espacio natural, algo que la citada sentencia recoge de la siguiente manera: “... *es de naturaleza apropiable y estática, como dimensión espacial y por su función de soporte de la vida humana...*”. FJ6. Y también resaltar que el carácter del suelo contaminado como residuo fue tratado de manera pionera por la STUE de 7 de septiembre de 2004.

Vista esta cuestión, el suelo puede ser considerado un recurso dinámico ante la contaminación. De este modo, Sanz Rubiales (2003) apunta que la inclusión del recurso suelo en el concepto de medio ambiente no ha sido pacífica, pero considera que el suelo, aparte de la dimensión territorial, tiene una indudable dimensión espacial vinculada a su función de soporte natural, sin perjuicio de su naturaleza apropiable y estática.

Ahora bien, el tratamiento que recibe el suelo en la Ley 22/2011, en adelante LRSC, es el de un elemento físico donde se desarrolla la actividad humana, citando entre sus afecciones posibles la contaminación que puede sufrir convirtiéndose en un suelo contaminado<sup>57</sup>. Así, teniendo en cuenta el contenido de la Ley, el tratamiento que realiza del suelo contaminado es el de un recurso que está contaminado por actuar como agente receptor de contaminación, pero teniendo también en cuenta el sentido dinámico del suelo como agente contaminante. En este sentido, con las medidas de contención lo que se pretende evitar es ese esparcimiento de la contaminación, por ser un medio sensible y vulnerable. Por tanto, la contaminación de un suelo no solo supone una afección ambiental para él mismo, sino que también hay un riesgo para las aguas, tanto subterráneas como superficiales, así como para las plantas y demás organismos que, a través de la cadena alimentaria, pueden afectar tanto a los animales, como al ser humano.

Tanto la Sentencia citada anteriormente, como el autor Sanz Rubiales (2003), defienden la naturaleza del suelo contaminado como un elemento medioambiental estático, si bien desde nuestro punto de vista el carácter del suelo, lejos de ser estático e inamovible, es eminentemente dinámico, actuando en consecuencia no solo como agente receptor de contaminación, sino también como agente trasmisor y dinámico, lo cual tiene unas implicaciones muy importantes que deberían ser recogidas en la normativa vigente sobre este tema.

En cualquier caso, visto tanto desde el punto de vista dinámico como estático, de lo que no cabe duda es que el suelo contaminado se debe considerar como un recurso contaminado con posibilidades de apropiación. Sobre esta cuestión, Betancor (2001) entiende que el suelo es un bien inmueble y, como tal, susceptible de propiedad privada porque, en palabras de este autor, “el Derecho si está preparado para comprender bienes,

---

<sup>57</sup>Suelo contaminado: aquel cuyas características han sido alteradas negativamente por la presencia de componentes químicos de carácter peligroso procedentes de la actividad humana, en concentración tal que comporte un riesgo inaceptable para la salud o el medio ambiente, de acuerdo con los criterios y estándares que se determinen por el Gobierno, y así se haya declarado mediante resolución expresa (Art.3x LRSC)

en sentido civil, como el suelo”. Y sigue argumentando que el suelo es un recurso natural que en su misma naturaleza contribuye a la vida, e interesa determinar su estatus jurídico, debiendo estar, por lo tanto, protegido.

En la misma línea, defendiendo el derecho de apropiación privada del suelo, destaca López Ramón (2012) diciendo que el nexo de unión lo proporcionan las potestades públicas de regulación, cuyo alcance deriva del equilibrio entre el límite negativo que conforman las exigencias del derecho de propiedad y el límite positivo centrado en las especiales utilidades públicas que proporcionan los bienes. Todo esto condiciona el hecho de que el suelo tiene derecho de propiedad y puede ser adquirido por un propietario, y al pasar a ser asunto privado parece que todo tipo de perjuicios y responsabilidades pasan al ámbito de ese propietario. Y por último, citar también a Alonso Ibáñez (2005) que incide en este aspecto y manifiesta que “...su misma consideración como recurso natural aún hoy no es una cuestión pacífica entre nuestra doctrina...” pero que, finalmente, se debe considerar como recurso natural.

De la Varga (2012) aborda el derecho de propiedad y comenta que en consecuencia, el contenido de este derecho estará limitado por la función social del propio derecho y que ese contenido lo conforman las leyes. Pero a pesar de ese límite, el derecho a la propiedad tiene un contenido esencial que no debe ser rebasado en modo alguno, siendo ese contenido esencial el que limita cualquier cesión que deba producirse del propio derecho. Como manifiesta Parada (2008) “el TC en la STC 37/1987 parece rechazar la posibilidad de un vaciamiento total de los contenidos del derecho de propiedad”. Así el artículo 33 de la CE es el que limita el derecho de propiedad y es el que obligaría a tomar las medidas de limpieza y recuperación del suelo del propietario del suelo contaminado. Y también se impone en la STC 37/1987: “Deberes y obligaciones y de acuerdo con las Leyes en atención a valores o intereses de la colectividad, es decir, a la finalidad o utilidad social que cada categoría de bienes objeto de dominio esté llamado a cumplir”. Por lo que parece justificado el límite impuesto por el artículo 36 de la LRSC sobre la base del artículo 45 de la CE.

De Miguel Perales (2007) estudia el caso concreto de los suelos contaminados, en el que explica que “el coste de la obligación de recuperación se imponga al propietario supera el valor del suelo estaremos ante un caso de vaciamiento del contenido esencial del derecho de propiedad privada resultando ser inconstitucional”. Así el límite de ese valor deberá estar por debajo del precio del terreno. De acuerdo con la Jurisprudencia (SSTC 37/1987, 11/1981 y 89/1994) el cese del derecho de propiedad por la función social que

deba ejercer no debería llegar a impedir garantizar el disfrute individual de ese derecho y por lo tanto deberá asumir los costes hasta cierto límite. El TC no ha tenido ocasión de pronunciarse, hasta el momento, en relación a la problemática del derecho de propiedad y las obligaciones surgidas por la declaración de suelos contaminados.

El suelo, como hemos visto, está sometido al derecho de propiedad a diferencia del agua y del aire que son bienes de dominio público y además les diferencia que estos dos últimos son considerados recursos, recursos naturales. Pero el suelo por un lado lo podemos considerar como recurso, un recurso contaminado, ya que ese suelo, que permanece en el lugar, es un bien inmueble que recibe la consideración de recurso. Pero también puede recibir la consideración de residuo, porque ese suelo se remueve y extrae de su emplazamiento original y pierde sus propiedades edáficas, por lo que se convierte en un residuo o en un subproducto, en función de su grado de contaminación y/o posible revalorización y reutilización, algo en lo que coinciden en este último punto tanto nuestra defensa como el autor De Miguel Perales (2011).

El suelo es uno de los recursos naturales que soporta más causas de degradación. Dichas causas de degradación tienen origen natural, pero en su mayoría son consecuencia de la actividad humana. Es por ello que debemos resaltar que la contaminación edáfica de origen antrópico por sustancias químicas es un problema para la salud y el medio ambiente, de manera que se solicita que exista una actuación normativa inmediata para que no se expanda esa contaminación y llegue a contaminar, por ejemplo, las aguas superficiales y subterráneas o afecten a la salud humana, la biodiversidad e incluso a la seguridad alimentaria.

La doctrina ha manifestado las agresiones a las que ha estado sometido el suelo, y entre los problemas con los que enfrenta ese recurso natural se encuentra la contaminación. Entre los años 1995 y el 2005 se puso en marcha en el ámbito estatal el llamado “Plan Nacional de Restauración de Suelos Contaminados” con el fin de recuperar aquellos suelos que mostraban cualquier contaminación química. En este período, se aprueba la ley de residuos de 1998. Recientemente ha finalizado el llamado “II Plan Nacional de Recuperación de Suelos Contaminados” que comprende los años 2007 a 2015, que incluía objetivos específicos como el diseño y puesta en práctica de medidas e instrumentos que eviten o reduzcan la contaminación del suelo, cualquiera que sea su naturaleza o uso.

El tratamiento de la protección del suelo a nivel jurídico es complejo, debido a la dispersión que existe en el ordenamiento jurídico español en relación al suelo. Además, la Unión Europea lo expone bajo una propuesta Directiva del Parlamento Europeo y del Consejo (2006), mientras que en nuestro país, el suelo se trata de manera sectorial, centrándose en una problemática o amenaza concreta. La evolución hacia una protección del suelo en el caso del Estado español, al tener éste la competencia en el establecimiento de la normativa básica en materia medioambiental, parece que sería éste el que debería proceder a la implementación de una Directiva en esa materia como normativa básica y quedar traspuesta a derecho interno. La Ley 10/1998 de residuos, en su título V llamado “suelos contaminados”, recogía *ex novo* la gestión y recuperación de suelos que hubieran sido contaminados por actividades industriales. Fue en el año 2005, cuando esa ley adquirió sentido pleno con la aprobación y aplicación del RDSC. La actual LRSC 22/2011, supuso un gran avance al incluir a los suelos contaminados en el título de la ley, dándole, una entidad propia y autónoma a los suelos contaminados. Esta protección al suelo en nuestro país es, en cualquier caso, mucho más tardía que en otros países y de modo sectorial, ya que cada afección tendrá una normativa de forma independiente, como ya había ocurrido con la normativa que protegía los suelos contaminados por nitratos, por ejemplo.

Ya que el suelo es un recurso natural no renovable de extraordinaria importancia y que la contaminación constituye una de las causas fundamentales de la alteración de la calidad del suelo, se debe intentar minimizar la contaminación industrial de los suelos, así como la recuperación de aquellos que ya hayan sido contaminados, a la par que evitar la contaminación de nuevos emplazamientos. Ello hace necesario el dotarse de instrumentos jurídicos adecuados, que sean capaces de encontrar el equilibrio entre la protección del recurso y el crecimiento económico, teniendo siempre en cuenta la utilización racional de los recursos naturales.

Así, tanto a nivel jurídico como doctrinal, hoy día no hay duda sobre la rapidez con la que se puede destruir un suelo, así como de lo costoso, tanto de manera temporal como económica, que es recuperar un suelo degradado. En este sentido, se ha llegado a exponer que el suelo es un recurso no eternamente renovable (Calvo Charro, 1999).



#### 4.1.2. NORMATIVA VIGENTE RELATIVA A LA PROTECCIÓN DEL SUELO

Una vez que ya ha quedado claro que el suelo tiene la condición de recurso, se debe tratar el tema de la protección de la calidad de los suelos. Hasta el momento, la protección ambiental de los suelos en el ámbito de la UE se ha venido realizando de manera indirecta. Al suelo se le ha otorgado una protección secundaria mediante políticas sectoriales. Entre esas políticas, habrá que tener en cuenta la normativa relativa a la minería, ya que son los suelos mineros los que son objeto de nuestro trabajo.

La Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas, excluye de su aplicación a:

- b) La tierra (*in situ*)” incluido el suelo no excavado contaminado y los edificios en contacto permanente con la tierra. Esto es, el terreno que no sea extraído del lugar está excluido de la aplicación de la Directiva de Residuos, de lo que se deriva la interpretación de que no es considerado un residuo como tal. Entendemos que la Directiva, en este supuesto, está pensando en la Propuesta de Directiva para la protección del suelo como normativa europea aplicable. Sin embargo, a día de hoy, en tanto que no está en vigor, no sería posible su aplicación.
- c) Suelo no contaminado y demás material en estado natural excavado durante las actividades de construcción cuando se tiene la certeza de que el material se utilizará a efectos de construcción en su estado natural en el sitio del que se extrajo”.

Comentadas estas exclusiones incorporadas a la DMR 2008/98/CE, y antes de la LRSC, la autora Serrano Paredes (2008) consideraba que la descripción legal parece responder al concepto jurisprudencial de subproducto, ya analizado. Esto es así, en la medida en que parece tratarse de un residuo de extracción, de reutilización segura y sin solución de continuidad (Prieto, 2015). La duda se plantea en la medida en que al referirse la norma a “su estado natural” se está refiriendo a la necesidad de que no se produzca “transformación previa”. Recuerda esta autora, a este respecto, la sentencia Avesta Polarit<sup>58</sup> en la que el TJCE consideró que la ganga y las arenas residuales de reutilización segura para el relleno de galerías, no eran subproductos por el solo hecho de que necesitaban someterse a una operación de transformación, como era el simple triturado.

---

<sup>58</sup>Sentencia AvestaPolarit Chorme Oy, de 11 de septiembre de 2003, asunto C-114/01.

A juicio de Serrano Paredes, no era necesario plasmar expresamente esta exclusión del ámbito de aplicación de la Directiva: "...con el trato que da a los subproductos bastaba...". Además, la exigencia de que se utilice dicha tierra "en el sitio en el que se extrajo "no le parece definitiva, toda vez que su utilización en el marco de otra actividad también será posible. La única diferencia es que, en el primer caso, la utilización en el sitio en el que se extrajo, se excluirá del ámbito de aplicación de la LRSC y, en el segundo, la utilización en otro sitio, no se le aplicará la norma por su condición de subproducto, en el mismo sentido que se manifiesta Sanz Rubiales (2013).

A este respecto, hay que poner de manifiesto la falta de regulación específica directa sobre la protección del suelo propiamente dicha y en términos genéricos. Más concretamente, en relación a los suelos contaminados, hay numerosas directivas que tratan indirectamente la protección de este bien jurídico. En este sentido, tan solo una única Directiva, hasta el momento, es la que trata la protección del suelo contra la contaminación. Se trata de la Directiva 86/278/CE, sobre la protección del medio ambiente y especialmente del suelo por el uso de lodos de depuradora en la agricultura, en donde se establecen umbrales para la concentración de metales pesados en los lodos de depuradora a añadir a los suelos agrícolas y que fue traspuesta a derecho interno mediante el Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se normaliza la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario (Ruiz de Apodaca, 2001)

En el ámbito del estado español, ya se introdujo de forma novedosa en la ley 10/1998, de 21 de abril, de residuos un título, el V, dedicado a los suelos contaminados, aprovechando la transposición de la entonces vigente directiva de residuos 75/442/CEE, modificada por la Directiva 91/156/CEE, aunque esta no lo exigiese, así como con el RDSC que desarrolla dicho título. Con la transposición de la nueva DMR 98/2008/CE a través de la LRSC, se conserva este título y se amplía la regulación del régimen jurídico de los suelos contaminados, incluso se les da autonomía propia en cuanto que el título de la ley pasa a denominarse de residuos y suelos contaminados (Alcázar Avellaneda, 2012).

No obstante, a pesar de que la última normativa aprobada en relación a los suelos contaminados le dé un mayor protagonismo a los suelos contaminados, junto con el RDSC no es suficiente ya que entendemos que el suelo debería tener entidad propia como recurso, como se ha comentado con anterioridad.

Por otro lado, se debe resaltar que la regulación de la protección del suelo, como recurso natural, se ha ido conformando de forma tímida y sectorial, de tal modo que se ha aprobado una normativa protectora ambiental con la Directiva 2004/35/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de abril de 2004, sobre responsabilidad medioambiental, traspuesta a derecho interno con la Ley LRM 26/2007 de responsabilidad medioambiental y el RD 2090/2009 como desarrollo de la LRM citada anteriormente, que por un lado busca la reparación de los daños que se hayan podido producir en los suelos, y por otro intenta evitar que se produzcan nuevas alteraciones de este recurso.

La Ley 10/1998 de 23 de abril, de Residuos (LR), como ya citamos, estableció por primera vez en el Estado español las bases del régimen jurídico de los suelos contaminados en los artículos 27 y 28 (Junceda Moreno, 2002; Nuñez Valls, 2001). En la LR se encomendó al Gobierno español establecer las actividades potencialmente contaminantes del suelo, así como los criterios y estándares que se debieran tener en cuenta para declarar un suelo como contaminado. En su desarrollo se dictó el 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. Este RDSC procede a la determinación de los parámetros de calidad ambiental del suelo y los niveles de riesgo según los cuales deberán declararse los suelos contaminados. Asimismo, desarrolla otros contenidos de la LR referentes a los suelos contaminados: la definición de los conceptos básicos, los informes de calidad del suelo, la recuperación de los suelos contaminados y extremos sobre la publicidad registral de los suelos contaminados (Blázquez Alonso y Bosque Argachal, 2012; Blázquez Alonso y Pico Barandiarán, 2013). Teniendo en cuenta que la LR fue aprobada en 1998, ha de destacarse la tardanza del Gobierno español en la promulgación del decreto de desarrollo.

A efectos prácticos, este hecho supuso una importante demora en el tiempo en la efectiva aplicación de la LR a los preceptos referidos a los suelos contaminados. Ante la inactividad del Gobierno, algunas CCAA en el uso de sus competencias, recogidas en el artículo 149.1. 23º CE y en sus respectivos Estatutos de Autonomía, dictaron normas adicionales en relación con los suelos contaminados, como fueron País Vasco, Madrid y Galicia<sup>59</sup>, entre otras.

---

59

País Vasco: Ley General del medio ambiente vasco 1998.

Posteriormente, se aprobó la Ley 22/2011, de 28 de julio, de Residuos y Suelos Contaminados (LRSC). De nuevo, se procede a la transposición de una Directiva europea, en concreto de la Directiva 2008/98/CE. En este sentido, puede decirse que en lo relativo a la regulación de los suelos contaminados, el impulso o iniciativa normativa viene a ser propio del legislador interno (Sanz Rubiales, 2013). La regulación normativa actual de la gestión de suelos contaminados viene recogida en la LRSC, que regula dos materias: el marco general de los residuos y su gestión, y los suelos contaminados. Esta doble regulación no viene impuesta por exigencias comunitarias, al no estar regulados los suelos contaminados de forma conjunta con los residuos en la normativa europea. Es cierto que una de las principales causas de contaminación de los suelos es la inadecuada disposición de los residuos, no obstante, esto no exige ni justifica una regulación conjunta, siendo perfectamente posible una regulación independiente de ambos sectores. De hecho, así ocurre en la práctica, ya que aunque su regulación se encuentre recogida en el mismo texto legal, no hay conexión alguna entre la regulación de los residuos y la de los suelos contaminados. A su vez, la legislación básica en materia de protección de suelos, LRSC, se encuentra desarrollada por el RDSC para el caso concreto de los suelos contaminados.

La LRSC mantiene vigente el RDSC, por lo que se encuentra desarrollada por el mismo reglamento que la anterior normativa, LR, derogada por la LRSC. Esta Ley 22/2011 encomienda al Gobierno nuevamente la publicación de una lista de actividades potencialmente contaminantes del suelo mediante desarrollo reglamentario (Art.33.1). En este reglamento, entre otros aspectos, se desarrolla y determina el procedimiento para declarar un suelo contaminado. De momento, sigue pendiente este nuevo desarrollo reglamentario, por lo que supletoriamente, y en lo que no contradiga la LRSC, se seguirá aplicando el RDSC. Este nuevo reglamento debería estar ya en proceso de elaboración por la comisión de coordinación en materia de residuos, según lo expuesto por la disposición final tercera de la ley mencionada. Además, según la disposición adicional octava, que expone la habilitación para el desarrollo reglamentario y lo relativo a la adecuación de la normativa a esta ley, en el plazo de tres años, es decir antes de finales de 2014, se debería haber producido la adaptación de las disposiciones de desarrollo en materia de residuos, cosa que no ha sucedido hasta el momento.

---

Madrid: Decreto 326/1999,18 de noviembre, por el que se regula el régimen jurídico de los suelos contaminados por la Comunidad de Madrid.

Galicia: Decreto 60/2009,de 26 de febrero, sobre suelos contaminados y procedimientos para la declaración de suelos contaminados.

En el Preámbulo de la LRSC se dice que el régimen jurídico anterior se mantiene en vigor, si bien con la nueva Ley se viene a sistematizar la regulación, a matizar algunas cuestiones y a completar algunos extremos que anteriormente no se preveían. En este sentido, la actual normativa evita la referencia a los informes de situación del suelo denominándolos simplemente “informes”. Esto no supone ninguna alteración en la práctica, ya que el RDSC sigue manteniendo las denominaciones anteriores. Mientras el RDSC no se derogue mediante la aprobación de otro nuevo, tanto los Informes Preliminares de Situación, como los Informes de Situación del suelo seguirán con el mismo régimen (Colomer Blanco, 2005). En general, las novedades previstas en la LRSC respecto de la LR son variaciones de pequeña entidad que no varían de forma sustancial el régimen jurídico anterior. Se ha señalado la previsión de la posibilidad de llevar a cabo la descontaminación de los suelos de forma voluntaria, como la novedad de mayor entidad de la LRSC (Poveda Gomez, 2011).

Debe destacarse que, mediante esta reforma se ha incluido la referencia a los “suelos contaminados” en el título de la Ley. Como es sabido, la anterior Ley sólo hacía referencia a los “Residuos”, lo que podía crear confusión. Y es que de esa forma puede parecer que el suelo contaminado no venga a ser sino un tipo de residuo. Este debate se ha suscitado en el ámbito jurisdiccional europeo y tiene importantes consecuencias jurídicas. Si el suelo contaminado se califica como residuo, el régimen jurídico aplicable será el de residuos. Si el suelo contaminado se entiende como un bien jurídico diferenciado, le será aplicable su propia normativa. En el Estado español, se ha optado por su calificación jurídica individual y diferenciada de residuos. Por ello, llamaba la atención que en la LR no se hiciera referencia a ambos conceptos. En cualquier caso, también es criticable que residuos y suelos contaminados se regulen en la misma normativa, siendo como son cuestiones diferentes.

La LRSC dedica más preceptos a los suelos contaminados que la anterior. En concreto, se reservan seis artículos para la regulación de los suelos contaminados (art.33-38), frente a los dos de la LR. Algunas de las cuestiones que se incluyen ahora en la Ley, antes se habían establecido exclusivamente por reglamento. Esto también tiene sus implicaciones, porque no es lo mismo una norma con rango de ley, que una norma con rango reglamentario.

Debemos destacar el hecho de que, cuando la LRSC trata el suelo contaminado, empieza con la definición en el artículo 3 x) “...que para ser considerado como tal, será

declarado contaminado cuando se...determinen riesgos inaceptables para la protección de la salud humana o de los ecosistemas”. Como la LRSC no expone nada más, porque se encomienda a desarrollo reglamentario, se aplica el desarrollo de la ley, el RDSC, que en su artículo 4 considera cuando está contaminado o no, teniendo en consideración que un suelo se declarara como contaminado para determinados usos atendiendo a los criterios del anexo III (Criterios para la consideración de un suelo como contaminado). El citado anexo III regula los criterios para la consideración de un suelo como contaminado y expone que un suelo es declarado como contaminado cuando se determinan riesgos inaceptables para la protección de la salud humana o de los ecosistemas debido a la presencia en este de alguna de las sustancias contaminantes recogidas en el anexo V (Listado de contaminantes y niveles genéricos de referencia para protección de la salud humana en función del uso del suelo. Protección de la salud humana) y en el anexo VI (Listado de contaminantes y niveles genéricos de referencia para protección de los ecosistemas. Protección de los ecosistemas), o de cualquier otro contaminante químico. En el apartado 1.b explica que “... la concentración en el suelo de cualquier contaminante químico no recogido en el anexo V para ese suelo, que exceda 100 o más veces el nivel genérico de referencia calculado de acuerdo con los criterios establecidos en el anexo VII” dará lugar a que se considere ese suelo como contaminado.

Por otro lado, al consultar dicho anexo VII en lo concerniente a los criterios para el cálculo de los niveles genéricos de referencia, se ve que dice que en lo “... relativo a los niveles genéricos de referencia para metales”, disponiendo en su apartado 3 que cuando “...la Comunidad Autónoma no disponga de niveles genéricos de referencia para metales pesados...”, ni sea posible la realización de análisis de riesgos, el cálculo de los NGRs se haga mediante la adición de dos veces la desviación estándar a la media aritmética, obtenida con el análisis de contenidos totales de metales en suelos no contaminados, independientemente de la distribución de la población que se utilice. Y continua resolviendo que a los efectos de evaluación de la contaminación del suelo, los valores así calculados para metales serán únicos y, por tanto, aplicables a cualquier uso del suelo atendiendo tanto a la protección de la salud humana, como a la protección de los ecosistemas. De este modo, cuando se sobrepasen en la cantidad, se entenderá que existe un riesgo inaceptable y, por lo tanto, que el suelo está contaminado. Lo determinante será la concentración total de la sustancia que exista en el suelo en cuestión.

En relación a lo anterior y a los suelos mineros, hay que indicar que los suelos contaminados por minería metálica, y por tanto afectados por la explotación de minerales de sulfuro, son especialmente ricos en, y por tanto están contaminados por, elementos traza como son Pb, Zn, Cd, As, Al, Ni, Cr, Mn, Fe, Cu, Se, Ag y Hg, entre otros.

Otra normativa aplicable en cuanto a los daños del suelo sería, tras la aprobación de la Directiva 2013/30/UE sobre responsabilidad medio ambiental, su transposición al ordenamiento jurídico interno mediante la Ley 11/2014, de 3 de julio, por la que se modifica la ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental. Dicha norma regula las medidas de prevención, evitación y reparación de daños ambientales, entre los que se incluyen los daños vinculados a los suelos contaminados. Sin embargo, si consultamos la exposición de motivos del Real Decreto 183/2015, de 13 de marzo, por el que se modifica el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental, aprobado por el Real Decreto 2090/2008, de 22 de diciembre, se ve como entre estos motivos se expone que "... los daños ocasionados al suelo serán significativos si el receptor experimenta un efecto adverso que genere riesgos para la salud humana o para el medio ambiente, de manera que aquél pueda ser calificado como suelo contaminado en los términos establecidos en el 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...". Por tanto, esta norma, se remite nuevamente al RDSC, para su gestión.

#### 4.1.3. EL CONCEPTO DE SUELO EN LA JURISPRUDENCIA

En relación al suelo y su tratamiento jurisprudencial, es interesante hacer una referencia a la STJCE de 7 de septiembre 2004, conocida como asunto «Van der Walle»<sup>60</sup>. En este caso se planteaba la cuestión de si la tierra contaminada por hidrocarburos vertidos accidentalmente podía ser calificada, o no, como residuo en el sentido de la Directiva 75/442/CEE. La respuesta del TJCE fue afirmativa, al entender que la tierra y el vertido de hidrocarburos no son separables, salvo que fueran objeto de operaciones

---

<sup>60</sup> Los fundamentos de hecho fueron, de manera resumida, los relativos a un inmueble que se vio afectado por infiltraciones de agua saturada de hidrocarburos procedentes de una pared que separaba este del inmueble vecino en el que está instalada una estación de carburantes con el resultado de contaminar el suelo.

necesarias para la descontaminación. El TJCE optó así por identificar el suelo contaminado como residuo para así poder recuperarlo.

La consideración del suelo contaminado como residuo conlleva la aplicación sobre éste de la normativa de residuos, en vez de la específica de suelos contaminados ya que no existe en el marco europeo en su conjunto. Como anteriormente se ha comentado, en el ámbito de la UE aún no existe una normativa aprobada respecto a la protección de los suelos, ni tampoco en concreto para los suelos contaminados.

Siguiendo el razonamiento de la sentencia del TJCE, el régimen jurídico aplicable a un suelo contaminado sería la normativa comunitaria sobre residuos, es decir mediante Directiva, y no la normativa estatal específica sobre suelos, en aplicación del principio de primacía del Derecho Comunitario. El principio de primacía es válido para todos los actos europeos de aplicación obligatoria. El Derecho europeo tiene un valor superior a los Derechos nacionales de los Estados miembros. Por lo tanto, los Estados miembros no pueden aplicar una norma nacional contraria al Derecho europeo. El principio de primacía garantiza la superioridad del Derecho europeo sobre los Derechos nacionales, siendo este un principio fundamental del Derecho europeo. Por tanto, cuando una norma de la Unión vaya a ser dictada al amparo de estos principios (subsidiariedad y proporcionalidad), deberá hacerse preferentemente mediante Directivas. El principio de subsidiariedad sólo será aplicable en el ámbito de las competencias compartidas entre los Estados y la UE.

Así, por un lado, se concluye que conforme a la mencionada Sentencia merece la misma calificación tanto el residuo, en el sentido de la Directiva, como el suelo contaminado generado por el vertido accidental de hidrocarburos. Según el Tribunal, ésta es la única interpretación que garantiza el cumplimiento de los objetivos de protección del medio ambiente y de la prohibición de abandono que la Directiva pretende. La Sentencia recoge, igualmente, que la interpretación es conforme con el objetivo de la Directiva.

En nuestra opinión, el tratamiento de residuo como garantía de recuperación del suelo no es totalmente cierto, ya que ese suelo puede ser considerado como un recurso contaminado susceptible, igualmente, de ser sometido a recuperación, o más propiamente dicho en este caso de restauración, a su estado inicial o a que no suponga un riesgo. A este respecto, resulta relevante el hecho de considerar al suelo como recurso natural, es decir como una materia prima que en su estado natural es útil para determinadas actividades o procesos humanos. Al contrario, si lo tratásemos como residuo, esta consideración no sería



la misma ya que el residuo, por definición, proviene de la transformación de un recurso, materia prima o subproducto, algo que no ocurre con el suelo contaminado. En este sentido, un suelo contaminado no es sino un recurso afectado por procesos de contaminación, lo cual no supone una transformación en sí misma, sino que simplemente se trata de un recurso natural contaminado.

En contraposición a esto, según una de las primeras interpretaciones de la doctrina alemana y de acuerdo con el derecho alemán, en el caso concreto de la tierra contaminada se podría hablar de residuo después de haberse convertido en un bien mueble, o sea, después de la excavación de esta tierra contaminada, pero no antes. Esto es así, porque a diferencia del marco normativo español, en la legislación teutona los residuos solo pueden ser bienes muebles, mientras que los suelos están, regulados de forma integral en una ley federal de protección del suelo, como bien inmueble. O sea, que siguiendo con la interpretación anterior, en la cual la ley de residuos es tan solo aplicable a los residuos que sean, en todo caso, bienes muebles, sólo se puede considerar residuo la tierra contaminada cuando la convirtamos en un bien mueble. Diversos autores defienden que esta Sentencia debería reducirse al caso concreto por el que se ha resuelto y, por lo tanto, que no debe tener efecto *erga omnes* (De la Varga, 2006). En consecuencia, la interpretación más sensata podría ser, que esta Sentencia sólo fuese aplicable al caso concreto para el que se ha planteado, sin alterar los regímenes vigentes en los distintos estados europeos, si bien nosotros no compartimos esta posición.

Así pues, sería conveniente, como comenta De la Varga Pastor (2006), que en la Directiva de residuos constase expresamente que el concepto de residuo hace referencia única y exclusivamente a los bienes muebles. En este sentido, la DMR2008/98/CE, contempla esa solicitud y da un paso más ya que aquel suelo contaminado que haya sido excavado, es decir, que pase a ser un bien mueble, será tratado por la legislación de residuos. El hecho de que esta Directiva Marco de Residuos recogiese esta interpretación de los residuos como bienes muebles, resulta de extrema relevancia, en la medida de que al tratarse de una Directiva Marco los conceptos aquí fijados marcarán y regularán al resto de Directivas europeas que pudiesen estar afectadas por esta temática. También aquellos suelos contaminados que no hayan sido excavados están excluidos de la aplicación de esta Directiva, al no ser considerados como residuos, es decir, que son bienes inmuebles, por lo que se apoya el que sean considerados como recurso.

La doctrina española expone el asunto desde el siguiente punto de vista, por un lado el autor De Miguel Perales (2011) defiende que en la definición de residuo, recogida tanto en las Directivas correspondientes, como en la Ley de Residuos, no se está pensando en un bien inmueble, como puede ser el suelo, sino en un bien mueble. Así, si se ha excavado el suelo, la tierra excavada sí puede considerarse como residuo porque es un bien mueble, pero el suelo mientras sea tal y se encuentre en su emplazamiento original, no cabe calificarlo como residuo. Este argumento está ampliamente aceptado en la actualidad. Así, ese suelo cuando no haya sido excavado, como bien inmueble que es, debe ser considerado como un recurso natural, pudiendo tener necesidad de transformación en función de su nivel de conservación/riesgo o de peligrosidad para la salud ambiental de su entorno.

En cambio, para el tratamiento del suelo, De la Varga (2012) expone que tanto si un suelo ha sido excavado o no, tendrá la consideración siempre suelo, en aplicación del art 2.4 de la LRSC, que confirma que se aplicará a los suelos contaminados el título V de la ley que se refiere a los suelos contaminados. Es, por tanto, a la hora de la tenencia de un suelo contaminado cuando se gestiona como residuo o como suelos contaminado.

El resumen de las normativas que abordan este tema es el siguiente:

- La Directiva 75/442/CEE y su posterior modificación, Directiva 91/156/CE, no distingue entre bien mueble y bien inmueble, por lo que todo es considerado residuo. De este modo, la conocida Sentencia STJCE de 7 de septiembre de 2004 expone, apoyándose en estos criterios, que el suelo contaminado sea excavado o no excavado debemos considerarlo como RESIDUO.
- Con la aprobación de la Directiva Marco de residuos 2008/98/CE, se clarifican las ideas y se expone que:
  - Hay que tener en cuenta que al ser un suelo excavado y/o procesado, su consideración jurídica ya pasaría de ser recurso a tener la categoría de residuo, o subproducto, según los casos. O incluso, al aplicar la definición de rehabilitación, podríamos considerarlo como un terreno tratado.

A modo de resumen de todo este tema del tratamiento legal del suelo como recurso o como residuo, se puede indicar lo siguiente:

- Al **suelo contaminado excavado** como bien mueble, en nuestra opinión se le debería considerar como RESIDUO O SUBPRODUCTO, en función de la posible utilidad secundaria de estos materiales. Por este motivo, planteamos que si ¿cabría entender que

los suelos contaminados que no se emplean en el lugar u obra del que fueron extraídos deben tener obligatoriamente la consideración de residuo? En respuesta a esto, y coincidiendo con Ruiz de Apodaca (2010), podemos concluir que estos materiales podrían incardinarse perfectamente también dentro del concepto de subproductos. Opinión algo divergente es la mostrada por De la Varga (2012), que expone que tanto si un suelo ha sido excavado o no, tendrá siempre la consideración de suelo, en aplicación del art 2.4 de la LRSC que confirma que se aplicará a los suelos contaminados el título V de la ley que se refiere a los suelos contaminados. Es a la hora de la tenencia de un suelo contaminado cuando se gestiona como residuo o como suelo contaminado (De la Varga, 2012).

- En cuanto al **suelo no contaminado excavado**, la Directiva Marco de Residuos 2008/98/CE, en su artículo 2, lo expone como una exclusión, de la misma manera que la excluye el artículo.2.b de la LRSC, por lo que queda clarificado que no es residuo. La opinión de Serrano Paredes (2008), que consideraba que la descripción legal parece responder al concepto jurisprudencial de subproducto, algo en lo que coincide con Prieto (2015) que indica que en la medida en que parece tratarse de un residuo de extracción, de reutilización segura y sin solución de continuidad cumple con las condiciones para ser subproducto. En nuestra opinión, un suelo, para ser considerado como tal, debe tener una estructura, propiedades y funciones que son tales en la medida en la que el suelo se conserva más o menos inalterado en su ubicación natural. En este sentido, según nuestro criterio, al ser excavado, ese suelo pierde sus características edáficas (estructura, horizonación, propiedades diversas), por lo que resulta claro que no debería en ningún caso ser considerado como **suelo**, sino como materiales de origen edáfico y por lo tanto debería ser considerado más bien como RESIDUO O SUBPRODUCTO, dependiendo de su reutilización, o no, posterior.
- Por otro lado, al **suelo contaminado no excavado** considerado como tierra *in situ*, según el artículo 2 de la citada Directiva es una exclusión a la misma, por lo que se le debe considerar como SUELO, es decir como recurso, en este caso RECURSO CONTAMINADO. A este respecto, la LRSC no dice nada pero a *sensu contrario* deberíamos aplicar su art.2.4 para considerarlos como suelos contaminados a los suelos no removidos y contaminados. En este sentido, autores como De la Varga (2012) expone que tanto si un suelo ha sido excavado o no, tendrá siempre la consideración de suelo, siempre que esté contaminado. Así, cuando la tierra o el suelo permanece

localizado en su emplazamiento original, sin ser sometido a labores de remoción, mezclado u otro tipo de manipulación artificial que afecte a su ubicación, organización interna y/o funciones, debe tener la consideración de suelo, tanto desde el punto de vista de la edafología, como desde el punto de vista jurídico.

- Por último, un **suelo no contaminado no excavado** no viene, como tal, recogido en la DMR 2008/98/CE y tampoco en la LRSC, si bien está claro que debe ser considerado como SUELO y por tanto como un RECURSO NATURAL.

En cuanto a la jurisprudencia a nivel español resaltamos dos sentencias, por un lado en relación al tratamiento que recibe el término “tierra”, en la que se trata el asunto relativo al enterramiento de residuos tóxicos, y por el otro la descontaminación de un suelo, gestionado como suelo contaminado.

Así, en la Sentencia del Juzgado de 1ª instancia (30 de septiembre de 1999), se cita que se debe hacer la regeneración de la “tierra” afectada por el depósito de residuos, al que describe como “auténtico cementerio de residuos enterrados bajo el solar”. En este caso, el Tribunal insta como obligación que la empresa contaminante retire los residuos. Posteriormente, se recurre en apelación, lo que da lugar a la Sentencia de la Audiencia Provincial de Sevilla (30 de junio de 2001) y posterior recurso de casación, finalizando con la Sentencia del Tribunal Supremo (22 de diciembre de 2008), en la que se indica que la retirada de los residuos enterrados y la regeneración de la tierra afectada, por ser unos residuos altamente peligrosos, se debe gestionar como residuo. A la luz de todo esto, se concluyó que la tierra afectada por la contaminación fue considerada como residuo, porque era un residuo que ya estaba enterrado y contaminado y considerado como residuo peligroso. Este razonamiento no nos parece acertado, ya que cuando la tierra o el suelo permanece localizado en su emplazamiento original, sin ser sometido a labores de remoción, mezclado u otro tipo de manipulación artificial que afecte a su ubicación, organización interna y/o funciones, debe tener la consideración de suelo contaminado, tanto desde el punto de vista de la edafología como desde el punto de vista jurídico.

Por otra parte, la Sentencia del Tribunal de Justicia de la Comunidad Valenciana (STJCV 2437/2011), de 2 de noviembre, en aplicación de la Ley valenciana de residuos (Ley 10/2000), concluyó que en la medida en la que un emplazamiento haya de ser sometido a labores de descontaminación, se tratará de un suelo considerado como contaminado. En este sentido, hay que resaltar la promulgación del Decreto 92/2008 de 27

de junio, de declaración de suelo contaminado. Por tanto, esta Sentencia además de la consideración del suelo afectado por contaminantes como suelo contaminado, pone el énfasis en la necesidad de llevar a cabo las labores necesarias para su descontaminación, desarrollando el título V de la LR.

Por tanto, resulta evidente que el marco normativo a aplicar para los suelos y residuos debe fijar de forma meridianamente clara los supuestos en los que un suelo se considera como tal, con la aplicación del título V “suelos contaminados “de la LRSC.

## **4.2. RÉGIMEN JURÍDICO DE LOS SUELOS DE LAS ACTIVIDADES MINERAS EN FASE DE EXPLOTACIÓN.**

### **4.2.1. TRATAMIENTO JURÍDICO DE LOS SUELOS MINEROS**

Las zonas mineras incluyen suelos naturales, escombreras y depósitos, o balsas, de residuos o lodos mineros, que conforman finalmente el suelo minero que jurídicamente tendrá la consideración de residuo minero, a nuestro parecer. Pero la exclusión de los suelos mineros contaminados, en la normativa relativa a suelos, supone una carencia legislativa.

Para ser más claros con este término, se podría definir al suelo minero tanto como aquel suelo natural que se encuentra dentro de un distrito minero, con un mayor o menor grado de afección por los residuos mineros cercanos, como aquellos suelos que mezclados conjuntamente con residuos mineros y no excavados, se ubican en estos distritos mineros sometidos a las leyes de evolución edafogenéticas que afectan a los suelos naturales de su entorno. Igualmente, se deberían considerar los suelos de nueva formación y específicos de estos ambientes mineros, surgidos a partir de la acción de los factores y procesos edafogenéticos sobre la superficie de los depósitos de los residuos mineros, en donde incluso la FAO (1998), y más recientemente la World Reference Base (WRB, 2015), en su reciente edición de 2014 actualizada a 2015, ha considerado a estos suelos mineros dentro del Grupo de Suelos de los Tecnosoles. En nuestra opinión, al tratarse de un recurso, el suelo, afectado en mayor o menor medida por los residuos mineros, sean estos inertes o tóxicos, debería ser considerado como un objeto jurídico diferenciado de los propios residuos mineros, debiendo recibir, en consecuencia, un tratamiento totalmente diferente (recurso, subproducto o suelo), algo que no ocurre en la actualidad con la normativa vigente que regula este tema.

La LRSC, en su artículo 2 expone que “esta Ley no será de aplicación a los residuos

que se citan a continuación, en los aspectos ya regulados por otra norma comunitaria o nacional que incorpore a nuestro ordenamiento normas comunitarias: “d) Los residuos resultantes de la prospección, de la extracción, del tratamiento o del almacenamiento de recursos minerales, así como de la explotación de canteras cubiertos por el Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras”. Por lo tanto, y al menos a primera vista, parece que esta Ley no aplicaría, al menos de forma de directa, sobre los suelos mineros.

Así, *a priori*, la normativa a aplicar sería la propiamente minera. En ese sentido, la aplicación jurídica en el marco de la Unión Europea, viene avalada por la Directiva 2006/21/CE de 15 de marzo de 2006, sobre gestión de los residuos de industrias extractivas. Esta Directiva, a su vez, se traspuso al derecho interno nacional, a través del 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 las actividades mineras. Esta es la normativa aplicable a un distrito minero que como se ha comentado anteriormente está formada por los residuos mineros y suelos naturales que darán lugar a un suelo evolucionado edáficamente.

Con posterioridad, el Real Decreto del año 2012 modificó al anterior, a través del denominado Real Decreto 777/2012, de 4 de mayo de 2012, por el que se modifica el 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 las actividades mineras. Esta modificación consistió, entre otros aspectos, en la inclusión en la lista de residuos de las industrias extractivas que se pueden considerar inertes, a aquellos recogidos en el anexo I del Real Decreto 777/2012, en sustitución de los anexos I.A y I.B del Real Decreto 975/2009, además de modificar también aquello que no estaba regulado en el anterior real decreto en relación a los residuos mineros indicando que será de aplicación la LRSC.

El texto refundido de estos reales decretos habla expresamente de “f) Suelo no contaminado: aquel que se retira de la capa superior del terreno durante la investigación y aprovechamiento y que, con arreglo a la legislación vigente, se considera que no está contaminado. Generalmente comprende la tierra vegetal y la cobertera previa al estéril de mina”. La exposición de motivos de este RD se refiere por ejemplo a: “Conviene resaltar, antes de nada, que se ha mantenido el concepto de “plan de restauración” de acuerdo con la terminología tradicional derivada del artículo 45.2 de la Constitución, si bien en el texto

se utiliza el concepto de rehabilitación, más exacto y acertado, pues rehabilitación se define como el tratamiento del terreno afectado por las actividades mineras de forma que se devuelva el terreno a un estado satisfactorio, en particular en lo que se refiere, según los casos, a la calidad del suelo, la fauna, los hábitats naturales, los sistemas de agua dulce, el paisaje y los usos beneficiosos apropiados”. A los efectos normativos, se entenderá por rehabilitación al tratamiento del terreno afectado por las actividades mineras de forma que se devuelva el terreno a un estado satisfactorio, en particular en lo que se refiere, según los casos, a la calidad del suelo, la fauna, los hábitats naturales, los sistemas de agua dulce, el paisaje y los usos beneficiosos apropiados.

Esta normativa minera, también incluye lo siguiente:

- “Es necesario señalar claramente los requisitos que deben exigirse a las instalaciones de residuos mineros en cuanto a su ubicación, explotación, seguimiento, cierre, clausura y medidas de prevención y de protección que deben tomarse contra todo daño al medio ambiente, desde una perspectiva a corto y a largo plazo, y más especialmente contra la contaminación de las aguas subterráneas por la infiltración de lixiviados en el suelo (...)”
- “Las entidades explotadoras de las industrias extractivas deberán aplicar las mejores técnicas disponibles de seguimiento y control de la gestión para prevenir la contaminación del agua y el suelo e identificar cualquier efecto adverso que sus instalaciones de residuos mineros puedan tener sobre el medio ambiente y la salud de las personas. Además, con el fin de reducir al mínimo la contaminación del agua, el vertido de residuos en cualquier masa de agua debe efectuarse de acuerdo con las disposiciones de la Ley de Aguas. Además, a la vista de sus efectos nocivos y tóxicos, es necesario reducir las concentraciones de cianuro y de compuestos de cianuro procedentes de determinadas industrias extractivas a los niveles más bajos posibles mediante las mejores técnicas disponibles. Deben establecerse en consecuencia umbrales máximos de concentración para prevenir esos efectos, en cualquier caso, siguiendo los requisitos específicos del presente real decreto (...)”

A este respecto, la Comisión Europea prevé un intercambio apropiado de información científica y técnica sobre la forma de elaborar el inventario de las instalaciones de residuos mineros clausuradas en cada Estado miembro, así como sobre el desarrollo de metodologías para asistir a los Estados miembros en el cumplimiento de la Directiva de

gestión de residuos de las industrias extractivas en lo que se refiere a la rehabilitación de instalaciones de residuos clausuradas. Además, prevé un intercambio de información en los Estados miembros y la Comisión sobre las mejores técnicas disponibles.

Por otro lado, entendemos que también resulta aplicable la Ley 22/1973 de 21 de julio, de Minas, modificada por la Ley 54/1980, de 5 de noviembre, y el Real Decreto 2857/1978, de 25 de agosto, por el que se aprueba el Reglamento General para el Régimen de la Minería, que desarrolla la Ley 22/1973, ya que su objeto es la investigación y el aprovechamiento de los yacimientos minerales y demás recursos geológicos de una zona minera.

Llegados a este punto, hay que poner de manifiesto que en relación a la normativa aplicable sobre suelos mineros contaminados, fue en su momento de aplicación la denominada Directiva Seveso II, Directiva 96/82/CE, la que cubría entonces las operaciones de tratamiento químico y térmico en las minas e instalaciones de gestión de residuos extractivos donde haya sustancias peligrosas. La Directiva Seveso II, Directiva 96/82/CE, traspuesta a derecho interno por el RD 1254/1999, de 16 de julio, y sus modificaciones (RD 119/2005, de 4 de febrero y RD 948/2005, de 29 de julio), abordó el problema asociado a los suelos mineros contaminados. No obstante, con la aprobación de Seveso III (Directiva 2012/18/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 4 de julio, relativa al control de los riesgos inherentes a los accidentes graves en los que intervengan sustancias peligrosas y por la que se modifica y ulteriormente deroga la Directiva 96/82/CE), se excluyeron directamente a estos suelos y residuos mineros contaminados. Por tanto, y en relación a los suelos y residuos mineros contaminados por elementos traza de explotaciones clausuradas, se vive en la actualidad en una situación de vacío legal desde el Marco Normativo Europeo, al encontrarse derogada la Directiva Seveso II, mientras que la vigente Seveso III excluye directamente a estos suelos y residuos mineros contaminados al dejar fuera de su ámbito de aplicación “La explotación, en concreto la exploración, la extracción y el tratamiento, de minerales en minas y canteras, también mediante perforación”, en la medida en la que intervengan sustancias peligrosas tal como se definen en el anexo I.

Por tanto, a la luz de todo lo visto en este apartado, concluimos que se puede aplicar de manera supletoria tanto la LRSC como el RD 9/2005 en lo relativo a suelos mineros, en todo aquello que no esté regulado por el RD 975/2009, como ocurre en relación a diversos aspectos jurídicos y técnicos que tienen que ver con la gestión de los residuos peligrosos



mineros. En este sentido, si había alguna duda, esta supletoriedad de la LRSC aparece directamente citada en el artículo 2 del RD 975/2009, que se refiere al ámbito de aplicación de este Real Decreto, que en su apartado 3 dice lo siguiente: “En aquello no regulado en la presente disposición en relación a los residuos mineros será de aplicación la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados”. Además, hay que tener en cuenta que para la caracterización de los suelos contaminados, la LRSC remite al RD 9/2005 como normativa de referencia, por lo que entendemos que esta norma también actúa de forma supletoria respecto del RD 975/2009. Y para abundar en este argumento hay que indicar, además que el apartado 1.3 del Anexo I del RD 975/2009 relativo a la clasificación y caracterización de los residuos de las industrias extractivas recoge literalmente que “...En particular en lo que se refiere al cumplimiento de lo establecido en el subapartado 1.1.2.d) se deberá demostrar que el contenido de las sustancias mencionadas en el mismo no supera los niveles genéricos de referencia establecidos por cada Comunidad Autónoma para tales sustancias, de acuerdo con la metodología establecida en el 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...”.

Por tanto, en nuestra opinión, esta **supletoriedad** de la normativa minera, y en particular del RD 975/2009, respecto de la normativa general de residuos y suelos contaminados, es decir la LRSC y el RD 9/2005, se centra sobre todo en aspectos técnicos relativos a la evaluación de las características y peligrosidad de los suelos mineros afectados básicamente por elementos traza, lo que supone, por extensión, que este RD 975/2009 presenta las mismas limitaciones y desfases respecto del conocimiento científico-técnico actual que presentan sus normativas supletorias, algo ya discutido en otros apartados.

#### 4.2.2. LOS SUELOS DE LAS ACTIVIDADES MINERAS EN FASE DE EXPLOTACIÓN: INTRODUCCIÓN

En las industrias extractivas distinguimos por un lado la fase de explotación y por otra la fase en la que esa explotación se encuentra fuera de uso. Antes de comenzar a analizarla fase de explotación, es necesario que se haga una consideración: el suelo se puede considerar como tal, siempre y cuando esté localizado en su emplazamiento original, sin ser sometido a labores de remoción, mezclado u otro tipo de manipulación artificial que

afecte a su ubicación, organización interna o funciones. En caso contrario, es decir cuando el suelo sea excavado o manipulado de tal forma que pierda su ubicación, estructura y/o funciones, ya estaríamos hablando de un material que, aun siendo de origen edáfico, no podría considerarse como suelo *per se*, entrando estos materiales ya en el campo de los residuos y/o subproductos, con todas las implicaciones normativas y jurídicas que esto supone.

Por tanto, en función de la consideración de los materiales edáficos, estos se podrán considerar como suelos, residuo o subproducto, estando afectado cada uno de ellos por una normativa diferente, normativa que además podrá variar en función de que estos materiales se encuentren o no contaminados.

En cualquier caso, y para ser claros en este aspecto, en términos generales el suelo minero no se suele considerar un recurso desde el punto de vista minero-metalúrgico por su falta de concentración del mineral o elemento de interés, así como por factores extrínsecos al propio suelo. Por otro lado, hay que tener en cuenta que al ser un suelo excavado y/o procesado, su consideración jurídica ya pasaría de ser recurso a tener la categoría de residuo, o subproducto, según los casos. O incluso al aplicar la definición de rehabilitación, podríamos considerarlo como un terreno tratado.

La consideración de un suelo que no es excavado y que mantiene todas sus condiciones edáficas, podemos estudiarla desde tres casos que suceden dentro de las explotaciones de las industrias extractivas, a saber: por un lado los suelos localizados en explotaciones con concesión en vigor y activas, por otro los suelos localizados en explotaciones con concesión en vigor y con suspensión temporal de actividad, y finalmente los suelos localizados en explotaciones clausuradas.

#### 4.2.3. SUELOS MINEROS LOCALIZADOS EN FASE DE EXPLOTACIÓN CON CONCESIÓN EN VIGOR Y ACTIVAS

En relación a los suelos localizados en explotaciones mineras con concesión en vigor y activas, tanto si nos encontramos con suelos no contaminados, como aquellos que están contaminados, entendemos que se aplica de manera rotunda toda la normativa relativa a la minería y a las industrias extractivas<sup>61</sup>, en tanto y en cuanto en esa fase todo los recursos

---

<sup>61</sup>Ley 22/1973, de 21 de julio de minas. (BOE nº 176, de 24/07/1973)

disponibles en el ámbito de la concesión minera debe ser considerado como recurso minero, y por tanto debe estar supeditado en exclusividad a la normativa minera.

Por otro lado, una vez que este suelo haya sido contaminado y excavado, conforme a la normativa minera, se podría considerar como residuo, o mantener la condición de recurso contaminado sino ha sido excavado, estando en cualquier caso regulado por la normativa minera en exclusividad.

Así, queda claro que en las concesiones en vigor y activas, no se puede aplicar la LRSC de forma subsidiaria, por lo que la gestión de estos residuos se llevará a cabo, por tanto, mediante el RD 975/2009 relativo a la gestión de las industrias extractivas, tanto si consideramos un residuo minero contaminado o no.

#### **4.3. REGULACIÓN JURIDICA DE SUELOS MINEROS DE LAS EXPLOTACIONES FUERA DE USO**

En una explotación minera que cesa su actividad, ya sea en fase de cese temporal o en fase de abandono definitivo, el suelo se encuentra sometido a afecciones ambientales importantes, para el entorno del área minera. Entre las mismas habría que citar la contaminación de los suelos naturales, aguas y atmósfera, así como la formación de suelos contaminados de origen antrópico (antrosoles o tecnosoles) por la acción de los procesos edafogenéticos que actúan sobre las mezclas de suelos y residuos mineros a lo largo del tiempo (Pellegrini *et al.*, 2015). Estos suelos contaminados, a medio y largo plazo, acabarán por afectar a las poblaciones y ecosistemas del entorno, lo que requiere de la adopción de medidas efectivas que conduzcan a la minimización de sus impactos.

En este sentido, hay que distinguir entre las explotaciones totalmente clausuradas y las que están sometidas a ceses temporales, más o menos largos de su actividad. En este

---

Real Decreto 2857/1978, de 25 de agosto, por el que se aprueba el Reglamento General para el Régimen de la Minería. (BOE nº 295, de 11/12/1978).

Ley 54/1980, de 5 de noviembre de modificación de la Ley de Minas (BOE nº 280, de 21/11/1980)

Real Decreto 863/1985, de 2 de abril, por el que se aprueba el Reglamento General de Normas Básicas de Seguridad Minera. (BOE nº 140, de 12/06/1985)

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. (BOE nº 143, de 13/06/2009)

Real Decreto 777/2012, de 4 de mayo, por el que se modifica el 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. (BOE nº 118, de 17/05/2012)

sentido, entendemos que su tratamiento normativo será diferente dependiendo de que la concesión esté o no en vigor, como ya se ha apuntado en el apartado anterior, diferenciándose para este último caso entre los suelos localizados en explotaciones con ceses temporales de explotación y los suelos ubicados en antiguas explotaciones ya clausuradas.

Un primer aspecto a considerar es el momento histórico en el que se produjo la afección y/o contaminación de ese suelo minero. En este sentido, la normativa actual <sup>62</sup> no tiene en cuenta el momento en el que la contaminación por sustancias tóxicas fue provocada, sino el momento en el que tal contaminación afloró o el momento de su descubrimiento. Así, de este modo, actualmente la doctrina y la mayor parte de la jurisprudencia están de acuerdo en que tal retroactividad no existe, ya que el peligro y el daño ambiental son considerados como daños actuales. Por consiguiente, la recuperación de esos suelos se convierte en un objetivo importante, ante ese daño que es considerado como un problema que no ha prescrito. De este modo, en estas contaminaciones históricas se aplicaría la legislación vigente según corresponda.

Estos suelos mineros en explotaciones fuera de uso no encuentran, aparentemente, aplicación en la normativa referida a la gestión de las industrias extractivas (RD 975/2009) en cuanto a la consideración de suelos mineros. Por este motivo, que se podría considerar como más adecuada la regulación de estos suelos mineros conforme a la normativa básica de suelos contaminados (LRSC). No obstante, hay que tener en cuenta que aunque el suelo minero no queda regulado en el RD 975/2009, *per sé*, sí que hay que considerarlo dentro del plan de restauración (art. 3) de ese distrito minero al contemplar la rehabilitación del entorno (art. 3.7) para que las afecciones ambientales vuelvan a un estado satisfactorio, encontrándose dentro de esta rehabilitación la calidad del suelo, ya que de lo contrario estos suelos se quedarían en una situación ilegal. Por tanto, se podrían concluir que la normativa minera RD 975/2009 sí que da cabida a los suelos mineros, aunque sea a través del plan de rehabilitación, pero en cualquier caso para todo esto, entendemos, que ha de recurrir de forma **supletoria** a la normativa sectorial de residuos y suelos contaminados.

---

<sup>62</sup>Ley 22/2011 y RD 9/2005.

Ley 11/2014 de 3 de julio de responsabilidad ambiental ha modificado la Ley 26/2007.

Real Decreto 183/2015, de 13 de marzo, por el que se modifica el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental, aprobado por el Real Decreto 2090/2008, de 22 de diciembre.

Por tanto, en relación a la consideración y gestión de los suelos mineros consideramos básica la **supletoriedad** de la LRSC, así como el RDSC.

Por consiguiente, cuando ese suelo minero contaminado se declara como suelo contaminado al reunir las condiciones recogidas en los artículos 33 al 38 de la LRSC, relativos a los suelos contaminados, y por tanto superar los NGR de los metales relativos a la minería metálica y en consecuencia considerar que existe un riesgo inaceptable, se debe de aplicar la rehabilitación tal y como así viene recogido en el artículo 3 apartado 7 del RD 975/2009: “A los efectos de este real decreto se entenderá por:

- **Rehabilitación:** el tratamiento del terreno afectado por las actividades mineras de forma que se devuelva el terreno a un estado satisfactorio, en particular en lo que se refiere, según los casos, a la calidad del suelo, la fauna, los hábitats naturales, los sistemas de agua dulce, el paisaje y los usos beneficiosos apropiados.”

Por tanto, queda constatado que el suelo minero contaminado debe ser complementado con la legislación sectorial de suelos contaminados, aún a pesar que esta normativa de suelos (LRSC, RDSC) se queda corta a la hora de la valoración de estos suelos específicos.

#### 4.3.1 EXPLOTACIONES CON CONCESIONES EN VIGOR PERO CON SUSPENSIÓN TEMPORAL DE LABORES

En muchos casos, tras un periodo de explotación, la concesionaria solicita una suspensión temporal de labores, lo que implica un cese de la actividad pero manteniendo el carácter minero del área geográfica afectada por la concesión, lo cual tiene sus implicaciones respecto del marco normativo regulatorio de esta zona y de sus materiales (suelos, residuos, etc.). En este caso, la normativa a aplicar, tanto si consideramos que el suelo está contaminado como si no lo está, sería la siguiente<sup>63</sup>: Ley de Minas y su posterior

---

<sup>63</sup>Ley 22/1973, de 21 de julio de minas. (BOE nº 176, de 24/07/1973)

Real Decreto 2857/1978, de 25 de agosto, por el que se aprueba el Reglamento General para el Régimen de la Minería. (BOE nº 295, de 11/12/1978)

Ley 54/1980, de 5 de noviembre de modificación de la Ley de Minas, con especial atención a los recursos minerales energéticos (BOE nº 280, de 21/11/1980)

Real Decreto 863/1985, de 2 de abril, por el que se aprueba el Reglamento General de Normas Básicas de Seguridad Minera. (BOE nº 140, de 12/06/1985)

modificación, Reglamento relativo al régimen de la minería y a su seguridad, Real Decreto 975/2009 y su modificación Real Decreto 777/2012.

En las zonas mineras se encuentran tanto suelos naturales, como escombreras y depósitos, o balsas, de residuos o lodos mineros que acaban por conformar el suelo minero. Los depósitos de residuos mineros están formados por los residuos mineros, *strictu sensu*, que surgen de la excavación y procesado del mineral original, y que al tratarse de material excavado se trata de un bien mueble, por lo que se considera como residuo, de pleno derecho. Una vez que estos residuos se mezclan con materiales edáficos propiamente dichos, estarán sometidos a los procesos y normas edafogénicos que rigen para los suelos de su entorno.

Estos materiales mezcla de suelos excavados con residuos, como bienes muebles contaminados que son, se podrían considerar como residuos, frente a los terrenos que rodean esos depósitos mineros en los que se ubican suelos naturales con mayor o menor grado de contaminación pero que no han sido, en ningún caso, removidos, por lo que como bienes inmuebles podrían ser considerados como recurso, en el sentido amplio del término, o recurso contaminado cuando el suelo esté afectado por los residuos mineros.

La Ley de Minas, reafirma la naturaleza jurídica de los yacimientos minerales de origen natural y demás recursos geológicos como bienes de dominio público, y mantiene, como lo hizo la Ley de Minas de 19 de julio de 1944, la concesión administrativa como principio básico del ordenamiento minero. El derecho de minas somete a 30 años, prorrogables por plazos iguales hasta un máximo de 90 años, la vigencia de los títulos habilitantes para la explotación de los recursos mineros como consecuencia de la imprescriptibilidad del dominio público, y según el art. 62.1 de la Ley de Minas. En la actualidad, dicho límite general se encuentra contemplado por el art. 93.3 de la Ley 33/2003, de 3 de noviembre, del Patrimonio de las Administraciones Públicas (LPAP) y se sitúa en 75 años, incluidas las prórrogas.

Así, cuando la concesión está en vigor, y para que no caduque, aunque la actividad esté fuera de uso, se deberá solicitar periódicamente la suspensión de las labores para evitar

---

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. (BOE nº 143, de 13/06/2009)

Real decreto 777/2012, de 4 de mayo, por el que se modifica el 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. (BOE nº 118, de 17/05/2012)

dicha caducidad mientras no se cumplan los plazos a que está sometida (art 71.2 de la Ley de Minas). De este modo, se obtiene la autorización de suspensión temporal de labores durante un plazo no superior a 1 año, así como la correspondiente aprobación del proyecto de suspensión temporal. Por tanto, aunque un espacio minero parezca que está abandonado, la actividad minera continúa operando administrativamente mientras año a año se presenten los correspondientes planes de suspensión de labores mineras.

De este modo, queda corroborado que el distrito minero sigue activo por lo que se aplicaría la legislación minera en todos sus dominios, lo cual en relación a los suelos contaminados resulta, en nuestra opinión, una carencia o laguna normativa ya que entendemos que durante estos periodos más o menos largos de inactividad, se deberían aplicar medidas correctoras o atenuantes de estos suelos contaminados, para evitar su expansión y los daños que pudiera causar en la salud de las personas o en el medio ambiente.

La pregunta sería qué normativa sería de aplicación y si en este caso cabría la aplicación de la LRSC o por lo menos las medidas que esta normativa prevé. En nuestra opinión, dadas las limitaciones de la normativa minera en relación a la gestión y manejo de los residuos y suelos contaminados, entendemos que sí debería aplicar la normativa de suelos (LRSC, RDSC), aun teniendo en cuenta las especificidades de estos materiales y de la situación administrativa concreta de esta explotación, pero que en cualquier caso deberían asegurar el control de la contaminación y de la minimización de los impactos ambientales sobre las zonas mineras y sus zonas aledañas.

#### 4.3.2. EXPLOTACIONES CLAUSURADAS, CON AUTORIZACIONES DE EXPLOTACIÓN DE RECURSOS CADUCADAS

Una de las actividades con mayor riesgo ambiental es la actividad minera debido a su poder modificador del paisaje y a sus descargas de residuos tóxicos. Esas extracciones de materiales pueden llegar a tener un volumen y un grado de toxicidad o peligrosidad elevado que viene determinada por el tipo de material y la cantidad obtenida de residuo. En los últimos tiempos, la actividad minera ha alcanzado su mayor auge pero evidentemente tuvo su contrapunto ambiental debido a las fuertes repercusiones sobre el medio como consecuencia de grandes movimientos de tierra, apilamientos o residuos contaminados. Por

lo tanto, no resulta admisible el hecho de que esos residuos mineros se puedan abandonar, sin mayores tratamientos y/o minimización de riesgos, en las explotaciones clausuradas. En esa zona minera clausurada, se distinguen los depósitos de “residuos”, *stricto sensu*, y los suelos originales (recurso) afectados en mayor o menor medida por procesos de contaminación proveniente de los residuos suprayacentes o circundantes.

A la hora de intentar buscar alternativas al cierre de una actividad minera, son muy diversas las posibilidades de uso de ese territorio. Este abandono requiere de la presentación de un proyecto de cierre y clausura que debe incorporar un certificado o aprobación de la autoridad minera competente (García y Rodríguez, 2006). En cualquier caso, al plantear la clausura de una explotación extractiva se han de mirar, además de las cuestiones medioambientales y paisajísticas, también los aspectos socioeconómicos de las comunidades del entorno (Carvajal y González, 2003).

En nuestra opinión, una vez que la explotación ha sido clausurada la misma deja de ser considerada como concesión minera y por ello se debería regular por la legislación relativa a residuos y suelos contaminados (LRSC, RDSC). Por tanto, si al someterse a evaluación de riesgo y declararse como tal, ese suelo se declarase como contaminado, y además su manejo y gestión se produjese en su mismo emplazamiento, sin remoción ni extracción, es decir *in situ*, esto conllevará la consideración de este material como un bien “inmueble”, y en consecuencia como recurso, tal y como se deriva de la DMR de 2008.

#### **4.4. NORMATIVA RELATIVA A LA EVALUACIÓN Y MINIMIZACIÓN DE RIESGOS ASOCIADOS A LOS SUELOS: APLICACIÓN Y CARENCIAS**

La normativa relativa al suelo contaminado se incluye en el ámbito español de forma conjunta con los residuos, aunque con un título propio y un régimen jurídico propio, por lo tanto con autonomía respecto de los residuos en lo que a su declaración, responsabilidades, gestión etc., concierne (LRSC). En este sentido, y dada la entidad de este recurso, se recomendaría que al igual que la legislación alemana reguló en su momento la protección del suelo con una ley federal exclusiva, la legislación nacional debería desarrollar algo parecido.

En cualquier caso, entendemos que para el caso de los suelos mineros, en la medida en que están regulados por el RD 975/2009, se debe aplicar de forma supletoria tanto la



LRSC como el RD 9/2005 en lo relativo a suelos mineros, en todo aquello que no esté regulado por la normativa minera. Reforzando esta idea, hay que recordar que esta supletoriedad de la LRSC aparece directamente citada en el artículo 2 del RD 975/2009, que se refiere al ámbito de aplicación de este Real Decreto. Además, hay que tener en cuenta que para la caracterización de los suelos contaminados, la LRSC remite al RD 9/2005 como normativa de referencia, por lo que entendemos que esta norma también actúa de forma supletoria, y también hay que indicar que el apartado 1.3 del Anexo I del propio RD 975/2009 relativo a la clasificación y caracterización de los residuos de las industrias extractivas recoge literalmente la supletoriedad de este RD 9/2005 a efectos de evaluar la toxicidad y/o riesgos de los materiales mineros.

Por tanto, en nuestra opinión, esta supletoriedad de la normativa minera, y en particular del RD 975/2009, respecto de la normativa sectorial de residuos y suelos contaminados, es decir la LRSC y el RD 9/2005, se centra sobre todo en aspectos técnicos relativos a la evaluación de las características y peligrosidad de los suelos mineros afectados básicamente por elementos traza, lo que supone, por extensión, que este RD 975/2009 presenta las mismas limitaciones y desfases respecto del conocimiento científico-técnico actual que presentan sus normativas supletorias, ya discutidas en otros apartados.

De la confrontación de los conocimientos científico-técnicos actuales con las normas que regulan tanto los suelos en general, como los suelos contaminados en particular, surgen una serie de carencias normativas que merecen nuestra consideración. Así, se han detectado diversas disparidades entre las consideraciones jurídicas y las implicaciones técnicas y medioambientales (toxicológicas) de los suelos afectados por residuos de la minería metálica. De este modo, la consideración actual supone:

- La no aplicación, *de facto*, de la LRSC y demás normativa relativa a los suelos en el dominio de la concesión minera mientras la misma está en vigor, con independencia de que se encuentre en activo o bajo suspensión temporal, ya que la norma excluye el sector minero de forma expresa.
- La existencia de un cierto limbo jurídico de los suelos y residuos de minería metálica de las explotaciones clausuradas, en tanto y en cuanto queda un cierto vacío legal desde el marco normativo español con la LRSC y desde el Marco Normativo Europeo, al encontrarse derogada la Directiva Seveso II, mientras que la vigente Seveso III excluye directamente a estos suelos y residuos mineros contaminados.

El tratamiento que recibe el suelo en la LRSC es el de un recurso dinámico que está contaminado. Así, se le considera como un agente receptor de contaminación, considerando el sentido dinámico del suelo, al poder actuar de forma prácticamente simultánea como recurso contaminado y como agente contaminante ya que esa contaminación puede moverse y contaminar más suelos u otros compartimentos ambientales, y es por eso que se aplican las medidas de contención. Quiere esto decir que el suelo contaminado puede ser, también, fuente de transmisión de los contaminantes a las aguas, tanto subterráneas como superficiales, a la atmósfera, a otros suelos, así como a las plantas y demás organismos que, a través de la cadena alimentaria, pueden acabar contaminando a las poblaciones circundantes. Así, y en la medida en la que se trata de un recurso natural, es de gran importancia que este suelo reciba un tratamiento diferente al de los residuos mineros, algo que no ocurre en la actualidad con la normativa minera vigente.

A este respecto, resulta relevante el hecho de considerar al suelo como recurso natural, es decir como una materia prima que en su estado natural es útil para determinadas actividades naturales o procesos humanos. Al contrario, si lo tratásemos como residuo, esta consideración no sería la misma ya que el residuo, por definición, proviene de la transformación de un recurso, materia prima o subproducto, algo que no ocurre con el suelo contaminado. En este sentido, un suelo contaminado no es sino un recurso afectado por procesos de contaminación, lo cual no supone una transformación en sí misma, sino que simplemente se trata de un recurso natural contaminado.

La regulación normativa actual de la gestión de suelos contaminados viene recogida en la ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados (LRSC), que regula dos materias: el marco general de los residuos y su gestión, y los suelos contaminados. Esta doble regulación no viene impuesta por exigencias comunitarias, al no estar regulados los suelos contaminados de forma conjunta con los residuos en la normativa europea, siendo más bien debida al impulso o iniciativa normativa del propio del legislador interno (Sanz Rubiales, 2013). Es cierto que una de las principales causas de contaminación de los suelos es la inadecuada disposición de los residuos, no obstante, esto no exige ni justifica una regulación conjunta, siendo perfectamente posible una regulación independiente de ambos sectores. De hecho, así ocurre en la práctica, ya que aunque su regulación se encuentre recogida en el mismo texto legal, no hay conexión alguna entre la regulación de los residuos y la de los suelos contaminados. A su vez, la legislación básica en materia de protección de suelos, LRSC, se encuentra desarrollada por el RD 9/2005 para el caso concreto de los

suelos contaminados. A este respecto, sería muy positiva la **promulgación de una Ley o normativa propia del suelo**, dada la gran trascendencia ambiental y humana que este recurso tiene, incluidos todos los aspectos relacionados con su contaminación y degradación.

Se ha suscitado un debate en el ámbito jurisdiccional europeo, con importantes consecuencias jurídicas, sobre si un suelo contaminado se puede considerar o no residuo. Así, si el suelo contaminado se calificase como residuo, el régimen jurídico aplicable sería el de residuos, mientras que si el suelo contaminado se entendiese como un bien jurídico diferenciado, le será aplicable su propia normativa. En el ámbito español, se ha optado por su consideración jurídica individual y diferenciada de los residuos, por lo que no resulta muy justificado el hecho de que la norma vigente, la LRSC, considere dentro de su texto ambos elementos, es decir tanto a los suelos contaminados como a los residuos. Estos argumentos son una vez más, una motivación clara en el sentido de demandar la **promulgación de una Ley o normativa propia del suelo**.

La LRSC mantiene vigente el RD 9/2005, por lo que se encuentra desarrollada por el mismo reglamento que la anterior normativa, LR, derogada por la LRSC. La Ley 22/2011 encomienda al Gobierno nuevamente la publicación de una lista de actividades potencialmente contaminantes del suelo mediante desarrollo reglamentario (Art.33.1), estando aún pendiente este nuevo desarrollo reglamentario, por lo que supletoriamente, y en lo que no contradiga la LRSC, se seguirá aplicando el RD 9/2005. Este nuevo reglamento debería estar ya en proceso de elaboración por la comisión de coordinación en materia de residuos, según lo expuesto por la disposición final tercera de la ley mencionada, además de lo recogido en la disposición adicional octava, que expone que la habilitación para el desarrollo reglamentario y relativo a la adecuación de la normativa a LRSC dispondrá de un plazo de tres años, plazo que acabó hace más de un año y que sigue sin llevarse a cabo. Por tanto, sería necesario, igualmente, **adaptar la LRSC al nuevo marco normativo vigente**, de tal forma que su referencia en relación a los suelos contaminados no fuese el del RDSC sino una norma más actualizada.

En la normativa actual, el carácter de un suelo como residuo o recurso, según los casos, no está tan claro. Así, son varias las consideraciones al respecto, con opiniones en muchos casos contradictorias. En este sentido, mientras la doctrina alemana solo considera a la tierra contaminada como residuo después de haberse convertido en un bien mueble, o sea, después de la excavación de esta tierra contaminada, pero no antes, diversos consideran

que el carácter de suelo no le viene conferido por su condición de haber sido o no excavado (mueble o inmueble). A este respecto, la DMR 2008/98/CE, contempla esta cuestión y da un paso más ya que aquel suelo contaminado que haya sido excavado, es decir, que pase a ser un bien mueble, será tratado por la legislación de residuos. El hecho de que esta DMR recogiese esta interpretación de los residuos como bienes muebles, resulta de extrema relevancia, en la medida de que al tratarse de una Directiva Marco los conceptos aquí fijados marcarán y regularán al resto de Directivas europeas que pudiesen estar afectadas por esta temática. También aquellos suelos contaminados que no hayan sido excavados están excluidos de la aplicación de esta Directiva, al no ser considerados como residuos, es decir, que son bienes inmuebles, por lo que se apoya el que sean considerados como recurso. Sin embargo, en la normativa nacional sobre este tema la cuestión no queda suficientemente clarificada, razón por la cual consideramos de gran interés el **incluir esta interpretación sobre que los suelos excavados** (bien mueble) deben ser considerados por la normativa de residuos, mientras que los **no excavados** (bien inmueble) deberían ser abordados por las leyes de suelos, **en las normativas futuras** que se deberán elaborar sobre estos temas. Por tanto, resulta evidente que el marco normativo a aplicar para los suelos y residuos debe fijar de forma meridianamente clara los supuestos en los que un suelo se considera como tal.

En relación a lo anterior, la atención doctrinal que se ha dedicado hasta ahora a estos temas ha sido escasa entre los autores españoles, pudiendo citar entre ellos a juristas como Alonso Ibáñez(2002),Baños León (2002), con artículos sobre suelos históricamente contaminados desarrollados por Calvo Charro (1999), Colomer Blanco (2005), De Miguel Paredes (2007), con monográficos sobre dicho tema (Loste Madoz, 2005, 2006, 2007, 2011, 2015), Sanz Rubiales (2003), Martín Mateo (2003) y De la Varga Pastor (2006, 2007,2012, 2013, 2014 , 2015).

Las zonas mineras incluyen suelos naturales, escombreras y depósitos, o balsas, de residuos o lodos mineros, que conforman finalmente el suelo minero que jurídicamente tendrá la consideración de residuo minero, a nuestro parecer. Pero **la exclusión de los suelos mineros contaminados, en la normativa relativa a suelos, supone una carencia legislativa**. Para ser más claros con este término, se podría definir al suelo minero tanto como aquel suelo natural que se encuentra dentro de un distrito minero, con un mayor o menor grado de afección por los residuos mineros cercanos, como aquellos suelos que mezclados conjuntamente con residuos mineros y no excavados, se ubican en estos distritos

mineros sometidos a las leyes de evolución edafogenéticas que afectan a los suelos naturales de su entorno. Igualmente, se deberían considerar los suelos de nueva formación y específicos de estos ambientes mineros, surgidos a partir de la acción de los factores y procesos edafogenéticos sobre la superficie de los depósitos de los residuos mineros, en donde incluso la FAO (1998), y más recientemente la World Reference Base (WRB, 2015), en su reciente edición de 2014 actualizada a 2015, ha considerado a estos suelos mineros dentro del Grupo de Suelos de los Tecnosoles. En nuestra opinión, **al tratarse de un recurso, el suelo, afectado en mayor o menor medida por los residuos mineros**, sean estos inertes o tóxicos, **debería ser considerado como un objeto jurídico diferenciado de los propios residuos mineros, debiendo recibir, en consecuencia, un tratamiento totalmente diferente** (recurso, subproducto o suelo), algo que no ocurre en la actualidad con la normativa vigente que regula este tema.

En las industrias extractivas distinguimos por un lado la fase de explotación y por otra la fase en la que esa explotación se encuentra fuera de uso. Antes de comenzar a analizarla fase de explotación, es necesario que se haga una consideración: el suelo se puede considerar como tal, siempre y cuando esté localizado en su emplazamiento original, sin ser sometido a labores de remoción, mezclado u otro tipo de manipulación artificial que afecte a su ubicación, organización interna o funciones. En caso contrario, es decir cuando el suelo sea excavado o manipulado de tal forma que pierda su ubicación, estructura y/o funciones, ya estaríamos hablando de un material que, aun siendo de origen edáfico, no podría considerarse como suelo *per se*, entrando estos materiales ya en el campo de los residuos y/o subproductos, con todas las implicaciones normativas y jurídicas que esto supone.

En relación a los suelos localizados en **explotaciones mineras con concesión en vigor y activas**, tanto si nos encontramos con suelos no contaminados, como aquellos que están contaminados, entendemos que se **aplica de manera rotunda toda la normativa relativa a la minería y a las industrias extractivas**, en tanto y en cuanto en esa fase todo los recursos disponibles en el ámbito de la concesión minera debe ser considerado como recurso minero, y por tanto debe estar supeditado en exclusividad a la normativa minera.

Por su parte, en el caso de los **suelos mineros en explotaciones fuera de uso**, sean estas con concesión en vigor o con concesión caducada, no encuentran aplicación en la normativa referida a la gestión de las industrias extractivas (RD 975/2009) en cuanto a la consideración de suelos mineros. Es por ello, que se considera más adecuada la **regulación**

de estos suelos mineros **conforme a la normativa básica de suelos contaminados (LRSC)**. Estaríamos hablando, por tanto, de aplicar el principio de **supletoriedad** en relación a la consideración y gestión de un suelo contaminado, aplicando por tanto de manera supletoria la LRSC, así como el Real Decreto en materia de suelos contaminados que lo desarrolla, es decir el **RDSC**. En la medida en la que el suelo minero no queda regulado en el RD 975/2009, pero si dentro del plan de restauración (art. 3) de ese distrito minero que contempla la rehabilitación (art. 3.7) para que las afecciones ambientales vuelvan a un estado satisfactorio, entre los que se encuentra la calidad del suelo, estos suelos se quedarían en una situación “alegal” de la que se derivan riesgos graves para la salud humana y para el medio ambiente. Por esta razón, adquiere más sentido, si cabe, la **aplicación de forma supletoria de la normativa de suelos contaminados a este tipo de materiales**. Por tanto, en nuestra opinión, dadas las limitaciones de la normativa minera en relación a la gestión y manejo de los residuos y suelos contaminados, entendemos que sí debería aplicar la normativa de suelos (LRSC, RDSC), aun teniendo en cuenta las especificidades de estos materiales y de la situación administrativa concreta de esta explotación, pero que en cualquier caso deberían asegurar el control de la contaminación y de la minimización de los impactos ambientales sobre las zonas mineras y sus zonas aledañas.

En nuestra opinión, en el caso concreto de la **explotación clausurada**, la misma debería dejar de ser considerada como concesión minera y por ello se debería regular por la **legislación** relativa a **residuos y suelos contaminados** (LRSC, RDSC). Por tanto, si al someterse a evaluación de riesgo, ese suelo se declarase como contaminado, y además su manejo y gestión se produjese en su mismo emplazamiento, sin remoción ni extracción, es decir *in situ*, esto conllevará la consideración de este material como un bien “inmueble”, y en consecuencia como recurso, tal y como se deriva de la DMR de 2008.

Por otro lado, en relación a los niveles límite, o de referencia, utilizados por las distintas legislaciones para establecer los valores elementales de contaminación, o de intervención, en los suelos, son diversas las carencias, algunas de ellas de gran trascendencia, según nuestro criterio.

Así, en primer lugar, la primera y principal carencia de estas normativas se detecta en relación con la especie, o fracción metálica, considerada. En este sentido, tal y como se indicado en varios apartados de esta memoria, los elementos traza pueden aparecer ligados a diversas fracciones del suelo, tales como los carbonatos, los óxidos, los sulfuros, ser

estructurales en los minerales o bien estar solubles, siendo la suma de todas estas fracciones cantidad total de metal presente en ese suelo. Desde el punto de vista toxicológico, y por tanto de riesgo, solo algunas de estas fracciones (soluble, ligada a carbonatos, etc.) presentan elementos traza que están en disposición de pasar al medio de una forma más o menos rápida, produciendo así riesgo y contaminación; son las llamadas fracciones biodisponibles. Pues bien, las diferentes normativas reguladoras de suelos contaminados de ámbito nacional RDSC<sup>64</sup>, así como las autonómicas y la mayor parte de las europeas no tienen estos aspectos en consideración, siendo esto una gran carencia. Por este motivo, **se necesita una modernización de los criterios técnicos para declarar un suelo como contaminado**, en particular respecto de los elementos traza, con la finalidad de **adaptar el marco normativo al grado de conocimiento científico-técnico actual**.

Igualmente, dada la gran cantidad de metodologías y protocolos para la evaluación de la toxicidad y riesgo asociado a los suelos contaminados, en particular por elementos traza, se requiere de una estandarización, de una homogeneización de estos protocolos respecto de los requisitos técnicos, de tal forma que **el marco normativo vigente recomiende metodologías y criterios de evaluación de la contaminación, toxicidad y riesgos, comunes que permitan comparar los resultados en diferentes ámbitos**. Esta cuestión, sin duda, facilitaría el trabajo de control y manejos de los suelos contaminados al uniformizar metodologías y protocolos avanzados capaces de generar resultados comparables en diferentes ámbitos. En nuestra opinión, este debe ser otro de los **puntos fundamentales en los que la norma debería avanzar en un futuro próximo**.

Como punto final, e incidiendo una vez más en este tema, según nuestra opinión, también la cuestión terminológica dentro del marco normativo debería ser adaptada a la evolución del conocimiento científico. En este sentido, puesto que se considera **más adecuado** el término de “**elemento traza**” que el de “**metal**” o “**metal pesado**”, por ser el primero más útil, apropiado y genérico al incluir a los elementos contaminantes (metales y metaloides) (Ward, 1995; Duffus, 2002; Kabata-Pendias, 2010), consideramos también adecuado el **incorporar esta evolución terminológica a la nueva legislación** que se prepare en esta materia.

---

<sup>64</sup>Niveles genéricos de referencia (NGR) para metales .Anexo VII. Apartado 3.

## **CAPÍTULO V. IMPLICACIONES DE LA LEY 7/2007, DE 16 DE MARZO, DE PATRIMONIO CULTURAL DE LA COMUNIDAD AUTÓNOMA DE LA REGIÓN DE MURCIA SOBRE LA GESTIÓN DE LAS ANTIGUAS ZONAS MINERAS**

Los dos tipos de patrimonios, Geológicos y Minero están tan estrechamente vinculados en áreas mineras que hace que sea imposible la separación de ambos. En estos casos se utiliza el término Patrimonio Geo -minero.

Los elementos patrimoniales han sido declarados Bien de Interés Cultural pero no ha supuesto en la práctica una protección efectiva por el proceso de expolio y degradación continúa sino que su protección solo será posible si va de la mano de una actividad sostenible que implique a la base social como en el Turismo Minero.

Todo esto hace que la sociedad considerara el Patrimonio Geo –minero como algo propio que afecta a la economía de la región, con lo que así comenzaría la implicación de esta protección de este patrimonio (Manteca 2013).

### **5.1. EL PATRIMONIO COLECTIVO.**

Patrimonio es una palabra de origen latino que significa aquello que hemos heredado de nuestros ancestros y que más tarde nosotros traspasaremos a nuestros descendientes, pudiendo ser esta herencia de bienes tangibles (posesiones materiales) y/o intangibles (derechos, obligaciones y costumbres). El patrimonio es una herencia colectiva del pasado que conecta a las sociedades pretéritas con las sociedades actuales, siendo un derecho de las generaciones contemporáneas el poder recibir esta herencia, al mismo tiempo que es un deber de las citadas generaciones contemporáneas, el transmitir esta herencia a las generaciones futuras. Igualmente, se puede considerar la idea de patrimonio indisolublemente asociada a la idea de “paso del tiempo”, siendo los objetos (naturales o antrópico) el agente tangible transmisor del patrimonio y siendo la historia escrita el agente intangible transmisor del patrimonio. Sobre la base de todas estas consideraciones, se podría concluir que patrimonio es la historia materializada que nos sirve de puerta al pasado (Hernández Ortiz, 2003).



El concepto histórico de patrimonio ha ido evolucionando desde la prehistoria hasta nuestros días, en función de las valoraciones que, en cada momento, las poblaciones otorgaban a sus posesiones. El sentido actual de este concepto surge tras los diferentes foros internacionales que tuvieron lugar tras la Segunda Guerra Mundial con objeto de buscar soluciones conjuntas a los problemas que plantea la conservación y protección de este conjunto de posesiones conocidas como patrimonio (Puche Riart, 2000).

El conjunto del patrimonio colectivo está formado por la unión de un patrimonio histórico monumental, de un patrimonio cultural y de un patrimonio natural. Así, desde la Convención de París de 1972, patrocinada por la UNESCO, el patrimonio se divide en Patrimonio Cultural y Patrimonio Natural. El primero se puede considerar como asimilado por la población, sin embargo el segundo, el Patrimonio Natural, se ha asimilado a nivel general solo como el referido a la flora y fauna, pero no a su componente abiótico que comprende básicamente el Patrimonio Geológico, es decir, la historia geológica de la Tierra y de los procesos que han intervenido en su formación y evolución.

La gestión efectiva del patrimonio, ha de estar sustentada en un marco legislativo adecuado que se traduzca en políticas coherentes y que tengan un apoyo real de las administraciones públicas. A este respecto, hay que indicar que hasta el siglo XX no se ha roto claramente con las ideas clásicas de asimilar el patrimonio solo con aquello de origen fundamentalmente antrópico, lo que dejaba fuera a todo el patrimonio natural. Este cambio se plasmó, de forma definitiva en la Convención de Paris de la UNESCO del año 1972.

Esta visión del patrimonio es especialmente singular para el caso del Patrimonio Minero, el cual se encuentra a caballo entre el Patrimonio Natural y el Patrimonio Cultural. Su vinculación con el Patrimonio Natural viene dada porque la minería explota los recursos minerales generados a lo largo de la historia geológica (legado geológico), mientras que su relación con el Patrimonio Cultural viene dada porque para obtener las sustancias minerales, la minería construye instalaciones (legado arquitectónico) y crea procedimientos (legado científico). También está la vida y costumbres de la sociedad minera, es decir, un patrimonio inmaterial (legado histórico y socio-cultural), ejemplo del cual sería por ejemplo, el Festival Internacional del Cante de Las Minas de La Unión (Murcia).

## 5.2. DISPOSICIONES NORMATIVAS EN MATERIA DE PATRIMONIO

La gestión eficiente del patrimonio requiere, ante todo, de una gran coordinación y unión de esfuerzos entre instituciones gubernamentales, públicas, privadas y profesionales, en todos los ámbitos de actuación, es decir a nivel internacional, nacional y local.

- En el ámbito internacional destaca la UNESCO como pieza clave en el estudio, recuperación, conservación y protección del Patrimonio de todo el planeta.
- A nivel europeo, es la Unión Europea el organismo responsable de la gestión del Patrimonio.
- A nivel nacional, es el Ministerio de Cultura, en coordinación con las Comunidades Autónomas, el responsable de la gestión patrimonial.
- Por su parte, en el ámbito nivel local será el Ayuntamiento y la Diputación (u organismos equivalentes) los encargados de estas labores de gestión del Patrimonio.

No obstante, centrados en el Patrimonio Natural, no hay que minusvalorar el papel que en este ámbito desempeñan:

- las Universidades, y
- las organizaciones no gubernamentales, de las que es un buen ejemplo la SEDPGYM (Sociedad Española de Defensa del Patrimonio Geológico y Minero), que está constituida por un colectivo de profesionales cualificados e instituciones sensibilizadas con la importancia de este tipo de patrimonio Geológico.

### 5.2.1. LEGISLACIÓN INTERNACIONAL

La legislación internacional para la conservación del patrimonio emana, principalmente, de la UNESCO quien juega un importante papel en la elaboración de legislación. Desde su creación en 1946, la UNESCO ha ido generando una legislación de carácter internacional que básicamente se divide en “recomendaciones” y en “convenciones”.

Las “recomendaciones” de la UNESCO no son documentos jurídicamente vinculantes, si bien tienen un fuerte valor orientativo para la mayoría de los países. Por tanto, son los diferentes Estados los que deciden en cada caso en qué grado los incorporan a sus legislaciones.

Por su parte, las “convenciones”, son tratados multilaterales para reforzar la protección del Patrimonio de la Humanidad. Así, son documentos jurídicos vinculantes para los países que lo suscriben, afectando al dominio de las relaciones internacionales entre los citados países firmantes, los cuales se comprometen a incorporar los acuerdos tomados en la convención a sus correspondientes legislaciones estatales (Ballart Hernández y Treseeras, 2001). Entre estas convecciones hay que resaltar la Convención sobre la protección del Patrimonio Cultural y Natural del mundo (Conferencia de París, 1972), al ser la que dio lugar a la lista de Bienes Patrimonio de la Humanidad, y la que estableció y definió la división del Patrimonio entre Cultural y Natural.

La importancia de este convenio de París de 1972 es fundamental para comprender el actual concepto de Bienes Culturales, ya que en él se asocian, de forma indisoluble, las nociones de patrimonio cultural, natural y civilización. Así, se considera que la identidad cultural de las naciones se ha ido gestando en el medio en el que viven, donde desarrollan su civilización, y que los bienes culturales, productos de la misma, adquieren su mayor valor y significado en relación con el lugar en el que se encuentran ubicados. Esta concepción del Patrimonio de la Humanidad, como normalmente se le conoce, es una de las grandes aportaciones realizadas por la UNESCO y cuenta con una gran repercusión mundial. Su objetivo es la salvaguarda y protección de aquellos Bienes Culturales cuyo interés se considera excepcional y su valor es universal, siendo su pérdida o deterioro un hecho irreparable para el conjunto de la Humanidad (Hernández Ortiz, 2003).

Esta convención de París en 1972, definió el concepto Patrimonio Cultural que incluía lo siguiente (Hernández Ortiz, 2003):

- **Monumentos:** obras arquitectónicas, de escultura o de pinturas monumentales, elementos o estructuras de carácter arqueológico inscripciones, cavernas y grupos de elementos que tengan un valor universal excepcional desde el punto de vista de la historia del arte o de la ciencia.

- **Conjuntos:** grupos de construcciones, aisladas o reunidas, cuya arquitectura, unidad e integración en el paisaje les da un valor universal excepcional desde el punto de vista de la historia del arte o de la ciencia.

- **Lugares:** obras humanas u obras conjuntas del hombre y la naturaleza, así como las zonas, incluidos los lugares arqueológicos que tengan un valor universal excepcional desde el punto de vista histórico, estético, etnológico o antropológico.

A su vez, en esta convención de París se definió el concepto Patrimonio Natural como aquel que incluye los siguientes elementos (Puche Riart, 2000):

- **Los monumentos naturales:** constituidos por formaciones físicas y/o biológicas, o por grupos de esas formaciones, que tengan un valor universal excepcional desde el punto de vista estético o científico.

- **Las formaciones geológicas y fisiográficas, así como las zonas estrictamente delimitadas que constituyen el hábitat de especies animales y vegetales amenazadas:** que tengan un valor universal excepcional desde el punto de vista estético o científico.

- **Los lugares naturales o las zonas naturales estrictamente delimitadas:** que tengan un valor universal excepcional desde el punto de vista de la ciencia, de la conservación o de la belleza natural.

#### 5.2.2. LEGISLACIÓN EUROPEA

La Unión Europea instauró una política cultural europea en el tratado de Maastricht de 1992, momento desde el cual es el Consejo de Europa quien asume la labor de velar por el patrimonio europeo. Así, en el apartado 1 del artículo 151 del Tratado de Maastricht se prevé “la conservación del patrimonio europeo”, si bien ya desde el año 1986 con el Programa de Medio Ambiente, se comenzó la creación de lo que hoy día ya es un amplio marco legislativo de carácter patrimonial. En este sentido, tanto con carácter previo, como posterior, se aprobaron una serie de Convenios en el marco europeo, tales como:

- Convenio cultural europeo (1954)
- Convenio europeo para la protección del patrimonio arqueológico (Londres, 1969)
- Carta europea del patrimonio arquitectónico (Ámsterdam, 1975)
- Convenio europeo sobre las infracciones cometidas contra los Bienes Culturales (1985)
- Convenio para la salvaguarda del patrimonio arquitectónico de Europa (1985)
- Convenio europeo para la protección del patrimonio arqueológico (Malta, 1992)
- Convenio europeo del paisaje, ratificado por España el 26 de noviembre de 2007, con entrada en vigor el 1 de marzo de 2008.

### 5.2.3. LEGISLACIÓN NACIONAL

En el ámbito nacional, la primera norma que invoca a la protección del Patrimonio es la propia Constitución española de 1978, que en su artículo 46 obliga a los poderes públicos a garantizar la conservación del patrimonio histórico, cultural y artístico de la Nación.

Para trasponer al marco jurídico este artículo constitucional se aprobó en 1985 la Ley 16/1985 del Patrimonio Histórico Español, que sustituye a la Ley de Patrimonio Histórico-Artístico Nacional, de fecha 13 de mayo de 1933 vigente hasta ese momento, y que hace recaer sobre el Estado la tutela del citado patrimonio. Por tanto, es la Ley 16/1985, de 25 de junio, del Patrimonio Histórico Español la que rige actualmente la protección del Patrimonio Cultural español. En la misma, el Patrimonio queda definido como “el principal testigo de la contribución histórica de los españoles a la civilización universal y de su capacidad creativa contemporánea”, estableciendo dos niveles de protección que se corresponden con diferentes categorías legales:

- uno de carácter genérico, que es aplicado a todos aquellos bienes de valor histórico, artístico, científico o técnico que conforman la aportación de España a la cultura universal, y
- otro que se corresponde con los bienes declarados como Bien de Interés Cultural y con aquellos incluidos en el Inventario General de Bienes Muebles.

Por otra parte, en relación a la definición y protección del Patrimonio Natural español, el empuje definitivo vendrá marcado por La Ley de Espacios Naturales 15/1975, que establece hasta cuatro categorías dentro de los espacios naturales protegidos (Puche Riart, 2000). Posteriormente se promulgaría la Ley de Espacios Naturales y de la Flora y Fauna Silvestre 4/1989, de 27 de marzo, a la cual sucedió la Ley 42/2007, de 13 de diciembre, del Patrimonio Natural y la Biodiversidad como transposición de la Directiva de Hábitats y la Directiva de Aves. Todas estas normativas no hicieron sino profundizar en las diferentes figuras y aspectos de conservación del patrimonio natural español.

No obstante, en el ámbito geológico, fue el Instituto Tecnológico Geominero de España el que abordó de una forma más directa la conservación del aspecto geológico del Patrimonio Natural a través del Inventario Nacional de Puntos de Interés Geológico (PIG) del año 1978.

#### 5.2.4. LEGISLACIÓN AUTONÓMICA

Las competencias de cultura han sido transferidas en España, en la mayoría de los casos, a las Comunidades Autónomas, las cuales han legislado de forma autónoma en la materia siguiendo las directrices de la Ley 16/1985. No obstante, el Estado interviene en estos asuntos culturales por medio de un órgano colegiado llamado *Consejo del Patrimonio Histórico Español*, en donde se coordinan las actuaciones del Estado y de los gobiernos autónomos.

#### 5.2.5. LEGISLACIÓN LOCAL

A nivel local, han sido los municipios y las diputaciones quienes han adquirido protagonismo a la hora de legislar sobre estos aspectos. Hoy día, los ayuntamientos disfrutan de competencias en materia del patrimonio local, otorgadas por la Ley de Bases de Régimen Local, si bien su gran capacidad regulatoria en este aspecto le viene dada a través de la legislación urbanística que los mismos ayuntamientos elaboran.

### 5.3. EL PATRIMONIO GEOLÓGICO Y MINERO

El patrimonio geológico es el conjunto de recursos naturales, ya sean formaciones rocosas, estructuras geológicas, acumulaciones sedimentables, relieves y sus modelados, manantiales, paisajes, yacimientos minerales o paleontológicos...etc., cuyo contenido y exposición es especialmente adecuado para reconocer, estudiar e interpretar la historia geológica de nuestro planeta o de una parte de él.

El patrimonio minero es un valor que surge tras el cese de la actividad minera, consistente en el conjunto de elementos, tanto inmuebles como muebles y paisajísticos, ligados a dicha actividad que permiten reconocer e interpretar la historia minera de una región, su evolución tecnológica, su desarrollo socioeconómicos y cultural, etc. Ambos tipos de patrimonios geológicos y mineros, están estrechamente ligados entre sí porque cuando existe un patrimonio minero, existe un patrimonio geológico asociado, que es la base de aquel.

Formando parte del patrimonio industrial, el patrimonio minero, es el que integra el conjunto de restos materiales e inmateriales heredados de las actividades mineras, que se han desarrollado en el pasado o que se desarrollan en la actualidad y que conforman la memoria colectiva de una determinada población. Tiene una vertiente geológica, patrimonio geológicos minero vinculado a la riqueza del yacimiento, y a otra propiamente minera relacionada con los espacios productivos (cuenca minera) y los sociales (hábitat, servicios, etc.), el valor histórico como fuente de información de anteriores etapas socioeconómicas y el valor material que conserva el patrimonio mueble e inmueble, el valor cultural y sentimental, el estético vinculado a la arquitectura industrial, el valor emocional relacionado con la trayectoria vital de los mineros (Cañizares 2011).

Este patrimonio supone un valor cultural de gran transcendencia que ha de ser protegido, divulgado y puesto en valor al mismo nivel que los demás tipos patrimoniales como son arqueológico, arquitectónico, etc. Entre los elementos inmuebles están las cortas, galerías, pozos, castilletes, chimeneas, lavaderos, etc.; entre los muebles están las herramientas mineras, maquinaria, utillaje, material documental, planos, restos arqueológicos etc. Sin duda el elemento del patrimonio minero más destacable y más vulnerable son sin duda los castilletes de mina con gran tipología y belleza.

Históricamente las antiguas explotaciones mineras que se encuentran abandonadas presentan, en muchos casos, estructuras, ingenios u elementos constructivos varios, así como los huecos de las extracciones mineras y depósitos de residuos mineros, dando así lugar a paisajes que en ocasiones presentan un importante patrimonio cultural, natural y geológico. Así, las minas son algo más que lugares donde el estado primigenio de la naturaleza ha sido alterado. Por otra parte, además de las consideraciones económicas y sociales, las minas juegan otro papel fundamental; revelan objetos geológicos que en circunstancias normales no se verían. En este sentido, uno puede considerar las minas como un problema o una oportunidad. Dado que en muchas ocasiones se percibe a la actividad minera como algo medioambientalmente perverso, se debe recordar que la actividad minerase ha llevado a cabo durante miles de años. Con el paso del tiempo y el advenimiento de la metalurgia, la humanidad empezó a extraer metales a partir de minerales. De este modo, se puede resaltar que la minería se encuentra en la base de la tecnología y constituye una pieza clave de nuestro actual sistema de vida.

A la vista de lo anteriormente expuesto, resulta fácilmente entendible que los antiguos sitios mineros, si fueron lo suficientemente importantes, pueden obtener en muchos casos el estatus de Patrimonio Cultural o Patrimonio Histórico.

Además, sólo en aquellos sitios de una singular belleza geológica, de carácter prístino, o bien por el interés científico de los correspondientes yacimientos mineros (Manteca *et al.*, 2012), se podría llegar a obtener también el estatus de Patrimonio Geológico, estatus este que actualmente no tienen las minas, ya que las mismas se mantienen apartadas del concepto de Patrimonio Geológico. Algún autor (Sharples, 2002) ha planteado que el estatus de Patrimonio Geológico se debería reservar para aquellos sitios en donde no ha habido el propósito de agotar los recursos geológicos, lo que habría llevado a una pérdida de sus valores intrínsecos o ecológicos. Tampoco deberían alcanzar ese estatus, siguiendo al mismo autor, los sitios donde ha habido remoción, procesado o manipulación de las rocas. Esta última idea resulta lapidaria en sí misma, dejando la minería, obviamente, fuera de toda consideración patrimonial. Así, se puede entender ahora que sólo aquellos sitios de una singular belleza geológica, de carácter prístino, podrían llegar a obtener el estatus de Patrimonio Geológico. A la vista de lo expuesto posteriormente, algunos autores (Alvarez *et al.*, 2011) llamaron la atención sobre la necesidad de preservar para la posteridad antiguos sitios mineros en el sureste de España.

En muchos casos el patrimonio minero va unido a un patrimonio geológico de forma indisoluble. Para solventar esta cuestión Manteca Martínez (2013) propone el término de Patrimonio Geo-minero. Porque siempre que hay un patrimonio minero existe un patrimonio geológico asociados que es base de aquel. Cuando el patrimonio minero juega con las huellas de la actividad minera, esta integrado profundamente en el paisaje, como es el caso de la sierra minera, se puede hablar de paisaje minero, que es una entidad patrimonial de orden superior ya que es una referencia cultural de un pueblo.

Tal es el caso de sectores como el Cabezo San Cristóbal y el Cabezo de los Peroles en Mazarrón; o el sector de la Crisoleja, y el de la Cuesta las Lajas y la Cantera Emilia en la sierra de Cartagena.

Para el caso concreto del sureste de España, y en concreto en la Región de Murcia, resulta frecuente encontrar paisajes naturales puros que tienen cabida dentro de la figura de protección denominada como Paisaje Cultural, como porción de territorio rural o urbano



donde existen bienes que por su valor histórico o antropológico. Este sería el caso de las minas abandonadas que merecen, por tanto, ser protegidas en muchos casos.

La protección del Paisaje Cultural se debe entender desde un nuevo cambio de paradigma no sólo en el concepto del paisaje, sino en general de todas las políticas de conservación y de desarrollo sostenible, recogido en el Convenio Europeo del Paisaje (6 de febrero de 2008), en adelante CEP.

El artículo 1 del CEP nos ofrece un nuevo concepto de paisaje: “A los efectos del presente convenio: a. Por “paisaje” se entenderá cualquier parte del territorio tal como la percibe la población, cuyo carácter sea resultado de la acción y la interacción de factores naturales y/o humanos”

Este cambio de paradigma resulta aún más evidente cuando atendemos a la Recomendación CM/ Rec (2008) 3 del Comité de Ministros a los Estados miembros, sobre las orientaciones para la aplicación del Convenio Europeo del Paisaje de 6 de febrero de 2008. La Recomendación del Comité de Ministros afirma, en relación con el artículo 1 del CEP, lo siguiente: “El concepto de paisaje tal como está enunciado en el Convenio es diferente de aquel que puede ser formulado en ciertos documentos y que ven en el paisaje un “bien” (concepción patrimonial del paisaje) y lo valora (como paisaje “cultural”, “natural”, etc.) considerándolo como una parte del espacio físico. Este nuevo concepto, expresa, por el contrario, el deseo de afrontar de manera global y frontal, la cuestión de la calidad de los lugares donde vive la población, reconocida como condición esencial para el bienestar individual y social (entendido en el sentido físico, fisiológico, psicológico e intelectual), para un desarrollo sostenible y como recurso que favorece la actividad económica.

Por otro lado, indicar que la atención se dirige al conjunto del territorio, sin distinción entre partes urbanas, periurbanas, rurales y naturales, ni entre partes que pueden ser consideradas como excepcionales, cotidianas o degradadas. Además, la visión del paisaje no se limita a los elementos culturales, artificiales o naturales; “el paisaje forma un todo, cuyos componentes son considerados simultáneamente en sus interrelaciones.”

El hecho de que el CEP fuera ratificado por España el 26 de noviembre de 2002 (BOE nº 31, de 5 de febrero de 2008), entrando en vigor el 1 de marzo de 2008, ha determinado que la definición contenida en el CEP haya pasado a formar parte de nuestro ordenamiento jurídico interno a partir de esa fecha, debiendo aceptarla, por tanto, como

concepto legal vigente y que de acuerdo con nuestro actual sistema de fuentes, por el principio de jerarquía normativa, se sitúa por encima de cualesquiera otras disposiciones contenidas en otras legislaciones estatales o autonómicas.

La definición del CEP del paisaje Cultural hace referencia a “cualquier parte del territorio, tal y como la percibe la población, cuyo carácter sea resultado de la acción y la interacción de factores naturales y/o humanos”. De la misma, se pueden sacar las siguientes conclusiones:

- En primer lugar que la realidad sobre la que se proyecta la regulación es “cualquier parte del territorio”. Se trata de lo que se ha venido a denominar como la “universalización del paisaje” por cuanto que paisaje pasa a ser todo el territorio. No sólo las áreas naturales, rurales, urbanas y periurbanas, sino también las zonas terrestres, marítimas y las aguas interiores, y se refiere “tanto a los paisajes que pueden considerarse excepcionales, como a los paisajes cotidianos o degradados”.

- En segundo lugar, que si bien el concepto de paisaje había venido siendo tradicionalmente identificado a través del uso de un único sentido, el de la vista, el CEP opera una considerable ampliación de los sentidos implicados en su identificación. Ya no es sólo la mirada, sino la percepción, entendida como cúmulo de estímulos percibidos por los sentidos lo que nos va a permitir identificar el paisaje. Este punto nos abre una rica e interesantísima puerta a la ampliación del concepto de paisaje y a la protección de nuestra realidad circundante.

- El tercer referente de la definición viene constituido por la población, porque es la percepción de ésta la que va a determinar qué es y qué no es un “paisaje” acreedor de protección. Quizás sea esta la mayor revolución introducida por el CEP a la hora de definir el paisaje, “Se arranca éste de las manos de las Administraciones y de los técnicos y especialistas para, en una democratización sin precedentes, atribuirle la última palabra a las poblaciones”. No existe ninguna otra materia, con excepción de la regulación del Concejo Abierto en la Ley de Bases de Régimen Local, en la que la democracia directa haya tenido tan profunda penetración y pueda tener tan importante proyección.

Con todo, se apunta a los dos tipos de factores que se conjugan en la definición de un paisaje, y que han dado lugar a los dos principales tipos de paisajes hasta ahora conocidos: el humano (histórico, artístico, monumental) y el natural.

Por tanto el Paisaje Minero es todo un paradigma de lo que se ha definidos como Paisaje Cultural. El Paisaje Minero es un paisaje natural con valores geológicos, paisajísticos, etc. y en el plus de una componente histórica, etimológica y antropológica. En resumen un paisaje minero lejos de la valoración negativa de “zona degradada” se debe considerar, por el contrario como un paisaje con un valor adicional. A modo de ejemplo, vamos a exponer el paisaje geológico de la Región de Murcia.

### 5.3.1 PAISAJE GEOLOGICO DE LA REGIÓN DE MURCIA:

#### A) Sierra minera de Cartagena-La Unión

En la Región de Murcia se encuentra uno de los sitios históricos reconocidos como Paisaje Geológico por su gran valor patrimonial, tal y como es la Sierra Minera de Cartagena y La Unión. Desde hace más de 2 milenios ha existido en la Sierra Minera de Cartagena-La Unión una actividad minera que ha explotado sus yacimientos minerales, dejando como legado, un rico patrimonio minero-metalúrgico, fundamentalmente en lo que respecta a los campos del laboreo y del beneficio. Los restos físicos más destacados, son sin lugar a dudas, las instalaciones minero-metalúrgicas que nos han llegado hasta hoy día, con diferentes grados de conservación.

De este modo, el Patrimonio Geológico o minero a nivel regional y específicamente en la Región de Murcia se encuentra regulado por la Ley 4/2007 de Patrimonio Cultural de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, que tiene implicaciones sobre las minas abandonadas ya que las mismas se encuentran recogidas en el listado de Bienes de Interés Cultural (BIC), siendo los BIC una figura de protección del Patrimonio. Se trata, por tanto, de parajes protegidos como sitio histórico. La citada ley define, en su artículo 3.d), el sitio histórico como “el lugar o paraje natural vinculado a acontecimientos o recuerdos del pasado, creaciones culturales o de la naturaleza, y a obras del hombre que posean valores históricos, técnicos o industriales”.

Las zonas demarcadas como Bien de Interés Cultural, con categoría de Sitio Histórico, comprenden e incluyen las parcelas, bienes muebles e inmuebles, y elementos definitorios de los conjuntos, tanto públicos como privados. Dicho Sitio Histórico está regulado por Decreto n.º 93/2009, de 30 de abril, del Consejo de Gobierno de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, por el que se declara bien de interés cultural, con categoría de sitio histórico, la Sierra Minera de Cartagena y La Unión, en Murcia (BOE

2/5/2009).El listado del anexo de los BIC de la Región de Murcia cita, en el Inventario el Patrimonio Minero-Metalúrgico de Sierra Minera de Cartagena-La Unión, y lo recoge como sitio histórico tanto en el municipio de Cartagena como en el de La Unión, el denominado sitio histórico de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión con el código ARI-54-0000228. ARI, significa que es un Área de Rehabilitación Integral, y el número 54 es el que identifica los sitios históricos.

Posteriormente, en Resolución de 5 de noviembre de 2012 de la Dirección General de Bienes Culturales, se incoa procedimiento de declaración de Bien de Interés Cultural, con categoría de sitio histórico, a favor de la Sierra Minera de Cartagena y La Unión (Murcia).Por tanto, vista la propuesta de 30 de octubre de 2012 formulada por el Servicio de Patrimonio Histórico de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, basada en el informe técnico de 24 de octubre de 2012, en la que se justifica los excepcionales valores de la Sierra Minera de Cartagena y La Unión establecidos en el artículo 3 de la Ley 4/2007, de 16 de marzo, de Patrimonio Cultural de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, se concluye que se debe iniciar el procedimiento para su declaración como Bien de Interés Cultural.

La zona de Bien de Interés Cultural de la Sierra Minera de Cartagena-La Unión ha sido, a su vez, dividida en ocho sectores partiendo del Mapa Topográfico de la Región de Murcia a Escala 1/5.000, editado por la Consejería de Política Territorial y Obras Públicas, Servicio de Cartografía de la Región de Murcia del año 1999, dotado de sistema proyección UTM 30 N y sistema de referencia E.D. 1950.

- Sector I: Conjunto del Cerro de La Parreta de Alumbres.
- Sector II: Conjunto del Cabezo Rajao.
- Sector III: Conjunto Minero de Lo Tacón.
- Sector IV: Conjunto Minero de El Llano del Beal y El Beal.
- Sector V: Camino del 33-Cuesta de Las Lajas.
- Sector VI: Rambla del Abenque y Cabezo de La Galera.
- Sector VII: Cabezo de Ponce, Peña del Águila y Monte de Las Cenizas.
- Sector VIII: Conjunto del Lavadero Roberto de Portmán.

Algunos autores (López García *et al.*, 2011) proponen que si una mina abandonada, o distrito minero, tiene el suficiente valor geológico, no sólo las minas deberán ser

protegidas, sino que también deberá ser considerado a estos efectos de protección legal todo el bloque geológico que las alberga.

En este sentido, la Sierra Minera de Cartagena-La Unión es uno de los activos geológicos más valiosos del sureste de España. Resaltable es el hecho que desde el cese del laboreo minero en la Sierra Minera de Cartagena-La Unión en el año 1991, un total de 32.000 millones de metros cuadrados de superficie quedaron en estado de abandono total o cuasi total, y fuertemente afectados en su mayoría por una alta contaminación por metales pesados y otros elementos traza. A este respecto, conviene destacar por su orden de magnitud e importancia los siguientes restos de la actividad minera, tal y como son:

- los depósitos de lodos o pantanos procedentes de la recuperación de mineral por técnicas de flotación diferencial y gravimétrica,
- los gacheros o depósitos de residuos procedentes de la fundición de metales y por la calcinación del manganeso, así como
- las escombreras y cortas mineras.

Todos estos residuos conforman lo que se conoce como “Pasivos Ambientales de la Sierra Minera”. Así, junto con el As, aparece un importante grupo de metales pesados tales como, Pb, Zn y Cd que tienen su origen en la industria extractiva que se ha desarrollado tradicionalmente en la “Sierra Minera de Cartagena-La Unión”.

Si bien durante la etapa de esplendor de la minería los elementos traza presentes en los residuos generados podrían ser caracterizados por su escaso grado de toxicidad, dado que los metales se encontraban en formas químicas que los mantenían inmóviles (básicamente sulfuros), en la actualidad, y como consecuencia de no haberse procedido al desarrollo de las apropiadas labores de restauración ambiental, se han generado toda una serie de procesos de meteorización de estos minerales primarios que han dado lugar a otros secundarios, y estos a su vez a otros terciarios, que se podrían también denominar como supergénicos y que conllevan, desde el punto de vista ambiental y de la salud pública, unos riesgos elevados por su alta concentración en elementos tóxicos que se encuentran en fracciones fácilmente disponibles.

## B) Distrito Minero Mazarrón.

En cuanto al Distrito minero de Mazarrón, al igual que el Distrito Cartagena – La Unión, comparte un alto valor patrimonial en relación al Patrimonio Geológico. Concretamente, la mina abandonada de San Cristóbal-Perules (Mazarrón), se consideró como integrante del Patrimonio Geológico según la declaración de BIC en el Decreto 297/2008, con la categoría de Sitio Histórico.

### **5.4. IMPLICACIONES Y LIMITACIONES AMBIENTALES PARA LA CONSERVACIÓN DEL PATRIMONIO GEOLÓGICO O MINERO**

Para el caso del Distrito minero de Mazarrón, se ha generado recientemente una denuncia por parte de la Fiscalía Medioambiental de la Región de Murcia, contra los propietarios de los terrenos incluidos en este Distrito y afectados por las figuras de protección del Patrimonio. En este caso, las afecciones por contaminación del suelo se han considerado como potencialmente muy graves, como consecuencia de no haberse adecuado a una correcta gestión. Esto ha provocado un incremento notable de la concentración de elementos traza que ha acabado por afectar a ecosistemas y especies de flora y fauna localizadas en sus inmediaciones. De esta manera, en la medida en la que los titulares no han desplegado actividad alguna que tienda a minimizar los efectos negativos de la actividad minera sobre el medio ambiente, desde un punto de vista legal se ha considerado por parte de la fiscalía medioambiental que se ha incurrido en un delito contra los recursos naturales y el medio ambiente según las Diligencias Previas del procedimiento abreviado con fecha de 4 de octubre de 2013. Esta consideración queda motivada por la existencia de un peligro evidente de los hechos, ya que perjudican el equilibrio de los sistemas naturales o de la salud humana por lo que pudieran ser constitutivos al menos de un delito contra el Medio Ambiente, según los artículos 325 y 328 del Código Penal. Estos artículos del Código Penal hay que ponerlos en relación con normativa administrativa, en concreto con el RD975/2009, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas. Aclarar aquí, que esta norma exige la rehabilitación de las zonas mineras. Así, el artículo 1.2 de este R.D. dispone que sea la entidad explotadora del derecho minero la que queda obligada para la rehabilitación del espacio natural afectado. Y continúa exponiendo en su art 3.2 la prohibición del abandono minero. Igualmente, el artículo 15 relativo al abandono definitivo de las labores de

aprovechamiento exige que la entidad explotadora presente un anteproyecto que tendrá que autorizarse por la autoridad competente.

De este caso, se infiere que desde el punto de vista legal, por encima de las protecciones patrimoniales se encuentra la protección de la salud humana y del ecosistema de las afecciones de contaminación en agua, atmósfera y suelo, por lo que la protección del medio ambiente queda bajo la protección de la norma penal.

Este caso, no hace sino poner de relieve la existencia de una problemática más general, ya que sería difícil encontrar lugares mineros, de minería metálica al menos, con la consideración Patrimonio Geológico, y que no presenten problemas, en mayor o menor grado en relación a su grado de contaminación, y por tanto de generación de riesgos para la salud ambiental de su entorno. Todo esto nos lleva al punto de estar obligados a buscar la compatibilización entre las figuras de protección del Patrimonio y las de minimización de los riesgos asociados a la contaminación.

En este sentido, cualquier trabajo de protección de este Patrimonio asociado a antiguas zonas de minería, debería comenzar con medidas de evaluación del riesgo y posterior propuestas de manejo orientadas hacia una corrección, mitigación o eliminación de los contaminantes de los sitios mineros que pudieran tener efectos adversos sobre el medioambiente o la salud humana. En este sentido, es de vital importancia que las restauraciones y minimizaciones de riesgos se hagan conforme a técnicas de restauración y minimización de riesgos de alta efectividad, algo que no siempre ha sido así (Gómez Ros *et al.*, 2013). De no ser así, es decir, se aplicasen tecnologías poco eficientes, estaríamos al cabo de poco tiempo de nuevo ante un problema de salud ambiental (Gómez Ros *et al.*, 2013) que haría, desde un punto de vista técnico, de salud pública y legal, inviable la conservación de este Patrimonio.

Zonas según Manteca 2013 como el Cabezo de San Cristóbal y el Cabezo de los Perules en Mazarrón son zonas paradigmáticas de esta dicotomía Patrimonio Geominero y riesgo ambiental. El Patrimonio Geominero de esta zona está considerado como el importe internacional por su interés científico (metagenético, mineralógico, etc.). Cualquier medida de corrección medioambiental, debe de ser respetuoso con esos valores, y respetar el paisaje minero en lo posible.

Por último, en cuanto a los problemas ambientales existentes en los distritos de minería metálica de Mazarrón y Cartagena-La Unión, indicar que los más relevantes son los siguientes (Robles-Arenas et al., 2006; Oyarzun et al., 2011):

1. **Áreas importantes cubiertas por residuos de las plantas de tratamiento de minerales.** Estas áreas tienen un impacto visual significativo y un potencial para la lixiviación de metales pesados.

2. **Balsas (relaves) derivados de la flotación de sulfuros.** Estos residuos son ricos en metales pesados, como el plomo y el zinc (entre otros), y siendo ricos en pirita tienen el potencial para el desarrollo de lixiviación ácida de los metales. Debido al pequeño tamaño de las partículas y los patrones de viento en la zona, los residuos también pueden inducir contaminación atmosférica.

3. **Las minas abandonadas a cielo abierto.** Algunas de estas han sido reutilizadas para el almacenamiento de residuos mineros, a veces con resultados desastrosos, como ha sido el caso de la Corta Tomasa del Distrito de Cartagena-La Unión.

4. **La formación de drenaje ácido** en algunos de los sitios mineros abandonados, como Brunita (Cartagena-La Unión) y San Cristóbal-Perules (Mazarrón).

5. **Edificios abandonados**, algunos en condiciones ruinosas.

6. **Las actividades agrícolas llevadas a cabo en algunas zonas adyacentes a operaciones mineras abandonadas**, como en las proximidades de Cabezo Rajao (Cartagena-La Unión) y San Cristóbal-Perules (Mazarrón).



## **CAPÍTULO VI. CONCLUSIONES: PROPUESTAS DE MEJORATÉCNICA Y NORMATIVA**

La actividad minera es una actividad extractiva fundamental para el desarrollo material y tecnológico de la sociedad. La existencia de explotaciones de minería, y en particular de la minería metálica, generan una serie de problemas, tanto ambientales como de índole jurídica. A este respecto, indicar que el estatus legal actual está teniendo una consideración y trato jurídico de estas explotaciones, de sus suelos y sobre todo de los residuos, o subproductos derivados de las mismas, que está generando una serie de consecuencias.

La primera de ellas es el amplio desfase que existe entre el conocimiento científico actual, que permite estimar de una forma más exacta y fiable el riesgo asociado a cualquier tipo de emplazamiento contaminado, y el tratamiento jurídico de estos suelos, así como de los residuos, o subproductos, derivados de las actividades extractivas, y en particular de las de minería metálica. Por otro lado, como consecuencia de este tratamiento jurídico “inadecuado”, se está generando un fuerte impacto sobre la salud ambiental consecuencia de una serie de usos que permite el marco jurídico vigente, que también permite la falta de consideración del estatus de peligrosidad de estas zonas mineras y de sus residuos.

Por este motivo, en la medida en la que produzca esta confluencia entre el marco normativo y el grado de conocimiento científico actual, de tal forma que el marco normativo incorpore cambios y mejoras en las prácticas de gestión y manejo de estos suelos y residuos de la minería metálica, se deberá producir una minimización de los problemas ambientales generados en las zonas mineras, *per se*. Esta mejora en las medidas de gestión y manejo de estos materiales, deberán generar también una desaparición de los casos de contaminación y afección que se producen en zonas totalmente ajenas a esta actividad extractiva como consecuencia de la actual y poco adecuada consideración del estatus legal de peligrosidad/toxicidad de estos materiales, que está permitiendo determinados usos de estos suelos y residuos contaminados por elementos traza para actividades tales como el relleno de terrenos en zonas costeras, la cimentación de carreteras, entre otros ejemplos, en zonas que previamente estaban libres de estos contaminantes.

Resulta, por tanto, apremiante, en nuestra opinión, el abordar un estudio que tanto desde el punto de vista científico-técnico, como desde la perspectiva jurídica ayude a encuadrar de una forma más precisa la consideración de estas explotaciones, de sus suelos

y de todos los residuos o subproductos que se deriven de ellas, así como a delimitar los usos y prácticas compatibles con sus características y riesgos.

El control de los efectos de la contaminación por elementos traza provenientes de áreas mineras, y en particular de la minería metálica, estén estas en explotación, con cese temporal o con cese definitivo de actividades, debe y debería ser una de las actividades fundamentales entre las competencias de las administraciones con competencias en industria, medio ambiente y salud pública. Durante las últimas décadas se ha vivido en España un proceso de transferencia de determinadas competencias por parte de las autoridades autonómicas, sin que este hecho se acompañara de una redefinición efectiva del papel de la salud pública en dicho ámbito, lo que en ocasiones se ha traducido en una menor tutela efectiva de estas cuestiones.

En este sentido, resultaría de interés el plantear toda una serie de innovaciones normativas y, como consecuencia, en la gestión de los suelos y residuos de la minería metálica que pudieran ser de utilidad a la hora mejorar su manejo y minimizar los riesgos asociados. Todas estas mejoras deberían verse culminadas con un sistema de vigilancia que incluyese los elementos básicos de control en salud ambiental y medio ambiente, y que incluyese aspectos tales como la vigilancia de los riesgos existentes para la salud ambiental, la vigilancia de la exposición de la población y los ecosistemas, y por último la vigilancia de los efectos en salud humana de forma directa, apoyándose para ello en estudios epidemiológicos. En todo este proceso hay que tener en cuenta que las medidas encaminadas a reducir los niveles de contaminación por elementos traza serían, si no las únicas, quizás si las acciones más eficientes a la hora de minimizar toda esta problemática.

Pero para que todo esto sea posible, será necesaria una implementación de los conocimientos científico-técnicos actuales generados en relación al comportamiento de estos contaminantes, su toxicidad, biodisponibilidad y riesgo, así como sus dinámicas de dispersión y medidas de contención en el marco normativo que regule estos ambientes. O dicho de otra manera, la no implementación de los conocimientos actuales generados en este campo se está traduciendo, y se podrá perpetuar en el futuro, en una elevada permisividad del marco normativo actual de prácticas de gestión y manejo de los suelos y residuos mineros que están generando efectos de riesgo, o directamente peligrosos sobre las poblaciones humanas y naturales.

Por lo tanto, a nuestro parecer, resulta esencial e inaplazable una mejora del marco normativo actual que rige esta materia en el sentido de acompañarse con el estado actual del conocimiento científico, así como de su implementación a través de las redes de vigilancia y otras medidas de carácter práctico que coadyuven en el objetivo de minimizar los riesgos asociados a los suelos y residuos de la minería metálica como consecuencia de una gestión y manejo más adecuados.

En consecuencia, **vista la normativa afín al tema**, detectamos que la mayoría de la legislación vigente sobre la gestión y manejo de los residuos mineros y suelos contaminados presenta un importante margen de mejora si los comparamos con el grado de conocimiento científico-técnico existente. Entre los cambios normativos a incluir en las futuras normativas, quizás los mismos **deberían iniciarse por adaptar la terminología utilizada** a las recomendaciones seguidas en este campo por el mundo científico. Así, estas nuevas leyes entendemos que deberían incluir aspectos tan leves, pero no por ello triviales, como por ejemplo el cambio de la denominación del término “metal pesado” por el de “**elemento traza**”, por ser este útil más apropiado y genérico de todos estos elementos contaminantes (metales y metaloides). Dicho esto, estas mejoras se deberían producir en **cinco vertientes principales**:

**1ª- Adaptación, mejora y dinamización del marco normativo relativo a los suelos y residuos de la minería metálica respecto del nivel de conocimiento científico-técnico en esta materia:** a la hora de abordar el grado de correspondencia entre los marcos normativo y científico-técnico en el campo de los suelos y residuos de la minería metálica, puede resultar didáctico el plantear la cuestión sobre la base de una serie de preguntas, para pasar a continuación a argumentar las respuestas sobre la base de los argumentos recogidos en la presente memoria.

En este sentido, se podría empezar por plantearse la siguiente pregunta: **¿es el comportamiento y tratamiento científico-técnico de los suelos y residuos de la minería metálica el mismo?**, y la respuesta es que no, al menos en gran parte.

Desde el punto de vista científico-técnico, el tratamiento de los suelos y residuos de la minería presentan aspectos con similar tratamiento y otros en los que difieren claramente a la hora de evaluar la toxicidad y el riesgo ambiental asociado. Además de esto, en el campo normativo el grado de desarrollo normativo difiere ampliamente en ambos casos.

Entre los aspectos comunes, hay que tener en cuenta que al evaluar el grado de contaminación de un suelo, residuo o sedimento desde un punto de vista normativo, se suelen tener en cuenta parámetros relativos al contenido total de los elementos traza de que se trata. Desde un punto de vista metodológico, las metodologías o protocolos a aplicar para hacer la distinción entre suelos y residuos peligrosos e inertes presentan diferentes grados de desarrollo y normalización normativa. Así, en relación a los suelos, estas metodologías, muy descritas desde el punto de vista científico, no están en absoluto normalizadas desde el punto de vista normativo.

Por su parte, en relación a los residuos, si bien existen protocolos bien delimitados para el establecimiento del carácter de peligroso de los mismos, en nuestra opinión, lo que no está tan claro es que esta normativa resulte aplicable a los residuos procedentes de la minería metálica. Por lo tanto, este punto, entendemos que debería ser, o bien aclarado, o bien corregido dentro del marco normativo aplicable a los residuos mineros. Así, a modo de conclusión, decir que la normativa reguladora de los residuos mineros (RD 975/2009 y su modificación posterior RD 777/2012, y toda la normativa relacionada de la Unión Europea), aclaran hasta cierto punto, el aspecto de caracterizar los residuos mineros, y su adscripción a la categoría de inertes o peligrosos, si bien adolecen de una serie de cuestiones, como son:

- la **ambigüedad** con la que, este tema de la **contaminación por elementos** traza, es tratada en la **legislación** específica sobre suelos contaminados, residuos y minería, basada únicamente en datos numéricos de concentración total elemental,
- es necesario **establecer y normalizar**, de forma clara, una serie de **metodologías, acuerdos** al estado actual del **conocimiento científico-técnico**, que nos permitan delimitar los riesgos y toxicidad asociados a estos suelos y residuos de la minería metálica. Estas metodologías pueden ser genéricas, algo posiblemente más fácil en los suelos, o bien específicas, sobre todo en el caso de los residuos de minería metálica. Junto a estas, se deberían implantar otras metodologías relativas a test de lixiviación, valoración de la erodibilidad de los materiales de las superficies de los depósitos de residuos, biodisponibilidad de elementos traza asociados a fracciones finas del aire y polvo atmosférico (PM<sub>2,5</sub> y PM<sub>10</sub>), test de toxicidad y biodisponibilidad, etc.
- la **normativa** ha de tener en **consideración** una serie de **riesgos, y escenarios**, sobre los que debe **actuar la gestión y manejo** de los **ambientes mineros**, que incluyan desde

los riesgos asociados a la dispersión de los elementos traza tóxicos por drenaje ácido de mina, lixiviación, dispersión eólica, erosión hídrica, etc., así como la estabilidad de los depósitos mineros y las actuaciones que se han de ejercer sobre los mismos para asegurar la inmovilización de los elementos contaminantes y su seguimiento y monitorización a medio y largo plazo con el objetivo de minimizar los impactos y riesgos para la salud ambiental de su entorno.

- este marco normativo ha de **establecer** una serie de **usos permitidos** y/o de **restricciones** de estos espacios mineros y residuos **en función** de sus **características**, que le confieran a estas normas un carácter más práctico y efectivo a la hora de ejercer una adecuada gestión y manejo de los ambientes y residuos mineros, en particular de los de la minería metálica. Es decir, que tanto para suelos y residuos mineros, como para los espacios que los acogen, se deberían establecer una serie de usos posibles, y otros que no, en función de sus niveles de riesgo asociados.
- se ha de **desarrollar y actualizar normativamente** este campo mediante la **inclusión** de los **conceptos** de **toxicidad** y **riesgo ambiental**, o el de **salud pública**, en la elaboración de estas normas regulatorias. Hay que resaltar el hecho de que estos parámetros e indicadores resultan hoy día indispensables para la evaluación del carácter de contaminado o contaminante de cualquier material que se ponga en contacto con el medio ambiente, algo que por supuesto atañería de forma directa a los suelos y residuos de la minería metálica.

Además de estos puntos, hay otras cuestiones que resultan de interés. Así, en relación a la consideración técnica de los residuos mineros, hay que indicar conforme a la **Directiva 2006/21/CE** de residuos, que se traspuso al derecho nacional a través del **Real Decreto 975/2009**, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras, indicar que esta normativa **recogía que en el plazo de cuatro años**, es decir con finalización en **2013**, se elaboraría un **inventario de las instalaciones de residuos mineros clausuradas**, con la finalidad de proceder a su control, evaluación y minimización de riesgos, algo que **aún no ha sucedido pasados ya 6 años**, lo cual es una carencia que **la Administración debería abordar con carácter urgente**.

Otra cuestión determinante en todo este proceso es el del comportamiento y evolución de los depósitos de residuos mineros a lo largo del tiempo, cuestión en la que

resulta determinante la labor de restauración y/o estabilización que se haya llevado a cabo, sobre todo en superficie. A este respecto, hay que indicar que resulta habitual que los depósitos de residuos mineros abandonados no hayan sido sometidos a ninguna clase de medida de rehabilitación o remediación, mientras que otros han sido recubiertos en algún momento con otros materiales y, a veces, revegetados. En este sentido, se ha detectado la escasa, casi nula, eficacia de las medidas de “sellado”, minimización de riesgos y restauración ambiental de la superficie de estos depósitos, lo que se ha traducido en una difusión de una forma casi libre de los elementos tóxicos con importantes afecciones a grandes superficies y poblaciones localizadas en los entornos de estas áreas mineras. Estos riesgos descritos, afectan también a grupos de población por contacto directo, que no son únicamente los habitantes de las zonas mineras, sino también aquellas personas que utilizan estos espacios de una forma más o menos intensa para el desarrollo de actividades recreativas, deportivas, etc., sobre todo a raíz de la declaración de muchos de estos ambientes como Bienes de Interés Cultural (BIC). Es por ello que se hace **cada vez más necesario el desarrollo e implementación de tecnologías más eficientes que ayuden a solucionar este problema, siguiendo criterios ecológicos y con unos costes asumibles, conforme a lo contemplado en la disposición adicional tercera del RD 975/2009.**

La siguiente pregunta que nos podríamos plantear sería: **¿recoge el marco normativo los avances científicos y técnicos, y las especificidades propias, en cada caso, de los suelos y residuos de la minería metálica?**, y la respuesta nuevamente es que no, al menos en gran parte.

Así, en relación a la evaluación de la contaminación, toxicidad y riesgo ambiental de los suelos y residuos mineros de zonas de minería metálica las normas aplicables serán muy diversas y provenientes de distintos ámbitos.

Para el caso de los **suelos mineros**, la **normativa minera no recoge nada** en tanto y en cuanto **no lo considera** como un **recurso minero**. De este modo, la **única norma que aplicaría** para estos suelos sería la **LRSC**. En cualquier caso, en lo referido a los criterios técnicos para declarar un suelo como contaminado, se remite a la regulación ya existente en el régimen jurídico en vigor, básicamente el **RDSC**, conforme a lo recogido en su Anexo VII, relativo a los criterios para el cálculo de niveles genéricos de referencia. Este hecho, aun suponiendo un avance, queda muy distante de los conocimientos científico-técnicos actuales que consideran, no los valores totales de un elemento o grupo de elementos, sino

la especiación o fraccionamiento de estos elementos entre las distintas fases minerales de ese suelo como indicador de la posible toxicidad, o riesgo, derivado de los mismos.

Por su parte, en lo relativo a los **residuos mineros**, la **normativa es más amplia y variada**. En el marco europeo, la interpretación de esta legislación varía de un Estado miembro a otro, con interpretaciones aparentemente divergentes respecto de la legislación en materia de aguas y residuos de la minería (COM, 2014). En relación a la consideración de inerte o peligroso, hay que indicar que la Decisión de la Comisión de 30 de abril de 2009 (2009/359/CE), por la que se completa la definición de residuos inertes de la Directiva 2006/21/CE, los residuos únicamente se considerarán inertes a tenor de los mencionados artículos 3.7.e) del Real Decreto 975/2009, de 12 de junio, y 3.3 de la Directiva 2006/21/CE, si reúnen una serie de criterios siguientes, que incluyen aspectos mineralógicos, toxicológicos y geoquímicos, entre otros, lo cual ha supuesto un gran avance en la dirección de adecuar estas normas al conocimiento científico-técnico.

No obstante, al igual que se hace para los suelos, los **niveles admisibles** en los **residuos mineros de elementos traza** como As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, V y Zn, **estarían fijados por los Niveles Genéricos de Referencia** para suelos, establecidos por las diferentes administraciones (Ministerio o Comunidades Autónomas). Este hecho, al igual que se ha comentado para el caso de los suelos, aun suponiendo un avance, resulta **obsoleto y poco funcional** desde el punto de vista de evaluar la posible toxicidad, o riesgo, derivado de estos residuos, ya que estas características **deberían establecerse** sobre la base del estudio y consideración de la **especiación o fraccionamiento de estos elementos** entre las distintas fases minerales de ese residuo.

Otra pregunta a plantear sería: **¿aparece claramente indicado en las normas vigentes la distinción entre suelos y residuos peligrosos e inertes?**, y la respuesta es que sí, en términos generales.

En primer lugar, **en relación a los suelos**, nuevamente decir que la normativa no dice nada al respecto, ya que la Ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados nos remite al RDSC, y a su vez este Real Decreto lo único que comenta sobre temas con relación con esta pregunta es lo recogido en el **Anexo VII del RDSC**, relativo a los criterios para el cálculo de niveles genéricos de referencia. Luego, asimilando suelos contaminados con peligrosos, este punto sí que estaría recogido en la normativa, si bien con las limitaciones

y desajustes, sobre todo en el ámbito metodológico, con el conocimiento científico actual ya comentadas en párrafos anteriores.

Por su parte, respecto de los **residuos**, un aspecto a aclarar en relación al Anexo I del “Texto Consolidado” del **Real Decreto 975/2009** (texto consolidado), de 12 de junio, sobre gestión de los residuos de las industrias extractivas y de protección y rehabilitación del espacio afectado por actividades mineras, es el de la consideración de un residuo como inerte o peligroso. En este sentido, consideramos de interés aclarar que las tablas relativas a la identificación de dichos residuos mineros considerados inertes recogidas en dicho Anexo I, con sus **códigos LER**, recogen solo categorías, de tal forma que como paso previo para determinar el carácter de inerte o peligroso no es tanto el de ver si el tipo de residuo se corresponde con alguna de las categorías recogidas en el **Cuadro 1º** de este **Anexo I**, sino ver si cumple las **características** recogidas en el **apartado 1.1.2 del citado Anexo I**. En consecuencia, si cumpliera con todas estas características, estaríamos hablando de residuos inertes, pudiendo afirmarse que su probabilidad de generar problemas de contaminación es nula o despreciable.

Por su parte, en relación a la caracterización de los residuos de las industrias extractivas no incluidos en la lista de residuos inertes y de los residuos «no inertes no peligrosos» o «peligrosos» (punto 2.4 del Anexo I del Real Decreto 975/2009 –texto consolidado–), indicar que incluye el punto 2.4.3 relativo a la “Identificación y clasificación de los residuos según la Lista Europea de Residuos publicada mediante la Orden MAM/304/2002, de 8 de febrero, incluidas sus características peligrosas, tal y como se establece en dicha orden ministerial y en el anexo III de la Ley 22/2011, de 28 de julio, de Residuos y suelos contaminados“. Por tanto, y de forma supletoria, parece claro que el RD 975/2009 recurre a la LRSC a la hora de caracterizar los residuos peligrosos.

En relación a las características y comportamientos geoquímicos de estos residuos (punto 2.4.5 de este Anexo I del RD 975/2009), se deben especificar las características químicas y mineralógicas de los residuos, así como de cualquier aditivo o producto residual que quede en los residuos. Igualmente, se debe realizar una predicción de la composición química de los drenajes, con el paso del tiempo, para cada tipo de residuo, teniendo en cuenta su manipulación prevista, además de llevar a cabo una serie de pruebas de lixiviación. Junto a esto, se han de llevar a cabo una serie de valoraciones sobre la toxicidad o potencial contaminante de los sedimentos emitidos desde depósitos de residuos mineros a del estudio de los contenidos de sustancias potencialmente dañinas para el medio



ambiente o la salud humana (As, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Ni, Pb, Se, V y Zn), que forman el conjunto de metales y metaloides contemplados en la Decisión de la Comisión 2009/359/CE de 30 de abril de 2009.

Por otro lado, a efectos de la presente Lista LER, «sustancia peligrosa » designa cualquier sustancia que haya sido o vaya a ser clasificada como peligrosa en la Directiva 67/548/CEE. Igualmente, esta normativa indica que cualquier residuo clasificado como peligroso a través de una referencia específica o general a sustancias peligrosas sólo se considerará peligroso si las concentraciones de estas sustancias (es decir, el porcentaje en peso) son suficientes para que el residuo presente una o más de las características enumeradas en el anexo III de la Directiva 91/689/CEE del Consejo. Los residuos que aparecen en la lista señalados con un asterisco (\*) se consideran residuos peligrosos de conformidad con lo recogido en la Directiva 91/689/CEE sobre residuos peligrosos a cuyas disposiciones están sujetos, siempre y cuando cumplan los requisitos toxicológicos que, entre otros, se piden para este tipo de residuos. Por otro lado, resaltar que a la hora de determinar las características de los residuos que permiten calificarlos como peligrosos, o no, se recurre siempre al Anexo III de la LRSC en cuanto a su caracterización, teniendo en cuenta las modificaciones incluidas por el Reglamento 1357/2014/UE. Así, en el art. 6.2 de la Ley 22/2011 se observa que se podrá considerar un residuo como peligroso cuando, aunque no figure en la lista LER como tal, presente una o más de las características indicadas en el Anexo III.

A este respecto hay que tener en cuenta que el Anejo 2 de la **Orden MAM 304/2002** que establece la **lista LER**, quedó modificado por la Decisión de la Comisión 2014/955/UE. Por lo tanto, la determinación de si un residuo es o no peligroso, se llevará a cabo identificándolo mediante las debidas pruebas de caracterización de dicho residuo dentro, para luego intentar adscribirlo a una de las categorías de la Lista LER que figura en la **Decisión de la Comisión 2014/955/UE**. Con posterioridad, a nivel nacional el **Anexo III** de la LRSC quedó **modificado por el Reglamento 1357/2014/UE**, al verse alterada la nomenclatura de las **características** de los residuos que permiten calificarlos como **peligrosos**, al pasar estas de denominarse H a citarse por **HP**, suponiendo también la inclusión de una nueva categoría dentro del listado LER, coincidentes con el nombre genérico de “Lodos rojos” (**HP 5** «Nocivo», **HP 6** «Tóxico», **HP 7** «Cancerígeno», **HP 14** «Ecotóxico», **HP 15**).

Por tanto, y a modo de conclusión en el caso de los residuos mineros, esta distinción aparece claramente delimitada en el marco normativo vigente, si bien en muchos casos hay dudas sobre la aplicabilidad de determinadas normas a este tipo de residuos.

Otra pregunta a plantear sería: **¿desde un punto de vista metodológico están descritas y normalizadas las metodologías o protocolos a aplicar para hacer la distinción entre suelos y residuos peligrosos e inertes?**, y la respuesta es que no, en términos generales.

En relación a los **suelos**, estas **metodologías**, muy descritas desde el punto de vista científico, **no** están en absoluto **normalizadas** desde el **punto de vista normativo**.

En relación a los **residuos**, en general, gran parte de los métodos de ensayo a aplicar en este tipo de estudios vienen recogidos la **Directiva 2006/121/CE** del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de diciembre de 2006, por la que se modifica la Directiva 67/548/CEE para adaptarla al Reglamento (CE) nº 1907/2006 (REACH), y todo ello incorporado en el Reglamento (CE) nº 440/2008 de la Comisión, por el que se establecen métodos de ensayo de acuerdo con el Reglamento (CE) nº 1907/2006 del Parlamento Europeo y del Consejo. Además, indicar que se dispone a nivel europeo del **Centro Europeo para la Validación de Métodos Alternativos (ECVAM)**, incluido en el Centro Común de Investigación de la Comisión, y que tiene un papel importante en la evaluación y validación científicas de métodos de ensayo alternativos. El Reglamento (CE) nº 1272/2008, incluye en su Anexo I los “Requisitos de clasificación y etiquetado de sustancias y mezclas peligrosas”, estableciendo los criterios de clasificación en clases de peligro y sus diferenciaciones, y disposiciones adicionales sobre cómo cumplirlos. No obstante, y si bien en este Reglamento se tienen en cuenta los límites de concentración específicos, los valores de corte genéricos, los estudios epidemiológicos y de salud, etc., incluso se establecen niveles y/o tramos de toxicidad, no obstante, nada de esto se está aplicando a los residuos procedentes de la minería metálica, que parecen vivir en un limbo, jurídico y técnico, propio. Esta situación se sigue manteniendo en normativas posteriores, como el Reglamento (UE) 2015/1221 de la Comisión de 24 de julio de 2015 por el que se modifica el Reglamento (CE) no 1272/2008 del Parlamento Europeo y del Consejo, que no incluye tampoco ninguna regulación específica a los residuos mineros peligrosos, ni métodos para su evaluación toxicológica o de riesgo.

Por tanto, en relación a los residuos, si bien existen protocolos bien delimitados para el establecimiento del carácter de peligroso de los mismos, en nuestra opinión, lo que no está tan claro es que esta normativa resulte aplicable a los residuos procedentes de la minería metálica. Por lo tanto, este punto, entendemos que debería ser, o bien aclarado, o bien corregido dentro del marco normativo aplicable a los residuos mineros.

Por consiguiente, y a modo de conclusión, la **normativa reguladora** de los **residuos mineros (RD 975/2009** y su modificación posterior RD 777/2012, y toda la normativa relacionada de la Unión Europea), aclaran hasta cierto punto, el aspecto de caracterizar los residuos mineros, y su adscripción a la categoría de inertes o peligrosos, si bien **adolecen** de una serie de **cuestiones**, como son:

- resolver en estos campos la **ambigüedad** con la que este tema de la **contaminación por elementos traza**, es tratada en la **legislación** específica sobre **suelos contaminados, residuos y minería**, basada únicamente en datos numéricos de concentración total elemental. En este sentido, la legislación debería incluir, en nuestra opinión, toda la carga teórica y metodológica que suponen conceptos como son la disponibilidad y/o movilidad en función del fraccionamiento de los elementos traza, así como tener en cuenta aspectos intrínsecos a los materiales, como por ejemplo las propiedades edáficas básicas que podrían estar modulando el efecto contaminante de ese elemento (pH, potencial redox, materia orgánica, capacidad de intercambio catiónico). Igualmente, esta normativa debería establecer rangos o niveles de contaminación, que a su vez pudiesen determinar la prohibición o permiso para hacer determinados usos en ese territorio o con esos suelos o residuos.
- **establecer**, de forma clara, una serie de **metodologías**, acordes al **estado actual del conocimiento científico-técnico**, que nos permitan delimitar los riesgos y toxicidad asociados a estos suelos y residuos de la minería metálica.
- **fijar** una serie de **riesgos, y escenarios**, sobre los que debe **actuar la gestión y manejo** de los ambientes mineros, que incluyan desde los riesgos asociados a la dispersión de los elementos traza tóxicos por drenaje ácido de mina, lixiviación, dispersión eólica, erosión hídrica, etc., así como la estabilidad de los depósitos mineros y las actuaciones que se han de ejercer sobre los mismos para asegurar la inmovilización de los elementos contaminantes y su seguimiento y monitorización a medio y largo plazo con el objetivo de minimizar los impactos y riesgos para la salud ambiental de su entorno.

- **establecer** una serie de **usos permitidos** y/o de **restricciones** de estos **espacios mineros y residuos** en función de sus características, que le confieran a estas normas un carácter más práctico y efectivo a la hora de ejercer una adecuada gestión y manejo de los ambientes y residuos mineros, en particular de los de la minería metálica. Es decir, que tanto para suelos y residuos mineros, como para los espacios que los acogen, se deberían establecer una serie de usos posibles, y otros que no, en función de sus niveles de riesgo asociados.
- **desarrollar y actualizar normativamente** este campo mediante la **inclusión** de los **conceptos de toxicidad y riesgo ambiental**, o el de **salud pública**, en la **elaboración** de estas **normas regulatorias**. Hay que resaltar el hecho de que estos parámetros e indicadores resultan hoy día indispensables para la evaluación del carácter de contaminado o contaminante de cualquier material que se ponga en contacto con el medio ambiente, algo que por supuesto atañería de forma directa a los suelos y residuos de la minería metálica.

Estas innovaciones, a nuestro entender, se deberían traducir en una clara mejora de la evaluación de la contaminación, toxicidad y riesgo asociado a los suelos y residuos mineros, lo que en la práctica significaría una gestión de estos materiales más adecuada y conforme sus características y peligros asociados, evitando así muchas malas prácticas que se han venido haciendo hasta ahora en estas zonas de minería metálica y en su entorno.

**2ª- Los límites entre residuo y recurso, o subproducto, habrán de ser cada vez más estrechos pero a la vez más claros, tanto en el ámbito científico-técnico como legislativo:** hoy día existe una delgada línea que separa la consideración de un material como residuo o como recurso, algo que depende hoy día, básicamente, de aspectos económicos y tecnológicos. Esto nos lleva, en nuestra opinión, a considerar como **recomendable que el marco normativo considerase** a los **materiales** resultantes de la **extracción y explotación minero-metalúrgica** de los minerales **no solo como residuos**, de forma genérica, sino **también como subproductos** en función de su posible re-explotación en el corto (como por ejemplo los materiales de desmonte, como rocas calizas y otros) o medio-largo plazo (como pueden ser los materiales resultantes de una primera extracción de elementos de interés, como los metales, de los minerales explotados). De esta forma, se dejarían como residuos, *stricto sensu*, solo a aquellos materiales en los cuales se

entienda que no resulta, ni resultará, viable su re-explotación en el medio-largo plazo, resultando ser considerados el resto como subproductos.

Entendemos que esta nueva consideración de los diversos tipos de materiales provenientes de la explotación minero-metalúrgica de los yacimientos mineros, proporcionará un tratamiento técnico y jurídico más adecuado a los distintos tipos de materiales que se generen, lo cual facilitará y hará más eficiente su manejo posterior, así como evitará la mala gestión y uso de estos materiales en lugares y actividades no apropiadas. A su vez, **esta nueva consideración evitaría**, al menos en gran parte de los casos, el **desarrollo de procesos tan farragosos** como han sido el llevado a cabo **para la declaración de los residuos** de la bahía de Portmán **como recurso**, ya que al estar considerados como subproductos la reactivación de su explotación debería regirse por procedimientos jurídicos y administrativos mucho más rápidos, sencillos y eficientes.

En este sentido, y **a modo de ejemplo** de cómo los avances tecnológicos están variando la separación, otrora más nítida, entre recurso, subproducto y residuo, tenemos el caso de la **reutilización** de estos residuos/subproductos mineros como recurso **para la creación de un tecnosol, o suelo técnico**. Así, por medio de la valorización biogeoquímica de algunos residuos orgánicos e inorgánicos no peligrosos y la aplicación de los conocimientos técnicos de la Ciencia del Suelo, o Edafología, se permite obtener suelos que cumplen con las funciones productivas y ambientales de los suelos naturales solucionando por lado el tema de qué hacer con los residuos, pero sobre todo participando de forma activa y positiva en la recuperación de los ambientes mineros degradados de los que son fruto. Desde la entrada en vigor de la ITR/01/08 en Galicia, los suelos derivados de residuos o subproductos, entre ellos los mineros, se están ensayando en diferentes procesos de recuperación, de tal manera que se está incrementando el conocimiento sobre su comportamiento, así como el de los materiales que pueden ser utilizados en su elaboración.

Por lo tanto, y a la luz de todo lo expuesto en este punto, y una vez tenida en cuenta todas las precauciones y medidas de control establecidas, es de esperar que determinados materiales que hoy día se consideran residuos, cambien esta consideración a subproductos o materias primas secundarias. En este sentido, se está imponiendo desde el punto de vista de la demanda creciente, que al coincidir con la cada vez menor oferta de los recursos (energéticos, materias primas, etc.), está obligando, una vez más, a la búsqueda de nuevas tecnologías que nos permitan la re-explotación, reutilización o reaprovechamiento, de lo

que hasta ahora se consideraban como residuos (p.e. los residuos mineros, los residuos urbanos, los suelos contaminados, etc.). Por tanto, estos materiales pasan en ese momento a ser considerados como recursos, o en el peor de los casos como subproductos, susceptibles de ser incorporados al sistema productivo. Este hecho que, simplemente por cuestiones reales de demanda y oferta, se está convirtiendo cada vez más en una realidad, desde el punto de vista técnico y económico habrá de encontrar su reflejo de una forma cada vez más clara en el marco normativo que regula estos aspectos. Por tanto, en los próximos años y décadas, las fronteras entre residuo y recurso, o subproducto, habrán de ser cada vez más estrechas pero a la vez más claras, tanto en el ámbito técnico como legislativo.

**3ª- La adecuación del marco normativo regulatorio de los residuos al caso concreto de los residuos de zonas de minería metálica:** Los residuos mineros se encuentran regulados, como ya hemos citado anteriormente, por la Directiva 2006/21/CE sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas, y por el RD 975/2009 y su modificación posterior RD 777/2012. A la luz de las indicaciones recogidas en el RD 975/2009, se puede inferir que las exigencias recogidas en estas normas se establecen en términos de impacto medio ambiental grave o de amenaza, sin que existan directrices sobre la forma de medir los tipos de riesgos asociados a los residuos mineros, ni de los niveles de reducción que deben ser alcanzados.

En relación a esto resulta determinante la **supletoriedad** que la normativa específica de residuos mineros tiene respecto de las normativas sectoriales de residuos y suelos contaminados, es decir tanto de la **LRSC** como del **RD 9/2005**. En nuestra opinión, esta supletoriedad de la normativa minera, se centra sobre todo en **aspectos técnicos relativos a la evaluación de las características y peligrosidad de los distintos tipos de residuos**, lo que supone, por extensión, que este RD 975/2009 presenta las mismas limitaciones y desfases respecto del conocimiento científico-técnico actual que presentan sus normativas supletorias. Si a esto le unimos el hecho de que las **peculiaridades de los residuos mineros**, es decir si se tiene en cuenta la disposición geográfica y orográfica de estos terrenos mineros, conjuntamente con el escaso valor de estos residuos y su gran volumen, esto hace que la **normativa actualmente aplicada** a estos residuos mineros, incluidas sus normas supletorias, son **poco adecuadas** para este tipo de materiales. A este respecto, hay que tener en cuenta que estos factores determinan como tratamiento más viable el

tratamiento *in situ* de estos residuos, si bien para ello se hace necesaria la adopción de tecnologías efectivas, de bajo impacto ambiental y de poco coste económico. Este hecho, resulta ser un factor diferenciador de estos residuos mineros en relación a los residuos peligrosos industriales más convencionales.

Además de esto, consideramos importante aclarar un aspecto a la condición de peligroso de un residuo y si esta se mantiene o pierde cuando, por cuestiones jurídico-administrativas, pasa a ser considerado como recurso, bien sea al ser mezclado con otras sustancias o bien sea por una revalorización del mismo. Esta consideración, según nuestro criterio, no es correcta en tanto y en cuanto consideramos que el carácter de peligrosidad, toxicidad, etc. es algo intrínseco e inherente a la naturaleza del material, con independencia de su consideración jurídica como residuo, subproducto, recurso, etc. Por tanto, si un material determinado, o mezcla de ellos, resulta peligroso bien sea por su propia toxicidad o bien sea por ser posible fuente de contaminación para su entorno, o bien por ambas cuestiones, esta condición no va a cambiar desde un punto de vista técnico y ambiental por un simple cambio en su denominación jurídica, siendo por tanto peligroso en todos los casos, si bien entendemos que las implicaciones jurídicas que de esto se derivan podrán ser diferentes dependiendo de que se trate de un residuo o un recurso.

En relación a los residuos de la minería metálica, hay que indicar lo siguiente:

- Hay que tener en cuenta, que **en el contexto nacional** de lo que **se dispone**, a fecha de hoy, es básicamente **de un “Manual para la evaluación de riesgos de instalaciones de residuos de industrias extractiva cerradas o abandonadas”**, que **estandariza y propone metodologías** para establecer y priorizar los **niveles de riesgo ambiental** de las antiguas **explotaciones de minería**, sobre todo de las clausuradas.
- Por su parte, el título previo del **Real Decreto 975/2009** decía que tras cuatro años, es decir **en 2013, estaría elaborado un inventario de las instalaciones de residuos mineros clausuradas**, incluidas las instalaciones abandonadas, y que dicho inventario serviría de base a un programa de medidas adecuado en el ámbito de las competencias estatales y de las CC.AA. A fecha de hoy, dos años después de la finalización del plazo, este inventario **sigue sin estar elaborado**, al menos en un porcentaje importante.
- Por tanto, lejos de estar hecho este inventario, lo único, aunque importante, que se ha abordado ha sido la elaboración de un **documento técnico metodológico**, lo cual se aleja del mandato recogido en el título previo del Real Decreto 975/2009. En este

sentido, es de gran importancia, desde el punto de vista de la salud ambiental de los entornos de las zonas mineras, y obligatorio desde el punto de vista legal, que las distintas **Administraciones Competentes aborden con carácter urgente la elaboración** de este **inventario** tomando como base, por ejemplo, el manual técnico anteriormente citado.

En cualquier caso, el marco técnico delimitado por el manual de referencia, no haría sino establecer una tipificación de las distintas instalaciones de residuos mineros en función de sus riesgos asociados. En este sentido, y sin menoscabo del citado manual, **esta evaluación debería ser complementada**, en nuestra opinión, **con la aplicación de las técnicas más efectivas y novedosas dentro del campo de la regeneración ambiental y minimización de riesgos**, de acuerdo a lo ya contemplado en la disposición adicional tercera del RD 975/2009, algo que debería estar complementado con acciones de evaluación y seguimiento a lo largo del tiempo de los niveles de emisión de elementos contaminantes por parte de las superficies sobre las que se ha actuado con la finalidad de llevar a cabo una minimización de riesgos.

Como apoyo de esto, indicar estos dos puntos:

- Es de resaltar la dudosa efectividad que desde el punto de vista técnico, de la cadena trófica y de la salud ambiental de las zonas de minería metálica y su entorno, han tenido muchas de las tecnologías de restauración aplicadas hasta la actualidad, lo cual nos ha de obligar a **mejorar** en la efectividad de estas **técnicas de restauración y minimización de riesgos**.
- Al igual que ocurre con otros emplazamientos contaminados o fuentes de contaminación, sería necesario una **evaluación en continuo** de los **niveles de emisión** de los **contaminantes**, tanto al medio atmosférico, como edáfico e hídrico (superficial y subterráneo), lo cual requeriría de la **inclusión en la legislación de niveles máximos admisibles**, así como **medidas de seguimiento y control extendidas en el tiempo durante periodos**, en principio, **indefinidos**. Para ello, o bien se pueden adoptar los niveles de referencia adoptados por normativas con las que podrían interrelacionar, o bien se deberían elaborar tablas de valores genéricos propios.

En cualquier caso, toda esta aplicación de la normativa actual, afectaría básicamente a las explotaciones cerradas o abandonadas, pero ¿se incluirían aquí las explotaciones que mantienen aún su concesión pero con suspensión temporal de actividades? Y en relación a



las explotaciones en vigor, ¿no se aplicaría ningún tipo de medida específica análoga para la minimización de riesgos? Por tanto, en relación a la existencia misma de normas relativas a la minimización de riesgos, así como a la aplicación y/o aplicabilidad de la misma, son muchas las dudas o puntos no abordados o clarificados que deberían ser abordados de manera urgente desde un punto de vista normativo con la finalidad, por un lado, de minimizar los riesgos en todas las fases de una explotación minera, pero también en relación a la gestión y posibles usos de los distintos tipos de residuos mineros existentes.

A este respecto, hay que resaltar un vez más el **vacío legal en el que se mueven estos residuos mineros peligrosos**, algo que se traduce en la ausencia de una **adecuación efectiva de las prácticas de manejo y gestión** que de estos residuos peligrosos se hacen en las explotaciones mineras. Por otro lado, y al igual que ocurre para los suelos, existen carencias, según nuestro criterio, a la hora de establecer los niveles máximos de contaminantes metálicos en los residuos, en el sentido de no considerar ni los procesos de especiación, ni de fijar tampoco los protocolos estandarizados que nos permitan establecer con criterios técnicamente solventes los valores reales de contaminantes metálicos capaces de generar riesgo.

Un aspecto positivo del Real Decreto 975/2009, es que supera con creces el objetivo de la Directiva 2006/21/CE, en el sentido de otorgar un sentido de protección más amplio, que no sólo atiende a la gestión de los residuos mineros sino que también comprende la investigación y aprovechamiento de los recursos, no limitándose a transponer la norma europea, sino que ha optado por completar las disposiciones comunitarias con otras normas españolas vigentes y, en algunos casos, más restrictivas. Otro avance que ha supuesto este real decreto, está el **control de la Comisión** Europea al garantizar la remisión cada tres años de un informe sobre la aplicación del Real Decreto, que tomará como referencia los criterios de estudio que indique la propia Comisión y se basará en los datos aportados por las Comunidades Autónomas. A este respecto, esta norma supone un avance, si bien con escasa traslación práctica, razón por la cual entendemos que **estas medidas se deberían aplicar de una forma más continuada y visible**.

Desde el punto de vista toxicológico, y por tanto de riesgo, solo algunas de las fracciones (soluble, ligada a carbonatos, etc.) a las que aparecen ligados los elementos traza están en disposición de pasar al medio de una forma más o menos rápida, produciendo así riesgo y contaminación; son las llamadas fracciones biodisponibles. Pues bien, las diferentes normativas reguladoras de residuos de ámbito nacional (LRSC y RD 975/2009),

así como las autonómicas y la mayor parte de las europeas, no tienen estos aspectos en consideración. La mayor parte de la normativa española referida a estos temas está, por tanto, obsoleta desde el punto de vista técnico y del estado de conocimiento actual, al estar basada en interpretaciones del comportamiento y toxicidad de los elementos traza superados hoy día. Así, **se hace necesario la adopción de una metodología basada en los estudios de fraccionamiento y especiación de los elementos traza en los residuos mineros**, que haga posible lo indicado anteriormente.

Por último, hay que tener en cuenta la disposición geográfica y orográfica de estos terrenos mineros, conjuntamente con el escaso valor de estos residuos y su gran volumen. Este hecho, resulta ser un factor diferenciador de estos residuos mineros en relación a los residuos peligrosos industriales más convencionales. Precisamente, debido a estas peculiaridades de los residuos de la minería metálica, cuando estos presentan el carácter de peligroso, difícilmente les resultará aplicable desde un punto de vista técnico-práctico las normas de control a las que se ven sometidos los residuos industriales peligrosos con carácter general, o llegados al caso habría que tener en cuenta estas peculiaridades a la hora de poder aplicar los residuos con carácter general. Hay que tener en cuenta que estas medidas se suelen basar en aspectos tales como la inertización o el confinamiento en bidones o recintos de aislamiento (vertederos específicos), algo que resulta inviable para las explotaciones mineras desde el punto de vista económico y técnico. Estos factores determinan como tratamiento más viable el tratamiento *in situ* de estos residuos, si bien para ello se hace **necesaria la adopción de tecnologías efectivas, de bajo impacto ambiental y de poco coste económico**, tecnologías que entendemos hay que fomentar como campo prioritario dentro de las líneas de investigación, para luego su traslación al sector de la gestión y manejo de los residuos y sus depósitos.

Por tanto, y a modo de resumen, en nuestra opinión es mucho en lo que la normativa relativa a residuos, y más concretamente en lo relativo a los residuos considerados en la categoría de peligrosos y a los residuos mineros, debe avanzar *en pos* de una adaptación al conocimiento disponible hoy día, y por tanto de una mejor y más adecuada gestión de los residuos afectados por elementos traza. En otras palabras, consideramos como **básica la elaboración de una normativa propia**, actualizada al conocimiento científico-técnico actual y a las peculiaridades de estos residuos mineros. A este respecto, consideramos como básico que esta nueva normativa tenga clara la **consideración de la peligrosidad**, o toxicidad, de cualquier material como una **propiedad intrínseca e inherente a la**

**naturaleza del material**, con independencia de su consideración jurídica como residuo, subproducto, recurso, etc. de tal forma que nunca se regule sobre esta característica, la peligrosidad, teniéndola o no en cuenta dependiendo de que se trate de un residuo o un recurso. En nuestra opinión, **si un material tiene peligrosidad, esto siempre debe figurar y deber ser tenido en cualquier norma que regule su uso o gestión.**

4ª- **La adecuación del marco normativo regulatorio de los suelos contaminados al caso concreto de los suelos contaminados de zonas de minería metálica:** la normativa relativa al suelo contaminado se incluye en el ámbito español de forma conjunta con los residuos, aunque con un título propio y un régimen jurídico propio, por lo tanto con autonomía respecto de los residuos en lo que a su declaración, responsabilidades, gestión etc., concierne (LRSC). En este sentido, y dada la entidad de este recurso, **se recomendaría** que al igual que la legislación alemana reguló en su momento **la protección del suelo con una ley federal exclusiva**, la legislación nacional debería desarrollar algo parecido.

En cualquier caso, entendemos que para el caso de los suelos mineros, en la medida en que están regulados por el RD 975/2009, se debe **aplicar de forma supletoria** tanto la LRSC como el **RD 9/2005** en lo relativo a suelos mineros, en todo aquello que no esté regulado por la normativa minera. Reforzando esta idea, hay que recordar que esta supletoriedad de la LRSC aparece directamente citada en el artículo 2 del RD 975/2009, que se refiere al ámbito de aplicación de este Real Decreto. Además, hay que tener en cuenta que para la caracterización de los suelos contaminados, la LRSC remite al RD 9/2005 como normativa de referencia, por lo que entendemos que esta norma también actúa de forma supletoria, y también hay que indicar que el apartado 1.3 del Anexo I del propio RD 975/2009 relativo a la clasificación y caracterización de los residuos de las industrias extractivas recoge literalmente la supletoriedad de este RD 9/2005 a efectos de evaluar la toxicidad y/o riesgos de los materiales mineros.

Por tanto, en nuestra opinión, esta **supletoriedad** de la normativa minera, y en particular del RD 975/2009, respecto de la normativa sectorial de residuos y suelos contaminados, es decir la LRSC y el RD 9/2005, **se centra sobre todo en aspectos técnicos** relativos a la evaluación de las **características y peligrosidad de los suelos mineros** afectados básicamente por elementos traza, lo que supone, por extensión, que este RD

975/2009 presenta las mismas limitaciones y desfases respecto del conocimiento científico-técnico actual que presentan sus normativas supletorias.

De la confrontación de los conocimientos científico-técnicos actuales con las normas que regulan tanto los suelos en general, como los suelos contaminados en particular, surgen una serie de carencias normativas que merecen nuestra consideración. Así, se han detectado diversas disparidades entre las consideraciones jurídicas y las implicaciones técnicas y medioambientales (toxicológicas) de los suelos afectados por residuos de la minería metálica. De este modo, la consideración actual supone:

- La no aplicación, *de facto*, de la LRSC y demás normativa relativa a los suelos en el dominio de la concesión minera mientras la misma está en vigor, con independencia de que se encuentre en activo o bajo suspensión temporal, ya que la norma excluye el sector minero de forma expresa.
- La existencia de un cierto **limbo jurídico de los suelos y residuos de minería metálica de las explotaciones clausuradas**, en tanto y en cuanto queda un cierto vacío legal desde el marco normativo español con la LRSC y desde el Marco Normativo Europeo, al encontrarse derogada la Directiva Seveso II, mientras que la vigente Seveso III excluye directamente a estos suelos y residuos mineros contaminados.

El tratamiento que recibe el suelo en la LRSC es el de un recurso dinámico que está contaminado. Así, se le considera como un agente receptor de contaminación, considerando el sentido dinámico del suelo, al poder actuar de forma prácticamente simultánea como recurso contaminado y como agente contaminante. Por otro lado, en la medida en la que se trata de un recurso natural, es de gran importancia que este suelo reciba un tratamiento diferente al de los residuos mineros, algo que no ocurre en la actualidad con la normativa minera vigente.

La regulación normativa actual de la gestión de suelos contaminados viene recogida en la ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados (LRSC), que regula dos materias: el marco general de los residuos y su gestión, y los suelos contaminados. A su vez, la legislación básica en materia de protección de suelos, LRSC, se encuentra desarrollada por el RD 9/2005 para el caso concreto de los suelos contaminados. A este respecto, sería muy positivo la **promulgación de una Ley o normativa propia del suelo**, dada la gran trascendencia ambiental y humana que este recurso tiene, incluidos todos los aspectos relacionados con su contaminación y degradación.

Se ha suscitado un debate en el ámbito jurisdiccional europeo, con importantes consecuencias jurídicas, sobre si un suelo contaminado se puede considerar o no residuo. Así, si el suelo contaminado se calificase como residuo, el régimen jurídico aplicable sería el de residuos, mientras que si el suelo contaminado se entendiese como un bien jurídico diferenciado, le será aplicable su propia normativa. En el ámbito español, se ha optado por su consideración jurídica individual y diferenciada de los residuos, por lo que no resulta muy justificado el hecho de que la norma vigente, la LRSC, considere dentro de su texto ambos elementos, es decir tanto a los suelos contaminados como a los residuos. Estos argumentos son una vez más, una motivación clara en el sentido de demandar la **promulgación de una Ley o normativa propia del suelo**.

La LRSC mantiene vigente el RD 9/2005, por lo que se encuentra desarrollada por el mismo reglamento que la anterior normativa, LR, derogada por la LRSC. La Ley 22/2011 encomienda al Gobierno nuevamente la publicación de una lista de actividades potencialmente contaminantes del suelo mediante desarrollo reglamentario (Art.33.1), estando aún pendiente este nuevo desarrollo reglamentario, por lo que supletoriamente, y en lo que no contradiga la Ley 22/2011, se seguirá aplicando el RD 9/2005. Este nuevo reglamento debería haber sido ya elaborado por la comisión de coordinación en materia de residuos, ya que el plazo legal acabó en 2014 y que sigue sin llevarse a cabo. Por tanto, sería necesario, igualmente, **adaptar la LRSC al nuevo marco normativo vigente**, de tal forma que su referencia en relación a los suelos contaminados no fuese el del RDSC sino una norma más actualizada.

En la normativa actual, el carácter de un suelo como residuo o recurso, según los casos, no está tan claro. Así, son varias las consideraciones al respecto, con opiniones en muchos casos contradictorias. A este respecto, la DMR2008/98/CE, contempla esta cuestión y da un paso más ya que aquel suelo contaminado que haya sido excavado, es decir, que pase a ser un bien mueble, será tratado por la legislación de residuos. El hecho de que esta Directiva Marco de Residuos recogiese esta interpretación de los residuos como bienes muebles, resulta de extrema relevancia, en la medida de que al tratarse de una Directiva Marco los conceptos aquí fijados marcarán y regularán al resto de Directivas europeas que pudiesen estar afectadas por esta temática. También aquellos suelos contaminados que no hayan sido excavados están excluidos de la aplicación de esta Directiva, al no ser considerados como residuos, es decir, que son bienes inmuebles, por lo que se apoya el que sean considerados como recurso. Sin embargo, en la normativa nacional

sobre este tema la cuestión no queda suficientemente clarificada, razón por la cual consideramos de gran interés el **incluir esta interpretación sobre que los suelos excavados** (bien mueble) deben ser considerados por la normativa de residuos, mientras que los **no excavados** (bien inmueble) deberían ser abordados por las leyes de suelos, **en las normativas futuras** que se deberán elaborar sobre estos temas. Por tanto, resulta evidente que el marco normativo a aplicar para los suelos y residuos debe fijar de forma meridianamente clara los supuestos en los que un suelo se considera como tal.

Las zonas mineras incluyen suelos naturales, escombreras y depósitos, o balsas, de residuos o lodos mineros, que conforman finalmente el suelo minero que jurídicamente tendrá la consideración de residuo minero, a nuestro parecer. Pero **la exclusión de los suelos mineros contaminados, en la normativa relativa a suelos, supone una carencia legislativa**. Para ser más claros con este término, se podría definir al suelo minero tanto como aquel suelo natural que se encuentra dentro de un distrito minero, con un mayor o menor grado de afección por los residuos mineros cercanos, como aquellos suelos que mezclados conjuntamente con residuos mineros y no excavados, se ubican en estos distritos mineros sometidos a las leyes de evolución edafogénicas que afectan a los suelos naturales de su entorno. Igualmente, se deberían considerar los suelos de nueva formación y específicos de estos ambientes mineros, surgidos a partir de la acción de los factores y procesos edafogénicos sobre la superficie de los depósitos de los residuos mineros. En nuestra opinión, **al tratarse de un recurso, el suelo, afectado en mayor o menor medida por los residuos mineros**, sean estos inertes o tóxicos, **debería ser considerado como un objeto jurídico diferenciado de los propios residuos mineros, debiendo recibir, en consecuencia, un tratamiento totalmente diferente** (recurso, subproducto o suelo), algo que no ocurre en la actualidad con la normativa vigente que regula este tema.

En relación a los suelos localizados en **explotaciones mineras con concesión en vigor y activas**, tanto si nos encontramos con suelos no contaminados, como aquellos que están contaminados, entendemos que se **aplica de manera rotunda toda la normativa relativa a la minería y a las industrias extractivas**, en tanto y en cuanto en esa fase todo los recursos disponibles en el ámbito de la concesión minera debe ser considerado como recurso minero, y por tanto debe estar supeditado en exclusividad a la normativa minera.

Por su parte, en el caso de los **suelos mineros en explotaciones fuera de uso**, sean estas con concesión en vigor o con concesión caducada, no encuentran aplicación en la normativa referida a la gestión de las industrias extractivas (RD 975/2009) en cuanto a la

consideración de suelos mineros. Es por ello, que se considera más adecuada la **regulación** de estos suelos mineros **conforme a la normativa básica de suelos contaminados (LRSC)**. Estaríamos hablando, por tanto, de aplicar el principio de **supletoriedad** en relación a la consideración y gestión de un suelo contaminado, aplicando por tanto de manera supletoria la LRSC, así como el Real Decreto en materia de suelos contaminados que lo desarrolla, es decir el **RDSC**. En la medida en la que el suelo minero no queda regulado en el RD 975/2009, estos suelos se quedarían en una situación “alegal” de la que se derivan riesgos graves para la salud humana y para el medio ambiente. Por esta razón, adquiere más sentido, si cabe, la **aplicación de forma supletoria de la normativa de suelos contaminados a este tipo de materiales**. Por tanto, en nuestra opinión, dadas las limitaciones de la normativa minera en relación a la gestión y manejo de los residuos y suelos contaminados, entendemos que sí debería aplicar la normativa de suelos (LRSC, RDSC), aun teniendo en cuenta las especificidades de estos materiales y de la situación administrativa concreta de esta explotación, pero que en cualquier caso deberían asegurar el control de la contaminación y de la minimización de los impactos ambientales sobre las zonas mineras y sus zonas aledañas.

En nuestra opinión, en el caso concreto de la **explotación clausurada**, la misma debería dejar de ser considerada como concesión minera y por ello se debería regular por la **legislación** relativa a **residuos y suelos contaminados** (LRSC, RDSC). Por tanto, si al someterse a evaluación de riesgo, ese suelo se declarase como contaminado, y además su manejo y gestión se produjese en su mismo emplazamiento, sin remoción ni extracción, es decir *in situ*, esto conllevará la consideración de este material como un bien “inmueble”, y en consecuencia como recurso, tal y como se deriva de la DMR de 2008.

Por otro lado, en relación a los niveles límite, o de referencia, utilizados por las distintas legislaciones para establecer los valores elementales de contaminación, o de intervención, en los suelos, son diversas las carencias, algunas de ellas de gran transcendencia, según nuestro criterio. En primer lugar, la primera y principal carencia de estas normativas se detecta en relación con la especie, o fracción metálica, considerada. En este sentido, **se necesita una modernización de los criterios técnicos para declarar un suelo como contaminado**, en particular respecto de los elementos traza, con la finalidad de **adaptar el marco normativo al grado de conocimiento científico-técnico actual** basado en estudios de extracciones secuenciales y fraccionamiento de los elementos traza estudiados.

Igualmente, dada la gran cantidad de metodologías y protocolos para la evaluación de la toxicidad y riesgo asociado a los suelos contaminados, en particular por elementos traza, se requiere de una estandarización, de una homogeneización de estos protocolos respecto de los requisitos técnicos, de tal forma que **el marco normativo vigente recomiende metodologías y criterios de evaluación de la contaminación, toxicidad y riesgos, comunes que permitan comparar los resultados en diferentes ámbitos**. Esta cuestión, sin duda, facilitaría el trabajo de control y manejos de los suelos contaminados al uniformizar metodologías y protocolos avanzados capaces de generar resultados comparables en diferentes ámbitos. En nuestra opinión, este debe ser otro de los **puntos fundamentales en los que la norma debería avanzar en un futuro próximo**.

Por tanto, y a modo de resumen, en nuestra opinión es mucho en lo que la normativa relativa a suelos mineros, y contaminados en general, debe avanzar para adecuarse al conocimiento disponible hoy día, y por tanto de una mejor y más adecuada gestión de este recurso afectado por elementos traza. En otras palabras, consideramos como **básica la elaboración de una normativa propia**, actualizada al conocimiento científico-técnico actual y a las peculiaridades de estos suelos contaminados, en general, y mineros, en particular.

**5ª- La adecuación del marco normativo regulatorio de las zonas de minería metálica a la conservación del patrimonio geológico-minero:** al hilo del esquema que estamos siguiendo debemos comentar lo que sucede con las antiguas explotaciones mineras que se encuentran abandonadas, es decir con las concesiones ya clausuradas. Las mismas presentan, históricamente en muchos casos, estructuras, ingenios u elementos constructivos varios, así como los huecos de las extracciones mineras y depósitos de residuos mineros, dando así lugar a paisajes que en ocasiones suponen un importante patrimonio cultural, natural y geológico.

En este sentido, además de las consideraciones económicas y sociales, las minas juegan otro papel fundamental; revelan objetos geológicos que en circunstancias normales no se verían. Así, uno podría considerar a las minas no como un problema, sino como una oportunidad. Los distritos mineros o áreas mineras acaban por ser abandonados, encontrándose en ellas dos tipos de patrimonios, el Geológico y el Minero, ambos



estrechamente vinculados entre sí a las áreas mineras. En estos casos, se utiliza el término Patrimonio Geominero.

Desde el punto de vista legal, por encima de las protecciones patrimoniales se encuentra la protección de la salud humana y del ecosistema de las afecciones de contaminación en agua, atmósfera y suelo, por lo que la protección del medio ambiente queda bajo la protección de la legislación relativa al derecho penal. Este hecho no hace sino poner de relieve la existencia de una problemática más general, ya que sería difícil encontrar lugares mineros, de minería metálica al menos con la consideración Patrimonio Geológico, y que no presenten problemas, en mayor o menor grado en relación a su grado de contaminación, y por tanto de generación de riesgos para la salud ambiental de su entorno. Todo esto nos lleva al punto de estar obligados a **buscar la compatibilización entre las figuras de protección del Patrimonio y las de minimización de los riesgos asociados a la contaminación.**

En este sentido, **cualquier trabajo de protección de este Patrimonio asociado a antiguas zonas de minería, debería comenzar con medidas de evaluación del riesgo y posterior propuestas de manejo orientadas hacia una corrección, mitigación o eliminación de los contaminantes de los sitios mineros que pudieran tener efectos adversos sobre el medioambiente o la salud humana.** En este sentido, es de vital importancia que las restauraciones y minimizaciones de riesgos se hagan conforme a técnicas de restauración y minimización de riesgos de alta efectividad, algo que no siempre ha sido así. De no ser así, es decir, si se aplicasen tecnologías poco eficientes, estaríamos al cabo de poco tiempo de nuevo ante un problema de salud ambiental que haría, desde un punto de vista técnico, de salud pública y legal, inviable la conservación de este Patrimonio. Por tanto, cualquier medida de corrección medioambiental, debe de ser respetuosa con esos valores, y respetar el paisaje minero en lo posible.

Indicar además, que el tratamiento de normativo de muchos aspectos relativos a los suelos y residuos de la minería metálica, entendemos, que permanecen hoy día en un limbo jurídico dentro del marco normativo español. Esta situación de “no regulación” o de “regulación inadecuada” de estos materiales está permitiendo la utilización de estos suelos y residuos peligrosos para actividades industriales o de construcción que no están haciendo sino contribuir a la dispersión de la contaminación y de los riesgos para la salud ambiental asociados a la existencia de este tipo de materiales. En nuestra opinión, la implementación de una serie de mejoras, como las recogidas en esta memoria, deberían traducirse en una

clara mejora de la evaluación de la contaminación, toxicidad y riesgo asociado a los suelos y residuos mineros, lo que en la práctica significaría una gestión de estos materiales más adecuada y conforme a sus características y peligros asociados, evitando así muchas malas prácticas que se han venido haciendo hasta ahora en estas zonas de minería metálica y en su entorno.

Para finalizar, **a modo de conclusión general de toda la memoria**, se puede decir que **el marco normativo relativo a los suelos y residuos de la minería metálica, necesita de una clara actualización y dinamización que asegure su confluencia con el nivel de conocimientos científicos y técnicos, de una forma continua, para de este modo ser más adecuada y eficiente** a la hora de caracterizar, gestionar y manejar estos suelos y residuos, así como sus depósitos. **Esto supondría la asunción, por parte de la normativa correspondiente, de los principios y metodologías científico-técnicas, así como de aspectos fundamentales como los de la toxicidad, biodisponibilidad, procesos y dinámicas de dispersión de los contaminantes, estabilidad de los depósitos de residuos, riesgos por contacto directo y efectividad de las labores de restauración y/o sellado de estos depósitos.**

Por tanto, en nuestra opinión es mucho en lo que la normativa relativa a suelos y residuos mineros, debe avanzar para adecuarse al conocimiento disponible hoy día, y por tanto de una mejor y más adecuada gestión de estos materiales, por lo que consideramos como **básica, necesaria e inexcusable la elaboración de una normativa propia y específica, dadas las peculiaridades de estos materiales, de gestión de los suelos y residuos de la minería metálica**, actualizada al conocimiento científico-técnico actual y a las peculiaridades de estos suelos y residuos mineros. A este respecto, consideramos como básico que esta nueva normativa tenga clara la **consideración de la peligrosidad**, o toxicidad, de cualquier material como una **propiedad intrínseca e inherente a la naturaleza del material**, con independencia de su consideración jurídica como residuo, subproducto, recurso, etc. de tal forma que nunca se regule sobre esta característica, la peligrosidad, teniéndola o no en cuenta dependiendo de que se trate de un residuo o un recurso. En nuestra opinión, **si un material tiene peligrosidad, esto siempre debe figurar y deber ser tenido en cualquier norma que regule su uso o gestión.**

El **no disponer de un marco jurídico adecuado** en relación a los suelos contaminados y residuos de las industrias extractivas, y en particular de los suelos y residuos de la minería metálica, está provocando una **inexacta estimación de la toxicidad**

y **riesgo** de estos materiales, y por tanto unas **prácticas y manejos inadecuados** que, en muchos casos, están **generando riesgos para la salud ambiental** en zonas periféricas, y a veces incluso alejadas, de las áreas mineras. En consecuencia, la elaboración de una nueva normativa específica que tenga en cuenta los avances científico-técnicos y la minimización de riesgos de una forma efectiva, debería traducirse en un mayor control, **de forma continuada en el tiempo, de los riesgos asociados a estos suelos y residuos de la minería metálica, al igual que una clarificación de los procedimientos de cómo tratar estos materiales, de las limitaciones de sus usos y de las actividades a realizar en estos espacios contaminados.**

## BIBLIOGRAFÍA

### A

- Álvarez, E. C., Vila, E. B., & López-García, J. Á. 2011. Contribución a la puesta en valor del patrimonio geológico y minero del Geoparque de Las Villuercas: el Cerro de San Cristóbal (Logrosán, Cáceres). *De re metallica (Madrid): revista de la Sociedad Española para la Defensa del Patrimonio Geológico y Minero*, (17), 47-54.
- Abbott, I. 1989. The influence of fauna on soil structure. *Animals in primary succession: the role of fauna in reclaimed lands*, 39-50.
- Abollino, O., Aceto, M., Malandrino, M., Mentaste, E., Sarzanini, C., Barberis, R. 2002. Distribution and mobility of metals in contaminated sites. Chemometric investigation of pollutant profiles. *Environmental Pollution*, 119:177.
- Abrahams, P. W., 2002. Soils: the implications to human health. *The Science of the Total Environment*, 291: 1-32.
- Adar S.D., J. D'Souza, K. Mendelsohn-Victor, D.R. Jacobs, M. Cushman, L. Sheppard, P.S. Thorne, G.L. Burke, M.L. Daviglius, A.A. Szpiro, A.V.D. Roux, J.D. Kaufman, T.V. Larson. 2015. Markers of inflammation and coagulation after long-term exposure to coarse particulate matter: a cross-sectional analysis from the multi-ethnic study of atherosclerosis, *Environ. Health Persp.* 123 541–548.
- Adriano, D .C. 2001. Trace Elements in the Terrestrial Environments. *Biogeochemistry, Bioavailability and Risks of Metals. 2<sup>nd</sup> Edition. Springer-Verlag. NewYork.* 867.
- Adriano, D.C., 1986. *Trace elements in the terrestrial Enviroment.* Springer-Verlag. New York, USA. 533 pp.
- AEMA PNUMA. 2001. *El Medio Ambiente en Europa: segunda evaluación.* Capítulo 11. Degradación del suelo. 36 pp
- AEMA PNUMA. 2002. Con los pies en la Tierra: la degradación del suelo y el desarrollo sostenible en Europa. *Un desafío para el siglo XXI. Problemas medioambientales*, nº 16. 34.
- Aguilar Franco, J. 2001. Módulo 3, Ud. 3.2 .*Toxicología Laboral Básica*, Curso de formación para el desempeño de funciones de nivel superior en prevención de riesgos laborales en la administración general del estado. I.N.S.H.T.
- Aguilar-Ruiz, J., Dorronsoro-Fernandez, C., Galán-Huertos, E. Gómez-Ariza, J.L. 1999. *Los criterios y estándares para declarar un suelo como contaminado en Andalucía y la metodología y técnica de toma de muestras y análisis para su investigación.* En: Investigación y Desarrollo Medioambiental en Andalucía, pp. 61-64. OTRI. Universidad de Sevilla, España.
- Ahonen L, Touvinen OH.1992. Mineral transformations during bacterial leaching of acomplex sulphideore. *En: Water-rock interaction (ed.) Kharaka y Maest.* Balkema 858p
- Aiesmin. 2002. XI Reunión Anual: *Notas históricas sobre la minería de los metales preciosos en relación con el volcanismo calcoalcalino Neógeno del Sureste español.* Jornadas del 225 aniversario de la enseñanza de la ingeniería de minas en España. Madrid 2-6 Diciembre 2002, 15 pp.

- Alberruche del Campo, E., Arranz González, J.C., Rodríguez Pacheco, R. Vadillo Fernández, L., Rodríguez Gómez, V., Fernández-Naranjo, F.J. 2014. *Manual para la evaluación de riesgos de instalaciones de residuos de industrias extractivas cerradas o abandonadas*. Instituto Geológico y Minero de España-Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente, 380.
- Alcázar Avellaneda, J.M. 2012. *La regulación de los suelos contaminados en la ley 22/2011 de 28 de julio de Residuos y Suelos Contaminados*. Práctica Urbanística núm. 112, sección perspectivas sectoriales. Ed. La Ley.
- Alenza García, J.F.1999. Reflexiones críticas sobre la nueva ley de residuos. Medio ambiente y Derecho, *Revista electrónica de Derecho Ambiental*, núm. 3.
- Alloway, B.J. 1995a. *The Mobilisation of Trace Elements in Soils*. En: *Contaminated Soils*. 3rd International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements. Edit. INRA, Paris, 525.
- Alloway, B.J., 1995b. *Heavy Metals in Soils*. Blackie, London.
- Alonso Ibáñez, M.R. 2002. *Suelos contaminados, prevención y recuperación ambiental*. Civitas.
- Alvarenga, P., Palma, P., Gonçalves, A.P., Fernandes, R.M., Cunha-Queda, A.C., Duarte, E., Vallini, G. 2007. *Evaluation of chemical and ecotoxicological characteristics of biodegradable organic residues for application to agricultural land*. *Environ. Int.* 33, 505–513.
- American Conference of Governmental Industrial Hygienists.1983. *TLVs Threshold Limit Values for Chemical Substances and Physical Agents in the Work Environment with Intended Changes for 1983-84*. Cincinnati, A. C. G. I. H.,
- Anderson, P.R. & Christensen, T.H., 1983. *Parameters controlling the distribution of Cd, Co, Ni and Zn in soils*. International Conference: Heavy metals in the Environment, 2:1187-1190.
- Anithamary I., Ramkumar T., and Venkatramanan S. 2012. *Distribution and accumulation of metals in the surface sediments of Coleroon river estuary, east coast of India*. *Bulletin of Environmental Contamination Toxicology*, Vol. 88, 413–417.
- Anju, M., & Banerjee, D. K. 2010. *Comparison of two sequential extraction procedures for heavy metal partitioning in mine tailings*. *Chemosphere*, 78(11), 1393-1402.
- Arain MB, Kazi TG, Jamali MK, Afridi HI, Jalbani N, Sarfraz RA & Memon, M. A. 2008. *Time saving modified BCR sequential extraction procedure for the fraction of Cd, Cr, Cu, Ni, Pb and Zn in sediment samples of polluted lake*. *J Hazard Mater*, 160(1):235–9.
- Argall GO Jr.1967. Peñarroya trips, Spanish mountain top for new Pb-Zn-A go pen-pit mine. *World Mining*20 (8):36-43
- Arranz González, J.C., Amorox Alonso. & Antonio García, R.1993. *Análisis crítico de modelos de predicción de la erosión hídrica en minería y obra civil*. *Boletín Geológico y Minero*. 104(4): 442-430.
- Ashby, W.C. & Vogel, W.G.1994. *Tree planting on mined lands in the Midwest: a handbook*. Coal Research Center, Southern Illinois University, Carbondale. 115.
- Ashley PM, Lottermoser BG, Collins AJ, Grant CD. 2004. Environmental geochemistry of the derelict Webbs Consolsmine, New South Wales, Australia. *Environmental Geology*, 46:

591-604

- Ávila Orive. J.L.1998. *El suelo como elemento ambiental*. Universidad de Deusto, Bilbao, 128.
- Avilés Caballero, J. A. 1967. *La enfermedad y el trabajo. Especial estudio de la silicosis*. Instituto de Estudios Sindicales, Sociales y Cooperativos.
- Aykol A, Budakoglu M, Kumral M, Gultekin AH, Turhan M, Esenli V, Yavuz F, Orgun Y. 2003. Heavy metal pollution and acid drainage from the abandoned Balya Pb-Zn sulfid mine, NW Anatolia, Turkey. *Environmental Geology*, 45: 198-208

## B

- Bacigalupo, C. y Hale, B. 2012. Human health risks of Pb and As exposure via consumption of home garden vegetables and incidental soil and dust ingestion: A probabilistic screening tool. *Science of the Total Environment*, 423: 27–38.
- Ballart Hernández, Y J., Treseeras, J. 2001. *Gestión del patrimonio cultural*. Ariel Patrimonio, Barcelona, 238 pp.
- Ballester, F. 2005. Vigilancia de riesgos ambientales en Salud Pública: El caso de la contaminación atmosférica. *Gaceta Sanitaria*, 19(3), 253-257.
- Banat, K. M., Howari, F., Al Hamad, A.A. 2005. Heavy metals in urban soils of central Jordan: Should we worry about their environmental risks? *Environmental Research*, 97: 258-273.
- Banks D, Younger P L, Dumplenton S .1996.The historical use of mine-drain age and pyrite-oxidation waters in central and eastern England, United Kingdom. *Hydrogeology Journal*, 4 (4):55-68.
- Baño León, J. M. (2002). en “Los suelos contaminados: obligación de saneamiento y derecho de propiedad”. *Revista Aranzadi de Derecho Ambiental*, (2).
- Bargagli R. 1998. *Trace elements in terrestrial plants: an ecophysiological approach to biomonitoring and biorecovery*. Springer-Verlag, Berlin.
- Basta, N.T. & Tabatabai, M.A., 1992. Effect of cropping systems on adsorption of metals by soils: II-Effect of pH. *Soil Sci*, 153(2): 195-204.
- Battarbee R.W., Flower R.J., Stevenson A.C., Rippey B. 1985. Lake acidification in Galloway: a paleoecological test of competing hypotheses. *Nature*, 314: 350-352.
- Beckett, P.H.T., 1989. The use of extractants in studies on trace metals in soils, sewage sludges and sludges-treated soils. *Advances in Soil Sciences* 9, 144–176.
- Bellido-Martína A, Gómez-Ariza JL, Smichowskyb P, Sánchez-Rodasa D. 2009. Speciation of antimony in airborne particulate matter using ultrasound probe fast extraction and analysis by HPLC-HG-AFS. *Anal Chim Acta*; 649:191–5.
- Belluck D.A., Benjamin S. L., David S. 2006. *Why remediate?* In: Movell, J.L., Echevarría, G., Goncharova, N. (Ed.). *Phytoremediation of metal contaminated soils*. Nato Science Series, Springer, Dordrecht, pp. 1-23.
- Bergkvist B., Folkesson L., Berggren D. 1989. Fluxes of Cu, Zn, Pb, Cd, Cr, and Ni in temperate forest ecosystems. *Water, Air, and Soil Pollution*, 47: 217-286.
- Berti W.W.R., Cunningham S. D. 2000. *Phytostabilization of metals*. In: Raskin I., Ensley,

- B.D. (Ed.). *Phytoremediation of toxic metals using plants to clean up the environment*. John Wiley & Sons Inc, New York, pp. 71–78.
- Betancor Rodríguez, A. 2001. *Instituciones de Derecho ambiental*. Ed. La Ley, Madrid, 667.
  - Bi, X.H., Simoneit, B.R.T., Wang, Z.Z., Wang, X.X., Sheng, G.Y., Fu, J.M. 2010. The major components of particles emitted during recycling of waste printed circuit boards in a typical e-waste workshop of South China. *Atmos. Environ.* 44 (35), 4440–4445.
  - Birke, M., Rauch, U. 2000. Urban geochemistry: investigations in the Berlin metropolitan area. *Environmental Geochemistry and Health* 22, 233–248.
  - Birkefeld, A., Schulin, R., & Nowack, B. 2006. In situ investigation of dissolution of heavy metal containing mineral particles in an acidic forest soil. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 70(11), 2726-2736.
  - Bityukova, L., Shogenova, A., Birke, M. 2000. Urban geochemistry: a study of elements distributions in the soils of Tallin (Estonia). *Environmental Geochemistry and Health* 22, 173–193.
  - Blázquez Alonso, N., Bosque Argachal, C. 2012. La ley 22/2011 de residuos y suelos contaminados: novedades en materia de suelos contaminados. *Actualidad Jurídica Uría Menéndez. Foro de Actualidad*. 33-40.
  - Blázquez Alonso, N., Pico Barandiaran, E. 2013. La regulación de los suelos contaminados en la Ley 22/2011 de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. *Revista de derecho urbanístico y medio ambiente* núm. 179, pág. 117-148.
  - Blight G.E. 2007. Wind erosion of tailings dams and mitigation of the dust nuisance. *The Journal of the Southern African Institute of Mining and Metallurgy*, 107: 99-107.
  - Blowes, D. y Jambor, J. 1990. *The pore water geochemistry and the mineralogy of the vadose zone of sulfide tailing*, Waite Amulet, Québec, Canada. *Appl. Geochemistry*, 5: 427- 446.
  - Blowes, D.; Reardon, E.; Jambor, L. y Cherry, J. 1991. The formation and potential importance of cemented layers in inactive sulfide mine tailing. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 55, 965-978.
  - Borai EH, Soliman AA. 2001. *Monitoring and statistical evaluation of heavy metals in airborne particulates in Cairo*, Egypt. *J Chromatogr A*; 920:261–9.
  - Borja, A., Heinrich, H., 2005. *Implementing the European Water Framework: the debate continues*. *Mar. Pollut. Bull.* 50, 486–488.
  - BORM, 2004. *Convenio de Colaboración entre la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia y los Ayuntamientos de Cartagena y La Unión, para la constitución de un consorcio para la cooperación económica, técnica y administrativa encaminadas a la dinamización y fomento del turismo en su ámbito territorial*. Boletín Oficial de la Región de Murcia, 265, 6 p. 15 de noviembre de 2014.
  - Bourg, A. C. M., & Loch, J. G. 1995. Mobilization of heavy metals as affected by pH and redox conditions. *In Biogeochemistry of pollutants in soils and sediments*. 87-102. Springer Berlin Heidelberg.
  - Bourg, A.C.M. 1995. Speciation of Heavy metals in soils and ground water and implications for their natural and provoked mobility. *En: Heavy Metals. Problems and Solutions*. Springer- Verlag Berlin Heidelberg. 414pp.

- Boussem, S., Soubrand, M., Bril, H., Ouerfelli, K., & Abdeljaouad, S. 2013. Transfer of lead, zinc and cadmium from mine tailings to wheat (*Triticum aestivum*) in carbonated Mediterranean (Northern Tunisia) soils. *Geoderma*, 192, 227-236.
- Boutron C.F., Görlach U., Candelone J.P., Bolshov M.A., Delmas R.J. 1991. Decrease in anthropogenic lead, cadmium and zinc in Greenland snows since the late 1960s. *Nature*, 353: 153–156.
- Bowen, H.J.M., 1979. *Environmental Chemistry of the Elements*. Academic Press. London. 333 pp.
- Buatier, M. D., Sobanska, S., & Elsass, F. (2001). TEM-EDX investigation on Zn-and Pb-contaminated soils. *Applied Geochemistry*, 16(9): 1165-1177.
- Bullock, P., Gregory, P.J. 1991. Soils in the Urban Environment. *Blackwell Scientific Publications*, Oxford (UK).
- Burghardt, W., 1994. Soils in urban and industrial environments. *Z. Pflanzernahr. Bodenk* 157, 205–214.
- Burt, R., Wilson, M.A., Keck, T.J., Dougherty, B.D., Strom, D.E., Lindahl, J.A., 2003. Trace element speciation in selected smelter-contaminated soils in Anaconda and Deer Lodge Valley, Montana, USA. *Advances in Environmental Research*, 8: 51-67.

## C

- Cabrera F., Ariza J., Madejón P., Madejón E., Murillo J.M. 2008. Mercury and other trace elements in soils affected by the mine tailing spill in Aznalcollar (SW Spain). *Science of the Total Environment*, 390: 311-322.
- Cadavid, I. 1986. *La sílice y nuestra salud*. Instituto Nacional de Seguridad e Higiene en el Trabajo.
- Caeiro, S., Costa, M.H., Ramos, T.B., Fernandez, F., Silveira, N., Coimbra, A., Madeiro, G., Painho, M. 2005. Assessing heavy metal contamination in Sado estuary sediment: an index analysis approach. *Ecol. Indic.* 5, 151–169.
- Caillaud J., Proust D., Philippe S., Fontaine C., Fialin M. 2009. Trace metals distribution from a serpentinite weathering at the scales of the weathering profile and its related weathering microsystems and clay minerals. *Geoderma*, 149: 199-208.
- Calabrese, E.J., Stanek, E.J., Gilbert, C.E., 1991. Evidence of soil-pica behaviour and quantification of soil ingested. *Human and Exploratory Toxicology* 10, 245–249. Carlon, C., Dalla Valle, M., Marcomini, A. 2004. Regression models to predict water- soil heavy metals partition coefficients in risk assessment studies. *Environmental Pollution* 127, 109–115.
- Calvo Charro, M. 1999. Contaminación de suelos y desertización en España (un análisis de la situación jurídica). *Revista de Derecho Urbanístico y Medioambiental*. núm. 167; 143-178.
- Calvo de Anta, R. 1997. El conocimiento del suelo como principio básico de la gestión de metales contaminados. *Revista de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo*, Vol. Extraord. 211- 240.
- Cambrollé J., Redondo-Gómez S., Mateos-Naranjo E., Figueroa M.E. 2008. Comparison of the role of two *Spartina* species in terms of phytostabilization and bioaccumulation of metals in the estuarine sediment. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 2037-2042.



- Campins Eritja, M.1994. *La Gestión de los residuos en la Comunidad Europea*, José M° Bosch, Barcelona. 30-31.
- Cano Parrilla M.A., Moreno García A.M. y González Parra J. 1997. Evaluación de la contaminación por metales pesados en suelos de cultivo. *Ecología*, 11: 83-89.
- Cañizares Ruiz, M.C. 2011. Protección y defensa del patrimonio minero en España. Scripta Nova. *Revista Electrónica de Geografía y Ciencias Sociales*, XV, 36.
- Cañizares-Villanueva, R.O. 2000. Biosorción de metales pesados mediante el uso de biomasa microbiana. *Revista Latinoamericana de Microbiología*, 42: 131-143.
- Cappuyns V, Swennen R, Niclaes M. 2007. Application of the BCR sequential extraction scheme to dredged pond sediments contaminated by Pb–Zn mining: a combined geochemical and mineralogical approach. *J Geochem Explor*, 93(2):78–90
- Carman, C.M., Li, X.D., Zhang, G., Wai, O.W.H., Li, Y.S.2007. Trace metal distribution in sediments of the Pearl River Estuary and the surrounding coastal area, South China. *Environ. Pollut*, 147:311–323.
- Castroviejo, R. 1994. Precious metals geology and exploration in Spain: Progress and questions. *Chron. Rech. Min*, 516: 3-24.
- Celo V, Dabek-Zlotorzynska E. 2010. Concentration and source origin of trace metals in PM2.5 collected at selected Canadian sites within the Canadian National Air Pollution Surveillance Program. *Environ Sci Eng*: 19–38.
- Chappell D A, Craw D. 2000. *Long-term stability of mine tailings, Macraes Mine, Otago: comparison to a geological analogue*. New Zeland Minerals & Mining Conference Proceedings.
- Chen, T.B., Zheng, Y.M., Lei, M., Huang, Z.C., Wu, H.T., Chen, H., Fan, K.K., Yu, K., Wu, X. y Tian, Q.Z. (2005). Assessment of heavy metal pollution in surface soils of urban parks in Beijing, China. *Chemosphere*, 60:542-551.
- Chiang, KY, Lin, KC, Lin, SC, Chang, TK, Wang, MK. 2010. Arsenic and lead (beudantite) contamination of agricultural rice soils in the Guandu Plain of northern Taiwan. *Journal Of Hazardous Materials*, 181 (1-3): 1066-1071
- Chojnacka, K., Chojnacki, A., Gorecka, H., Gorecki, H., 2005. Bioavailability of heavy metals from polluted soils to plants. *Science of the Total Environment* ,337:175–182
- Chon, H.S., Ohandja, D.G., Voulvoulis, N., 2010. Implementation of U.E. water framework directive: source assessment of metallic substances at catchment levels. *J. Environ. Monit*, 12: 36–47.
- Christophoridis C., D. Dedepsidis, K. Fytianos. 2009. Occurrence and distribution of selected heavy metals in the surface sediments of Thermaikos Gulf, N. Greece. Assessment using pollution indicators, *J. Hazard. Mater*, 168: 1082–1091.
- Clancy L, Goodman P, Dockery DW. 2002. Effect of air-pollution control on death rates in Dublin, Ireland: an intervention study. *Lancet*, 360: 1210-1214.
- CMA (Consejería de Medio Ambiente). 1996. *Medio Ambiente en Andalucía*. Informe 1995.
- CMA (Consejería de Medio Ambiente). 1999. Informe del Convenio. Los criterios y estándares para declarar un suelo contaminado en Andalucía, y la metodología y técnicas

de toma de muestra y análisis para su investigación. *Elaborado por los Grupos de Investigación: Edafología y Ordenación del Territorio, Formación y Degradación del Suelo, Análisis Medioambiental y Mineralogía Aplicada.*

- Collado Hernández M. 2002. *Movilización de contaminantes en el terreno a partir de suelos contaminados*. Tesis Doctoral. Universidad de Almería. 262 p.
- Collado, D.; Navarro, A.; Soler, M. y Martín, M. 1996. Contaminación de suelos y aguas subterráneas en el Delta del río Almanzora (Almería). *En: ITGE (ed.). IV Simposio Internacional sobre el agua en Andalucía*, pp. 257-267.
- Collon P, Fabrio I R, Buès M. 2006. Modelling the evolution of water quality in abandoned mines of the Lorraine Iron Basin. *Journal of Hydrology* (DOI:10.1016/j. hydro. 2006.01.005)
- Colmenar E .1990. Fin de los vertidos en Portmán. Un alud de treinta años. *Revista del Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo*, 381:35-38
- Colomer Banco, J.C. 2005. La declaración de suelos contaminados en el marco legislativo español: aspectos técnicos”. *Revista Ecosostenible*; 30-41.
- Comisión Europea, 2006a. *Impact Assessment of the Thematic Strategy on Soil Protection. Document accompanying the Thematic Strategy for Soil Protection, Communication from the commission to the council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, European Commission, Brussels.*
- Comisión Europea, 2006b. *Thematic Strategy for Soil Protection, Communication from the Commission to the Council, the European Parliament, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions, European Commission, Brussels.*
- Concas A, Ardau C, Cristini A, Zuddas P, Cao G.2006. Mobility of heavy metals from tailings to stream waters in a mining activity contaminates site. *Chemosphere*, 63:244-253.
- Conesa, H.M., Faz, A., Arnaldos, R. 2006. Heavy metal acumulación and tolerante in plants from mine tailings of the semiarid Cartagena-La Unión mining district (SE Spain). *Science of the Total Environment*, 366: 1-11.
- Coung, D.T., Obbard, J.P., 2006. Metal speciation in coastal marine sediments from Singapore using modified BCR-sequential extraction procedure. *Appl. Geochem*, 21:1335–1346.

## D

- Daniels MJ, Dominici F, Samet JM, Zeger S. 2000. Estimating particulate matter-mortality dose-response curves and threshold levels: an analysis of daily time-series for the 20 largest US cities. *Am J Epidemiol*, 152: 397-406.
- Davidson C. M., Thomas R. P., Mc Vey S. E., Perala R., Littlejohn D., and Ure A. M. 1992. Evaluation of a sequential extraction procedure for the speciation of heavy metals in sediments. *Analytica Chimica Acta*, 291: 277–286.
- Davidson, C.M., Urquhart, G.J., Ajmone-Marsan, F., Biasioli, M., Costa, Duarte A., Diaz-Barrientos, E., et al., 2006. Fractionation of potentially toxic elements in urban soils from five European cities by means of a harmonized sequential extraction procedure. *Analytica Chimica Acta*, 565: 63–72.
- Davies, B. E. 1995. Lead. *En: Heavy Metals in Soils*. Ed. Alloway B.J. Blackie Academic and Professional Publ. New York. 368 pp.

- Davutluoglu, O.I., Seckin, G., Ersu, C.B., Yilmaz, T., Sari, B., 2011. Heavy metal content and distribution in surface sediments of the Seyhan River, Turkey. *J. Environ. Manag*, 92: 2250–2259.
- Davydova, S., 2005. Heavy metals as toxicants in big cities. *Microchemical Journal*, 79: 133–136.
- De Haan F.A.M., Van Riemsdijk W.H. 1986. *Behaviour of inorganic contaminants in soil. Contamination of soils, 1 st Int. TNO Conf., 1985*. Eds. Assink, J.W. y Van de brink, W.J. Nijhoff, Dordrecht, Holanda, 19-36
- De La Varga Pastor, A y Sanz Rubiales, Í 2014. Capítulo V. Regulación, problemática y régimen jurídico de los suelos contaminados: especial atención tanto a su declaración, inventario y sujetos responsables, como a las diversas acciones que cabe emprender con la finalidad de recuperarlos y repararlos, en García-Moreno Rodríguez, F., *Comentarios sistemáticos a la ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados*, ed. Aranzadi, Cizur Menor.
- De la Varga Pastor, A y Sanz Rubiales, I. 2014. Capítulo V. Regulación, problemática y régimen jurídico de los suelos contaminados: Especial atención tanto a su declaración, inventario y sujetos responsables como las diversas acciones que cabe emprender con la finalidad de recuperarlos y repararlos, en García-Moreno Rodríguez, Fernando (coord.), *Comentarios sistemáticos a la ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados*.
- De la Varga Pastor. A. 2006. La consideración del suelo contaminado como residuo según la STJUE 7 de Septiembre de 2004 y sus repercusiones en el derecho alemán”. *Revista catalana de Dret Public*, 33.
- De la Varga Pastor, A. 2007. La consideración del suelo contaminado como residuo a partir de la STJCE de 7 de septiembre de 2004: sus repercusiones en el derecho alemán y en el derecho comunitario. *Revista Aranzadi de derecho ambiental*, (11), 115-131.
- De la Varga Pastor. A. 2009. *El régimen jurídico de los suelos contaminados desde la perspectiva europea y su regulación en Alemania*. Tesis Doctoral.
- De la Varga Pastor, A. 2012. *El nuevo régimen jurídico de los suelos contaminados: desde la perspectiva europea y su regulación en Alemania: adaptado a la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados*. La Ley.
- De la Varga Pastor. A. 2013. La regulación de los suelos contaminados en la ley 22/2011, de 28 de julio de residuos y suelos contaminados. *Revista de derecho urbanístico y medio ambiente*, 279:117-148.
- De La Varga Pastor, A. 2015. El papel de los municipios frente a los emplazamientos contaminados en España y en Cataluña. *Revista Aranzadi de Derecho Ambiental*, 30: 7-28.
- De Miguel Perales, C. 2006. *Suelos contaminados: Régimen del Real Decreto 9/2005*.
- De Miguel, E., Iribarren, I., Chacón, E., Ordonez, S. y Charlesworth, S. 2007. Risk-based evaluation of the exposure of children to trace elements in playgrounds in Madrid (Spain). *Chemosphere*, 66: 505-513.
- Del Olmo C. 1998. *Cierre de minas: algunos casos de estudio*. Actas de la reunión científico-técnica sobre el agua en el cierre de minas (España): 23-60
- Delgado, J., Barba-Brioso, C., Nieto, J.M., Boski, T., 2011. Speciation and ecological risk of toxic elements in estuarine sediments affected by multiple anthropogenic contributions

(Guadiana saltmarshes, SW Iberian Peninsula): I. Surficial sediments. *Science of the Total Environment*. 409 (19), 3666–3679.

- Delgado, J., Nieto, J.M., Boski, T., 2010. Analysis of the spatial variation of heavy metals in the Guadiana Estuary sediments (SW Iberian Peninsula). Based on GIS-mapping techniques. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 88, 71–83.
- Desaules, A., (2012). Critical evaluation of soil contamination assessment methods for trace metals. *Science of the Total Environment* 426: 120-131.
- Díaz de Alba, M., Galindo-Riaño, M.D., Casanueva-Marengo, M.J., García-Vargas, M., Kosore, C.M., 2011. Assessment of the metal pollution, potential toxicity and speciation of sediments from Algeciras Bay (South Spain) using chemometric tools. *J. Hazard. Mater.*, 190:177–187.
- Dickinson N.M. 2000. Strategies for sustainable woodland on contaminated soils. *Chemosphere*, 41: 259-263.
- DIN 38414-S4, 1984. Determination of leachability by water (S4), group S: sludge and sediments. German standard methods for the examination of water, waste water and sludge. Institut für Normung, Berlin.
- Doherty J.H., Ji B., Casper B.B. 2008. Testing nickel tolerance of *Sorghastrum nutans* and its associated soil microbial community from serpentine and prairie soils. *Environmental Pollution*, 151: 593-598.
- Dold B. 2003. Speciation of the most soluble phases in a sequential extraction procedure adapted for geochemical studies of copper sulfide mine waste. *J Geochem Explor*, 80(1):55–68.
- Domínguez, M. T. (2009). *Elementos traza en el sistema planta-suelo: implicaciones para la ecología de especies leñosas y la restauración de zonas degradadas*. Tesis doctoral. Universidad de Sevilla.
- Dong J., Yang Q.W., Sun L.N., Zeng Q., Liu S.J., Pan J., Liu X.L. 2011. Assessing the concentration and potential dietary risk of heavy metals in vegetables at a Pb/Zn mine site, China. *Environ. Earth Sci*, 64:1317–1321.
- Duan J.C., J.H. Tan (2013) Atmospheric heavy metals and Arsenic in China: situation, sources and control policies, *Atmos. Environ*, 74: 93–101.
- Duffus, J. H. (2002). Heavy metals a meaningless term (IUPAC Technical Report). *Pure and Applied Chemistry*, 74(5): 793-807.

## E

- Egiarte G., Pinto M., Ruíz-Romera E., Camps Arbestain M. 2008. Monitoring heavy metal concentrations in leachates from a forest soil subjected to repeated applications of sewage sludge. *Environmental Pollution*, 156: 840-848.
- EMGRISA. Empresa para la Gestión de Residuos Industriales, S.A. 2004. *Antecedentes Históricos. Antecedentes de los suelos contaminados en España*. <http://www.emgrisa.es/Tematicos/SuelosC/antecedentes.asp>
- ERMITE Consortium. 2004. Mining impacts on fresh water environment: technical and manager alguide lines for catch ment scale management. Younger PL, Wolkersdorfer Ch (Ed). *Mine, Water and the Environment*, 23: S2-S80

- Espi E., Boutron C.F., Hong S., Pourchet M., Ferrari C., Shotyk W., Charlet L. 1997. Changing concentrations of Cu, Zn, Cd and Pb in a high altitude peat bog from Bolivia during the past three centuries. *Water, Air and Soil Pollution*, 100: 289–296.
- Espinace R., Palma J., Valenzuela P., Jaramillo I., Miranda A., Salinas R., Bialostoki J. 2006. *Evaluación del efecto eólico en tranques de relave*. CAMSIG 2006.
- Esteve Pardo, J. 2008. *Ley de Responsabilidad Medioambiental. Comentario Sistemático*, Madrid, Barcelona, Buenos Aires.108.
- European Committee for Standardization. 2002. EN 12457-2, *Characterization of waste – Leaching – Compliance test for leaching of granular waste materials and sludges – Part 2: One stage batch test at a liquid to solid ratio of 10 l/Kg for materials with particle size below 4 mm (without or with size reduction)*.

## F

- Facchinelli, A., Sacchi, E., & Mallen, L. 2001. Multivariate statistical and GIS-based approach to identify heavy metal sources in soils. *Environmental pollution*, 114(3)313-324.
- Fanfani L, Zuddas P, Chessa A.1997.Heavy metals speciation analysis as a tool for studying mine tailings weathering. *Journal of Geochemical Exploration*, 58:241-248.
- FAO, I. 1998. *World reference base for soil resources. World soil resources reports*, 84, Rome.
- Favas, P. 2013. Environmental risk associated with heavy metal pollution in soils based on geochemical fractionation. International Multidisciplinary Scientific GeoConference. *SGEM: Surveying Geology & mining Ecology Management*, 1, 417
- Fernandes H. M. 1997. Heavy metal distribution in sediment and ecological risk assessment: the role of diagenetic processes reducing metal toxicity in bottom sediment. *Environmental Pollution*, 97: 317–325.
- Fernández Rubio F.1998. *Clausura de minas: impactos hidrológicos*. Reunión Científico-Técnica sobre el Agua en el Cierre de Minas. Oviedo.1-17.
- Fernández-Caliani, J.C., Barba-Brioso, C., González, I., Galan, E., 2009. Heavy metal distribution in soils around the abandoned mine sites of the Iberian Pirite Belt (Southwest Spain). *Water Air Soil Pollut*, 200: 211–226.
- Fetter, C. 1999. *Contaminat Hydrogeology*. Prentice Hall: 500.
- Font, X.; Carmona, J.; Pinto, V.; Casas, A.; Rivero, A.; Navarro, A.; Cortés, A.; Tapies, J. y Folch, M. 1996. Contaminación de suelos y aguas subterráneas por actividades industriales en la Cuenca Media del río Besós (Barcelona). En: *Martínez, J. y García-Rossell, L. (eds.). Riesgos Naturales, Ordenación del Territorio y Medio Ambiente*, vol. 2, pp. 241-256.
- Font, X.; Navarro, A. y Viladevall, M. 1993. Contaminación de suelos por metales pesados en la cuenca del río Besós (Barcelona). Caracterización y estudio geoquímico. En: *Ortiz, R. (ed.) Problemática Geoambiental y Desarrollo*, pp. 129-138.
- Förstner U. 1985, Chemical forms and reactivities of metals in sediments, in: R. Leschber, R.D. Davis, P. L’Hermite (Eds.), *Chemical Methods for Assessing Bioavailable Metals in Sludges and Soils*, Elsevier, London,1–30
- Förstner, U.1995. Land contamination by metals. Global scope and magnitude of problem. En: *Metal Speciation and Contamination of Soil*. Eds. Allen, H. E.,Huang, C. P., Bailey, G.

W. y Bowers, A. R. *Lewis Publishers and CRC Press. Boca Raton. Florida.* 358.

- Fotovat, A., & Naidu, R. 1998. Changes in composition of soil aqueous phase influence chemistry of indigenous heavy metals in alkaline sodic and acidic soils. *Geoderma*, 84(1):213-234.
- Friedrich G .1962. Ubre imdem Greena lit maeste bendes mineral der Serpentin grupe ausden subvulkanis chen hidroter malener zworkommender .Sierra de Cartagena inSpanien.Beitr. *Mineralogie Petrographie*, 8: 189-198
- Fu, Z., Zhai, Y., Wang, L., Zeng, G., Li, C., Peng, W. & Lu, P. 2012. Morphological, geochemical composition and origins of near-surface atmospheric dust in Changsha city of China. *Environ Earth Sci*, 66(8):2207–16.
- Fuentes, A., Lloréns, M., Sáez, J., Soler, A., Aguilar, M. I., Ortuño, J. F., & Meseguer, V. F. 2004. Simple and sequential extractions of heavy metals from different sewage sludges. *Chemosphere*, 54 (8):1039–47.

## G

- Galán, E., Fernández-Caliani, J.C., González, I., Aparicio, P. y Romero, A. 2008. Influence of geological setting on geochemical baselines of trace elements in soils. Application to soils of South–West Spain. *Journal of Geochemical Exploration*, 98:89-106.
- Gao S.Z., X.L. Duan, X.G. Zhao, J. Ma, T. Dong, N. Huang, C.Y. Sun, B. He, F.S. Wei.2014. Health risks from the exposure of children to As, Se, Pb and other heavy metals near the largest coking plant in China, *Sci. Total Environ*, 472:1001–1009.
- Gao X.L., Chen A.C.T. 2012. Heavy metal pollution status in surface sediments of coastal Bohai Bay. *Water Res*, 46:1901–1911.
- García C. 2004. *Impacto y riesgo ambiental de los residuos minero-metalúrgicos de la Sierra de Cartagena-La Unión (Murcia-España)*. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cartagena, 423p.
- García-Cosío González, J. 1946. *Silicosis*. Editorial Científico Médica.
- García, G., Faz, A., Conesa, H.M. 2003. Selection of autochthonous plant species from SE Spain for soil lead phytoremediation purposes. *Water, Air and Soil Pollution*, 3, 243-250.
- García G., Gómez-Ros J.M. 2016. *Procedimiento de instalación, en un suelo o depósito de residuos, con elementos o compuestos contaminantes, de una barrera física multicapa para interrumpir flujos hídricos verticales*. Patente con N° de solicitud: 201531013 (en fase de aprobación final). Oficina Española de Patentes y Marcas (OEPM), Madrid.
- Garcia, G., Muñoz-Vera, A. 2015. Characterization and evolution of the sediments of a Mediterranean coastal lagoon located next to a former mining area. *Marine Pollution Bulletin*, 100: 249-263.
- García, G., Peñas, J.M., & Manteca, J.I., 2008. Zn mobility and geochemistry in surface sulfide mining soils from SE Spain. *Environmental Research*, 106(3): 333-339
- García I., Dorrnsoro C. 2005. *Contaminación por metales pesados* .En: Tecnología de Suelos. Universidad de Granada. Departamento de Edafología y Química Agrícola. <http://edafologia.ugr.es/conta/tema15/introd.htm>
- García-Lorenzo, M.L., Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M.J., Molina-Ruiz, J. 2012. Trace elements contamination in an abandoned mining site in a semiaridzone. *J. Geochem.*

*Explor*, 113: 23–35 (Reclamation of Mining Site Soils).

- García-Rizo, C., Martínez-Sánchez, J. and Pérez Sirvent, C. 1999. Environmental transfer of zinc in calcareous soils in zones near old mining sites with semi-aridic climate. *Chemosphere*, 39(2):209-227.
- Garzonio CA, Affuso AMG. 2004. Hydrogeological problems for the rehabilitation and re-utilization of the water resources of the mining area of Gavorrano (Italy). *Environmental Geology*, 46:286-294
- Gavett SH, Haykal-Coates N, Copeland LB, Heinrich J, Gilmour MI. 2003. Metal composition of ambient PM<sub>2.5</sub> influences severity of allergic airways disease in mice. *Environ Health Perspect*, 111:1471–7.
- Gerke HH, Molson JW, Frind EO. 1998. Modelling the effect of chemical heterogeneity on acidification and solute leaching over burden minespoils. *Journal of Hydrology*, 209:166-185
- Gibson MJ, Farmer JG. 1986. Multi-step sequential chemical extraction of heavy metals from urban soils. *Environ Pollut Ser B Chem Phys*, 11(2):117–35.
- Gillis B.S., Z. Arbieva, I.M. Gavin. 2012. Analysis of lead toxicity in human cells, *BMC Genomics*, 13: 344–356.
- Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, M., Ciardi, C., Ceccantti, B. & Leiros, M., 1992. Biochemical characterization of biological activity in very young mines mine soils. *Biology and Fertility of Soils*, 13: 25-30.
- Gioia SMCL, Babinski M, Weiss DJ, Kerr AAFS. 2010. Insights into the dynamics and sources of atmospheric lead and particulate matter in São Paulo, Brazil, from high temporal resolution sampling. *Atmos Res*, 98:478–85.
- Gioia SMCL, Weiss DJ, Coles B, Arnold T, Babinski M. 2008. Accurate and precise zinc isotope ratio measurements in urban aerosols. *Anal Chem*, 80:9776–80.
- Gómez Parra A, Forja JM, Delvalls TA, SaénzI, RibaI. 2000. Early contamination by heavy metals of the Guadalquivir Estuary after the Aznalcóllar mini spill (SW Spain). *Marine Pollution Bulletin*, 40(12):1115-1123
- Gómez Ros JM, García G, Peñas JM. 2013. Assessment of restoration success of former metal mining areas after 30 years in a highly polluted Mediterranean mining area: Cartagena-La Union. *Ecological Engineering*, 57: 393-402.
- Gómez Ros JM, García G, Peñas JM. 2012. Assessment of restoration success of former metal mining areas after 30 years in a highly polluted Mediterranean mining area: Cartagena-La Union. *Ecological Engineering*, 57:
- Gomis Catalá, L, 2008. La ley de responsabilidad medioambiental en el marco de la Unión Europea en *Lozano Cutanda, B. Comentarios a la Ley de responsabilidad medioambiental ley 26/2007 de 23 de octubre*. Thomson Civitas. Cizur Menor.
- Gong QJ, Deng J, Xiang YC, Wang QF, Yang LQ. 2008. Calculating pollution indices by heavy metals in ecological geochemistry assessment and a case study in parks of Beijing. *J China Univ Geosci*, 19(3):230–41.
- González, I., López, M., Romero, A., Fernández Caliani, J.C., Aparicio, P. y Galán, E. 2008. Influencia de la composición mineralógica sobre la movilidad de elementos traza en suelos agrícolas afectados por explotaciones mineras de la Faja Pirítica Ibérica. *Geotemas*, 10: 977-

980.

- González, T. 183). Registro y relación general de minas de la Corona de Castilla. T. I y II. Impreso en Madrid.
- Gouws K. and Coetzee P. P. 1997, Determination of heavy metals in sediments of the Vaal Dam system by sequential extraction. *Water S.A.*, 23: 217–226.
- Graeser S, Friedrich G. 1970. Del'ageet de la genese des gisements plombo-zincifères de la Sierra de Cartagena, en Espagne. *Mineral Deposita* 5:365-374
- Graupner, T., Kassahun, A., Rammlmair, D., Meima, J.A., Kock, D., Furche, M., Fiege, A., Schippers, A. y Mekcher, F. 2007. Formation of sequences of cemented layers and hardpans within sulfide-bearing mine tailings (mine district Freiberg, Germany). *Applied Geochemistry*, 22:2486-2508.
- Greger M. 1999. *Metal availability and bioconcentration in plants*. En: Prasad, M.N.V., Hagemeyer, J. (Ed.), Heavy metals stress in plants. From molecules to ecosystems. Springer-Verlag, Berlin, pp. 1-27.
- Grisseman, C., Furche, M., Noell, U., Rammlmair, D., Günther, T., & Baen, A. J. R. (2007, November). *Geoelectrical observations at the mining dumps of the Peña de Hierro copper mine in the Rio Tinto mining district/Spain*. In 10th International Congress of the Brazilian Geophysical Society & Expogef 2007, Rio de Janeiro, Brazil, 19-23 November 2007 (pp. 399-403). Society of Exploration Geophysicists and Brazilian Geophysical Society.
- Grøn, C., Andersen, L., 2003. *Human bioaccessibility of heavy metals and PAH from soil*. 840/2003, Danish Environmental Protection Agency.
- Gu, Y.G., Lin, Q., Jiang, S.J., Wang, Z.H., 2014. Metal pollution status in Zhelin Bay surface sediments inferred from a sequential extraction technique, South China Sea. *Mar. Pollut. Bull.*, 81: 256–261.
- Guillén, M.T., Delgado, J., Albanese, S., Nieto, J.M., Lima, A., De Vivo, B., 2011. Environmental geochemical mapping of Huelva municipality soils (SW Spain) as a tool to determine background and baseline values. *J. Geochem. Explor.*, 109: 59–69.
- Guitián-Ojeda, F. & Carballas-Fernandez, T., 1976. *Técnicas de análisis de suelos*. Pico Sacro. Santiago de Compostela. 93 pp
- Gullett, B.K., Linak, W.P., Touati, A., Wasson, S.J., Gatica, S., King, C.J., 2007. Characterization of air emissions and residual ash from open burning of electronic wastes during simulated rudimentary recycling operations. *J. Mater. Cycl. Waste Manag.*, 9 (1):69–79.
- Gunsinger, M. R., Ptacek, C. J., Blowes, D. W., Jambor, J. L., & Moncur, M. C. 2006. Mechanisms controlling acid neutralization and metal mobility within a Ni-rich tailings impoundment. *Applied Geochemistry*, 21(8):1301-1321.
- Guo G., Wu F., Xie F., and Zhang R. 2012, Spatial distribution and pollution assessment of heavy metals in urban soils from southwest China. *Journal of Environmental Sciences*, 24: 410–418.
- Gupta S.K., M.K. Vollmer, R. Krebs. 1996. The importance of mobile, mobilizable and pseudo total heavy metal fractions in soil for three-level risk assessment and risk management, *Sci. Total Environ.*, 178: 11–20
- Gupta, S.K., Vollmer, M.K., Krebs, R., 1996. The importance of mobile, mobilisable and



pseudo total heavy metal fractions in soil for three-level risk assessment and risk management. *The Science of the Total Environment*, 178: 11–20.

- Guzmán H.M., Jarvis K.E. 1996. Vanadium century record from Caribbean reef corals: A tracer of oil pollution in Panama. *Ambio*, 25: 523–526.

## H

- Hageman P.L. 2004. *Use of short-term (5-minute) and long-term(18-hour) leaching tests to characterize, fingerprint, and rank mine waste material from historical mines in the Deer Creek, Snake River, and Clear Creek watersheds in and around the Montezuma mining district, Colorado*. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2004-5104, 41 p.
- Hamilton, E.I. 2000. Environmental variables in a holistic evaluation of land contaminated by historic mine wastes: a study of multi-element mine wastes in West Devon, England using arsenic as an element of potential concern to human health. *The Science of the Total Environment*, 249: 171-221.
- Hammarstrom JM, Seal IRR, Meier AL, Kornfeld JM. 2005. Secondary sulfate minerals associated with acid drainage in the eastern US: recycling of metals and acidity in surficial environments. *Chemical Geology*, 215:407-431.
- Han, F. X., Kingery, W. L. y Selim, H. M. 2001. Accumulation, Redistribution, Transport and Bioavailability of Heavy Metals in Waste-Amended Soils. *En: Trace elements in soil. Bioavailability, Flux and Transfer*. Eds. Iskandar, I. K. y Kirkham, M. B. CRC Press. 287 pp.
- Han, F.X., Banin, A., Kingery, W.L., Triplett, G.B., Zhou, L.X., Zheng, S.J., Ding, W.X. 2003. New approach to studies of heavy metal redistribution in soil. *Advances in Environmental Research*, 8, pp. 113-120.
- Health Canada. 2009a. Contaminated Sites Program. Federal Contaminated Site Risk Assessment in Canada. *Part I, Version 2.0: Guidance on Human Health Preliminary Quantitative Risk Assessment (PQRA)*. Draft; 2009a.
- Health Canada. 2004a. Contaminated Sites Program. Federal Contaminated Site Risk Assessment in Canada. *Part I: Guidance on Human Health Preliminary Quantitative Risk Assessment PQRA*. Disponible en: <http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/contamsite/index-eng.php>.
- Heikkinen P, Korkka Niemi K, Lahti M, Salonen V P. 2002. Ground water and surface water contamination in the area of the Hitura nickel mine, Western Finland. *Environmental Geology*, 42 (4):313 –329
- Hernández Muñoz, A. 1996. *Depuración de Aguas Residuales*. Paraninfo, S.A. 628pp.
- Hernández Ortiz, Francisco. 2003. *Rodalquilar: geología, minería, metalurgia y patrimonio minero*. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Madrid. 714 p.
- Herpin U., Markert B., Weckert V., Berlekamp J., Friese K., Siewers U., Lieth H. 1997. Retrospective analysis of heavy metal concentrations at selected locations in the Federal Republic of Germany using moss material from a herbarium. *Science of the Total Environment*, 205: 1–12.
- Higuera, P. y Oyarzun, R., (2002). *Minería y Medio Ambiente*. Universidad de Castilla-La Mancha. Disponible en:

<http://www.uclm.es/users/higueras/MAM/InicioMAM.htm>

- Holmström H, Salmon U J, Carlsson E, Petrov P, Öhlander B .2000. Geochemical investigations of sulfide-bearing tailings at Kristineberg, northern Sweden, a few years after remediation. *Science of the Total Environment*, 273:111-133
- Honda A., K. Tsuji, Y. Matsuda, T. Hayashi, W. Fukushima, T. Sawahara, H. Kudo, R. Murayama, H. Takano.2015. Effects of air pollution-related heavy metals on the viability and inflammatory response of human airway epithelial cells, *Int. J. Toxicol*, 34:195–203.
- Hooda, P.S., 2010. Assessing bioavailability of soil trace elements. *In: Hooda, P.S. (Ed.), Trace Elements in Soil*. John Willey and Sons Ltd-Blackwell, UK.229–265.
- Hu X, Zhang Y, Ding ZH, Wang TJ, Lian HZ, Sun YY, & Wu, J. 2012. Bioaccessibility and health risk of arsenic and heavy metals (Cd, Co, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn and Mn) in TSP and PM2.5 in Nanjing, China. *Atmos Environ*, 57:146–52.
- Hudson Edwards K A, Macklin M G, Jamieson H E, Brewer P A, Coulthard T J, Howard A J, Turner J N.2003.The impact of tailings dam spills and clean-up operations on sediments and water quality in river systems: the Ríos Agrio-Guadiamar, Aznalcóllar, Spain. *Applied Geochemistry*,18:221-239
- Hudson-Edwards K. A., Dold B. 2015. Mine Waste Characterization, Management and Remediation. *Minerals*, 5 (1): 82-85.
- Hursthouse, A., Tognarelli, D., Tucker, P., Ajmone-Marsan, F., Martini, C., Madrid, L., Madrid, F., Díaz-Barrientos, E.2004. Metal content of surface soils in parks and allotments from three European cities: initial pilot study results. *Land Contamination and Reclamation*. 12, 189–196.

## I

- IGME. 2004. *Manual de Restauración de terrenos y evaluación de impactos ambientales en minería*. 2ª Ed. Madrid
- IHOBE (1994). *Investigación de la Contaminación del Suelo. Plan Director para la protección del suelo*. Gobierno Vasco.
- IHOBE. 1998. *Calidad del Suelo. Valores Indicativos de Evaluación (VIE-A, VIE-B, VIE C)*. Departamento de Ordenación del Territorio, Vivienda y Medio Ambiente. Gobierno vasco, Vitoria-Gasteiz. 272 pp.
- Indorante, S.J. y Jansen, I.J.1984. Perceiving and defining soils on disturbed land. *Soil Science Society of America Journal*, 48(6): 1334-1337.
- Iribar V, Izco F, Tames P, Antigüedad I, da Silva A. 2000. Water contamination and remedial measures at the Troya abandoned Pb-Zn mine (The Basque Country, NorthernSpain). *Environmental Geology*39(7):800-806
- Iribar V., Antigüedad I., Tames P., Dasilva A. 1998.*Contaminacion del acuífero la troya (Mutiloa,Gipozcoa)*. Reunión científica técnica sobre el agua en el cierre de las minas. Oviedo. España. Material de la reunión.
- IUSS Working Group WRB .2006. *World Reference Base for Soil Resources—A Framework for International Classification, Correlation and Communication*. World Soil Resources Reports No. 103. FAO, Rome.

## J

- Jacquemin B., V. Siroux, M. Sanchez, A.E. Carsin, T. Schikowski, M. Adam, V. Bellisario, A. Buschka, R. Bono, B. Brunekreef, Y.T. Cai, M. Cirach, Clavel-Chapelon F, C. Declercq, R. de Marco, A. de Nazelle, Ducret-Stich R.E, V.V. Ferretti, M.W. Gerbase, R. Hardy, J. Heinrich, C. Janson, D. Jarvis, Al Kanaani Z, D. Keidel, D. Kuh, Le Moual N, M.J. Nieuwenhuijsen, A. Marcon, L. Modig, I. Pin, T. Rochat, C. Schindler, D. Sugiri, M. Stempfelet, S. Temam, M.Y. Tsai, R. Varraso, D. Vienneau, A. Vierkotter, A.L. Hansell, U. Kramer, Probst-Hensch N.M, J. Sunyer, N. Kunzli, F. Kauffmann (2015) Ambient air pollution and adult asthma incidence in six European cohorts (ESCAPE), *Environ. Health Persp*, 123: 613–621.
  - Jambor J.L., Blowes D.W. 1998. *Theory and application of mineralogy in environmental studies of sulfide-bearing mine wastes*, In: Cabri, L.J., and Vaughan, D.J., eds., Modern approaches to ore and environmental mineralogy, MAC Short Course Vol. 27: Mineralogical Association of Canada, pp. 367-402.
  - Janoš, P., Vávrová, J.P., Herzogová, L., Pilařová, V.L. 2010. Effects of inorganic and organic amendments on the mobility (leachability) of heavy metals in contaminated soil: a sequential extraction study. *Geoderma* 159, 335–341.
  - Jarvis A., Fox A., Gozzard E., Hill S., Mayes W. and Potter H. 2007. *Prospects for Effective National Management of Abandoned Metal Mine Water Pollution in the UK*. In: Cidu, R. & Frau, F. (Eds.). IMWA Symposium 2007: Water in Mining Environments, 27th-31st May 2007, Cagliari, Italy.
  - Jiménez J A, de Justo J L .1975. Propiedades de los suelos y de las rocas. En: Geotecnia y cimientos. (Ed.) Jiménez Salas JA. Volumen I. Editorial Rueda. Madrid. 466 pp.
  - Jiménez, A. 2003 a. Universidad Autónoma de Madrid. <http://www.adi.uam.es/docencia/elementos/spv21/sinmarcos/elementos/as.html>
  - Jiménez, A. 2003 b. Universidad Autónoma de Madrid. <http://www.adi.uam.es/docencia/elementos/spv21/sinmarcos/elementos/cd.html>
  - Jiménez, A. 2003 c. Universidad Autónoma de Madrid. <http://www.adi.uam.es/docencia/elementos/spv21/sinmarcos/elementos/pb.html>
  - Jiménez, Ballesta R. 1998. *Comportamiento del suelo ante procesos de contaminación*. En: III Jornadas sobre Suelos Contaminados. Ministerio de Medio Ambiente, pp. 41-56.
  - Johnston D., Parker K. and Pritchard J. 2007. *Management of Abandoned Minewater Pollution in the United Kingdom*. In: R. Cidu & F. Frau (Eds.). IMWA Symposium 2007: Water in Mining Environments, 27th-31st May 2007, Cagliari, Italy.
  - Joseph T., B. Dubey, E.A. McBean.2015. Human health risk assessment from arsenic exposures in Bangladesh, *Sci. Total Environ*, 527: 552–560.
  - Junceda Moreno, J.2002. La contaminación del suelo. *Revista de Administración Pública*, 157: 441-443.
  - Junta de Andalucía. 1986. *La Minería Andaluza. Libro blanco*. Dirección General de Industria, Energía y Minas, Sevilla, 273 pp.
- K**
- Kabala C, Singh BR. 2001. Fractionation and mobility of copper lead and zinc in soil profiles in the vicinity of a copper smelter. *J Environ Qual*, 30:485–92

- Kabata Pendias A., Pendias H. 1992. Trace Elements in Soils and Plants. *CRC Press. Inc. Boca Raton*. FL 365.
- Kabata Pendias, A. 2001. *Trace Elements in Soils and Plants*. 3<sup>rd</sup> Edition. *CRC Press Inc. Boca Raton*, Florida. 411pp.
- Kabata Pendias, A., 1995. Agricultural problems related to excessive trace metal contents of soils *En: Heavy metals. Problems and solutions*. Eds. Salomons, W.; Förstner, U. y Mader, P. *Springer-Verlag*. Berlin. 412 pp.
- Kabata-Pendias, A. 2010. Trace elements in soils and plants. *CRC press*.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H., 2001. *Trace Elements in Soils and Plants*. *CRC Press*, London.
- Kager PCA .1980. *Minera logical investigation on sulfides, Fe-Mn-Zn-Mg-Ca-Carbonates, green a lite and associated minerals in the Pb-Zn deposits in the Sierra de Cartagena, Province of Murcia, SE Spain*. Ph. D. Thesis, University of Amsterdam, GUA paper of Geology series 1(12):230 p
- Kampa M., E. Castanas.2008. Human health effects of air pollution, *Environ. Pollut*, 151:362–367.
- Karbassi AR, Shankar R. 2005. Geochemistry of two sediment cores from the west coast of India. *Int J Environ Sci Technol*, 1:307–16
- Kersten M. and Forstner U. 1991, Speciation of trace elements in sediments. *In G. E. Batley (Ed.) Trace element speciation: Analytical methods and problems*, *CRC Press*, Boca Raton: 245–317.
- Kersten, M. y Förstner, U. 1986. Chemical fractionation of heavy metals in anoxi cestuarine and coastal sediments. *Wat. Sci. Technol*. 35. pp. 2778-2784.
- Kiekens, L. 1995. Zinc. *En: Heavy Metals in Soils*. Ed. Alloway B.J. *Blackie Academic and Professional Publ*. New York. 368 pp.
- Kim, J.Y., Kim, K.W., Lee, J.U., Lee, J.S., Cook, J. 2002. Assessment of As and heavy metal contamination in the vicinity of Dunckum Au-Ag mine, Korea. *Environmental Geochemistry and Health*, 24: 215–227
- Kim, K.W. & Thornton, I., 1993. Influence of uraniferous black shales on cadmium, molybdenum and selenium in soils and crops plants in the Deog-Pyoung area of Korea. *Environ. Geochem. and Health*. 15: 119-133.
- Kohfahl, C., Graupner, T., Fetzer, C., & Pekdeger, A. 2010. The impact of cemented layers and hardpans on oxygen diffusivity in mining waste heaps. A field study of the Halsbrücke lead–zinc mine tailings (Germany). *Science of the total environment*, 408(23), 5932-5939.
- Kosegarten, H., Appel, T., Mengel, K., Kirkby, E.A. 2001. *Principles of Plant Nutrition*. *Kluwer Academic Publishers*, Dordrecht, The Netherlands
- Kovacs, A, Dubbin, WE, Tamas, J. 2006. Influence of hydrology on heavy metal speciation and mobility in a Pb-Zn mine tailing. *Environmental Pollution*, 141 (2): 310-320
- Krämer. L. 1996. El derecho Comunitario relativo a la gestión de residuos en *Derecho medioambiental de la UE*. *Mc Graw-Hill*. Madrid.
- Krauskopf, K. B. 1979. *Introduction to Geochemistry*, 2nd Ed. *McGraw-Hill*, New York.

- Krauskopf, K.B., 1967. Introduction to Geochemistry. McGraw-Hill. New York

## L

- La Comba, J. A. 2000. Historia de Andalucía. *Editorial Ágora*, Málaga, 474 pp.
- Lacalle, B., Fernández del Pino, P., González García, P. & Romero Limón, A., 2000. Diferencias en la biodisponibilidad de metales pesados entre suelos naturales y suelos contaminados. *Edafología*, 7: 251-265.
- Laden R, Neas LM, Dockery DW, Schwartz J. 2000. Association of fine particulate matter from different sources with daily mortality in six U.S. cities. *Environ Health Perspect*, 108:941–7.
- Langston W. J., Burt G. R., and Pope N. D. 1999, Bioavailability of Metals in Sediments of the Dogger Bank (Central North Sea): A Mesocosm Study. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48: 519–540.
- Lattanzi, P. y Tanelli, G. (1999). Environmental problems related to sulfide mining in Tuscany. *Chronique de la Recherche Minière*, vol. 534, pp. 29-45.
- Lee CH .2003. Assessment of contamination load on water, soil and sediment affected by the Kongjujelmne drainage, Republicof Korea. *Environmental Geology*, 44:501-515
- Lee CH, Lee HK, LeeJC .2001. Hydrogeochemistry of mine, surface and ground water from the Sanggok mine creekin the upper Chungju Lake, Republicof Korea. *Environmental Geology*, 40 (4-5):482-494
- Lee, S.W., Lee, B.T., Kim, J.Y., Kim, K.W., Lee, J.S., 2006. Human risk assessment for heavy metals and As contamination in the abandoned metal mine areas, Korea. *Environmental Monitoring and Assessment*, 119 (1-3):233–244.
- Lei, M., Zhang, Y., Khan, S., Qin, P. F., & Liao, B. H. (2010). Pollution, fractionation, and mobility of Pb, Cd, Cu, and Zn in garden and paddy soils from a Pb/Zn mining area. *Environmental Monitoring and Assessment*, 168(1-4):215-222.
- Leiros de la Peña M. C., Varela Martínez F., Gil Sotres M., Trasar Cepeda M.C., Seoane Lavandeira S., 1995. Los suelos de la mina. In: *Guitián-Ojea, F. (Eds). Recuperación de las escombreras de la Mina de Lignitos de Meirama (A Coruña)*. Univ. Santiago de Compostela. 125-158.
- Levy ET, Schlesinger WH .1999. A comparison of fractioning methods for forms of phosphorous soils. *Biogeochemistry*, 47: 25-38
- Li H.M., J.H. Wang, Q.G. Wang, X. Qian, Y. Qian, M. Yang, F.Y. Li, H.L.C. Wang .2015. Chemical fractionation of arsenic and heavy metals in fine particle matter and its implications for risk assessment: A case study in Nanjing, China, *Atmos. Environ*, 103: 339–346.
- Li X, Shen Z, Wai OWH, Li YS. 2001. Chemical forms of Pb, Zn and Cu in the sediment profiles of the Pearl River Estuary. *Mar Pollut Bull*, 42(3):215–23.
- Li, X.D., Poon, C.S., Liu, P.S., 2001. Heavy metal contamination of urban soil and street dusts in Hong Kong. *Applied Geochemistry*, 16:1361–1368.
- Liacos JW, Kam W, Delfino RJ, Schauer JJ, Sioutas C. 2012. Characterization of organic, metal and trace element PM2.5 species and derivation of freeway-based emission rates in Los Angeles, CA. *Sci Total Environ*, 435–6:159–66.

- Lilienfeld, D. E., & Stolley, P. D. 1994. *Foundations of epidemiology*. Oxford University Press, USA.
- Lim P. E. and Kiu M. Y. 1995, Determination and speciation of heavy metals in sediments of Juru River, Pulau Pinang, Malaysia. *Environmental Monitoring and Assessment*, 32:89–95.
- Lindsay, W.L. 1972. Zinc in soils and plant nutrition. *Adv. Agron.* 24, p. 147-186.
- Lindsay, W.L. 1979. *Chemical Equilibria in Soils*. Wiley, New York.
- Liu X.T., Y.B. Zhai, Y. Zhu, Y.N. Liu, H.M. Chen, P. Li, C. Peng, B.B. Xu, C.T. Li, G.M. Zeng. 2015. Mass concentration and health risk assessment of heavy metals in size-segregated airborne particulate matter in Changsha, *Sci. Total Environ.* 517 :215–221
- López Ramón, F. 2012. *Sistema jurídico de los bienes públicos*, Madrid, Civitas (Thomson-Reuters), pág.320.
- López-Abente, G., Ramis, R., Pollán, M., Aragonés, N., Pérez-Gómez, B., Gómez-Barroso, D., García-Mendizábal, M. J. 2006. *Atlas municipal de mortalidad por cáncer en España, 1989-1998*. Madrid: Instituto de Salud Carlos III.
- Loredó .J, Pendas .F (2006). Efectos de la minería sobre la calidad de las aguas subterráneas en el Principado de Asturias. *En: Las aguas subterráneas en los países mediterráneos (Eds.) López-Geta JJ, Andreu By Carrasco F. Instituto Geológico y Minero de España. Serie: Hidrología y Aguas Subterráneas*° 17: 601-605.
- Loste Madoz, J. A. 2015. El medio ambiente y la empresa. Régimen jurídico de los suelos contaminados. In *La intervención administrativa y económica en la actividad empresarial: el derecho público y la empresa* (pp. 911-934). Bosch.
- Loste Madoz, J.A. 2007. Desarrollo autonómico del Real Decreto 9/2005 sobre suelos contaminados: límites de la prestación de remediación del suelo contaminado. *Revista de Derecho Urbanístico y Medioambiente*, 41:147-170.
- Loste Madoz, J.A. 2011. Contribución al borrador de Ley de residuos y suelos contaminados. *Diario La Ley, N° 7575, Sección Tribuna, Año XXXII, Ref. D-84*.
- Loste Madoz, J.A. 2005. Suelos históricamente contaminados un problema por resolver. *La Ley Revista Jurídica Española de doctrina, jurisprudencia y bibliografía*, 5:1.100-1106.
- Lyell, S. C. 1989. *Principles of geology (Vol. 1)*. Bishen Singh Mahendra Pal Singh.
- Lyle Jr., E.S., 1987. Surface Mine Reclamation Manual. *Elsevier Science Publishing Co., Inc.* New York. 268 pp.

## M

- Ma YB, Uren NC .1995. Application of new fraction scheme for heavy metals in soil. *Soil Sci. Plant Anal.* 26: 3291-3303.
- Ma, W. C., & Eijsackers, H. 1989. The influence of substrate toxicity on soil macrofauna return in reclaimed land. In *Animals in Primary Succession: The Role of Fauna in Reclaimed Lands* (pp. 223-244). Cambridge University Press.
- McBride M.B. 1989. Reactions controlling heavy metal solubility in soils. *Advances in Soil Science*, 10: 1-56.
- McDonnell, W. 1989. *Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP)*, U.S. EPA Test

Methods for Evaluating Solid Waste, Physical/Chemical Methods, SW-846.

- McGrath S.P., Shen Z.G., Zhao F.J. 1997. Heavy metal uptake and chemical changes in the rhizosphere of *Thlaspi caerulescens* and *Thlaspi ochroleucum* grown in contaminated soils. *Plant and Soil*, 188: 153-159.
- Macías F.; Bao M.; Macías-García, F.; Bao, M.; Camps Arbestain, M. 2007. Valorización biogeoquímica de residuos por medio de la elaboración de Tecnosoles con diferentes aplicaciones ambientales. *Aguas & Residuos*, 5:12–25.
- Macías, F. 1993. Contaminación de suelos: algunos hechos y perspectivas. *En: Problemática Geoambiental y Desarrollo*, pp. 53-74.
- Madariaga, J. M. 1917. *Pasado, presente y porvenir de la minería española*. Boletín Oficial de Minas y Metalurgia, 1, 1-40.
- Maddaloni, M., et al., 1998. Bioavailability of soilborne leads in adults, by stable isotope dilution. *Environmental Health Perspectives*, 106:1589–1594.
- Madrid, F., Reinoso, R., Florido, M.C., Díaz-Barrientos, E., Ajmone-Marsan, F., Davidson, C.M., Madrid, L., 2007. Estimating the extractability of potentially toxic metals in urban soils: a comparison of several extracting solutions. *Environmental Pollution*, 147: 713–722.
- Madrid, L., Díaz-Barrientos, E., Madrid, F., 2002. Distribution of heavy metal contents of urban soils in parks of Seville. *Chemosphere*, 49:1301–1308.
- Madrid, L., Díaz -Barrientos, E., Reinoso, R., Madrid, F., 2004. Metals in urban soils of Seville: seasonal changes and relations with other soil components and plant contents. *European Journal of Soil Science*, 55:209–217.
- Manteca JI, García C, Berroca IMC. 2006. *Anotaciones sobre el patrimonio geológico y minero de la Sierra de Cartagena-La Unión*. <http://www.sedpgym.org/>
- Manteca JI, García C, Ródenas F J .2000. *Ruta Minera “Carretera del 33” La Unión-Murcia*. Exmo. Ayuntamiento de La Unión. Concejalía de Turismo y Museos.33 p.
- Manteca Martínez, 2013. *Introducción a la geología y yacimientos minerales de Portmán. Portmán: de el "Portus Magnus" del Mediterráneo Occidental a la Bahía Aterrada* / coord. por Isabel Baños González, Pedro Baños Páez, págs. 51-92
- Manteca, J.I., García, C. y Rodríguez, R. (2004a). *Caracterización petrográfica y química de las escombreras de óxidos (Gossan) de la Sierra de Cartagena-La Unión (Murcia-España) y evaluación de su riesgo ambiental*. Congreso. En prensa.
- Manteca.I., Mouzo.R., Martos.P., Fernandez Antolinos. F.R.2012. *Patrimonio cultural en la bahía de Portmán y su entorno. Localización: Portmán: de el "Portus Magnus" del Mediterráneo Occidental a la Bahía Aterrada* / coord. por Isabel Baños González, Pedro Baños Páez., págs. 139-210
- Manzano M, Ayora C, Domenech C, Navarrete P, Garralon A, Turrero M J .1999. The impact of the Aznalcóllar mine tailings pillon ground water. *The Science of the Total Environment* 242:189-209.
- Marguí E 2006. *Analytical methodologies base donX-Ray Fluorescence Spectrometry (XRF) and Inductively Coupled Plasma Spectroscopy (ICP) for the assessment of metal dispersal round mining environments*. PhD Thesis. Universidad deGirona.255 pp.
- Margui E., Salvadó V., Queralt I., Hidalgo M. 2004. Comparison of three-stage sequential

extraction and toxicity characteristic leaching tests to evaluate metal mobility in mining wastes. *Analytica Chimica Acta*, 524 (1): 151-159.

- Marguá E., Hidalgo M., Queralt I., Rodríguez R. 2006. Métodos de evaluación del riesgo ambiental de los residuos minero-metalúrgicos sólidos. Los residuos mineros y el medio ambiente. IGME, Serie Medio Ambiente, (11), 395-417.
- Marquez, J., & Dalmaso, A. D. 2003. Las comunidades vegetales de los ambientes húmedos del Parque Nacional El Leoncito, San Juan, Argentina. *Multequina*, 12: 55-67.
- Marschner, H. 1995. *Mineral nutrition of higher plants* (2nd Ed.). Academic Press, Nueva York, EE.UU.
- Martín Mateo, R. M. 2004. *Manual de derecho ambiental*. Editorial Aranzadi.
- Martín Mateo, R., *Tratado de Derecho Ambiental*, vol. II, Trivium, Madrid 1992, págs. 522.
- Martín Mateo, R. 1991. *Tratado de Derecho Ambiental*, vol. II. Trivium. pág. 522.
- Martínez Navarro F, De Miguel C. 1991. *Vigilancia epidemiológica en relación al medio ambiente*. En: *Vigilancia epidemiológica: ¿hacia qué modelo vamos?* Madrid: Centro Nacional de Epidemiología. Instituto de Salud Carlos III. Ministerio de Sanidad y Consumo; p. 83-90.
- Martínez Sánchez, M. J., Pérez Sirvent, C., García Rizo, C. 1996. *Errores de evaluación de riesgos en la movilización de metales pesados en suelos carbonatados*. Comunicaciones técnicas: III Congreso de Medio Ambiente. Colegio Oficial de Físicos-Unión Profesional-APROMA, Madrid. pp. 1053-1101.
- Martínez Sánchez, M.J. y Pérez Sirvent, C. 2007. *Niveles de fondo y niveles genéricos de referencia de metales pesados en suelos de la Región de Murcia*. Universidad de Murcia y Consejería de Desarrollo Sostenible y Ordenación del Territorio, CARM. Murcia. 306 pp.
- Martínez Sánchez, M.J., Pérez Sirvent, C., Tudela, M.L., Molina Ruiz, J., Linares Moreno, P., Navarro Hervás, C., Vidal Otón, J., Barberán Murcia, R., Mantilla, W., Tovar Frutos, P.J., Solano Marín, A.M., Marimón Santos, J., Agudo Juan, I., Hernández Pérez, C. 2005. *Desertificación: Monitorización mediante indicadores de degradación química*. Programa de iniciativa comunitaria Interregiib Espacio Medocc. Proyecto Desernet. Acción piloto Región de Murcia. Ed. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente.
- Martínez, C.E. & Motto, H.L. 2000. Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils. *Environmental Pollution*, 107: 153-158.
- Martínez-Frías, J., 1997. Mine waste pollutes Mediterranean. *Nature*, 388 (6638):120.
- Martínez-Sánchez, M. J., Navarro, M. C., Pérez-Sirvent, C., Marimón, J., Vidal, J., García-Lorenzo, M. L., & Bech, J. 2008. Assessment of the mobility of metals in a mining-impacted coastal area (Spain, Western Mediterranean). *Journal of Geochemical Exploration*, 96(2):171-182.
- Martley, E., Gulson, B., Louie, H., Wu, M., Di, P., 2004. Metal partitioning in soils profiles in the vicinity of an industrial complex, New South Wales, Australia. *Geochem. Explor. Environ. Anal.*, 4: 171-179.
- Massey DD, Kulshrestha A, Taneja A. 2013. Particulate matter concentrations and their related metal toxicity in rural residential environment of semi-arid region of India. *Atmos*



*Environ*, 67:278–86.

- May TW, Wiedmeyer RH, Gober J, Larson S. 2001. Influence of mining–related activities on concentration of metals in water and sediment from streams of the Black Hills, South Dakota. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 40:1-9
- McGregor, R. G., & Blowes, D. W. (2002). The physical, chemical and mineralogical properties of three cemented layers within sulfide-bearing mine tailings. *Journal of Geochemical Exploration*, 76(3):195-207.
- Merian, E., Anke, M., Ihnat, M., Stoeppler, M., 2004. *Elements and their Compound in the Environment*. Vol. 2: Metals and their Compounds. Wiley-VCH, Weinheim, Germany.
- Meza-Figueroa, D., Maier, R.M., de la O-Villanueva, M., Gómez-Alvarez, A., Moreno-Zazueta, A., Rivera, J., Campillo, A., Grandlic, C.J., Anaya, R., Palafox-Reyes, J. 2009. The impact of unconfined mine tailings in residential areas from a miningtown in a semi-arid environment: Nacozari, Sonora, Mexico. *Chemosphere*, 77(1):140–147.
- Mil-Homens, M., Stevens, R.L., Cato, I., Abrantes, F., 2007. Regional geochemical baselines for Portuguese shelf sediments. *Environ. Pollut*, 148: 418–427
- Ministerio de Industria y Comercio. (1946). *Reglamento General para el Régimen de la Minería*. Decreto 9 de Agosto de 1946.
- Mitchell, R.L., 1964. *Trace Elements in Soils and Factors that affect their availability*. In: Bear, F.E. (Ed.). *Chemistry of the Soil*, 2nd edición. Reinhold. New York. 320-268.
- Mohamed AMO, Hossein M, Hassani FP (2002) Hydro-mechanical evaluation of stabilized mine tailings. *Environmental Geology*, 41: 749-759.
- MOPU, 1990. *Producción de residuos en España en 1989*. Ministerio de Obras Públicas y Urbanismo. Madrid.
- Morillo J, Usero J, Gracia I. 2002. Partitioning of metals in sediments from the Odiel River (Spain). *Environ Int.*, 28(4):263–71.
- Morillo J, Usero J, Gracia I. 2007. Potential mobility of metals in polluted coastal sediments in two bays of Southern Spain. *J Coastal Res*, 23(2):352–61
- Mudd, G.M., 2007. An analysis of historic production trends in Australian basemetal mining. *ORE Geol. Rev.* 32 (September (1–2)): 227–261.

## N

- Nagajyoti, P.C., Lee, K.D., Sreekanth, T.V.M., 2010. Heavy metals, occurrence and toxicity for plants: a review. *Environmental Chemistry Letters*, 8:199–216.
- Nahir M., van Aanhout M., and Reinecke S. 2006. *Application of Risk Management to Abandoned Mine Sites in the Canadian North*. In: 7th International Conference on Acid Rock Drainage (ICARD), March 26-30, 2006, St. Louis MO. R.I. Barnhisel (ed.) Published by the American Society of Mining and Reclamation (ASMR), 3134
- Naidu R., Krishnamurti G. S. R., Bolan N. S., Wenzel W., Megharaj M. 2001. *Heavy metal interaction in soils and implications for soil microbial biodiversity*. En: Prasad, M.N.V. (Ed.), *Metals in the environment. Analysis by biodiversity*. Marcel Dekker, New York.
- Navarro A, Collado D, Carbonel IM, Sánchez J A .2004. Impact of mining activities on soils in a semi-arid environment: Sierra Almagrera district, SE Spain. *Environmental*

*Geochemistry and Health*, 26:383-393.

- Navarro Hervás, C., Pérez Sirvent, C., Martínez Sánchez, M.J. García-Lorenzo, M.L. y Molina, J.2012. Weathering processes in waste materials from a mining area in a semiarid zone. *Applied Geochemistry*, 27: 1991-2000.
- Navarro, A.; Collado, D. y Sánchez, J. 1999. Caracterización de la contaminación producida por actividades mineras en los suelos de la cuenca baja del Río Almanzora. *Bol. Geol. y Minero*, vol 109, nº 2, pp 173-192.
- Navarro, A.; Viladevall, M.; Font, X. y Martínez, J.1994a. Aproximación a la hidrodinámica de los sistemas hidrotermales “líquido-dominantes” asociados a yacimientos de Au-Ag. Aplicación teórica al sector Almagrera-Herrerías (Almería). *Estudios Geológicos*, vol 50, pp 189-199.
- Navarro, M. C.2004. *Movilidad y Biodisponibilidad de Metales Pesados en el Emplazamiento Minero Cabezo Rajao (Murcia)*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Navarro, M.C., Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M.J., Vidal, J., Tovar, P.J., Bech, J., 2008. Abandoned mine sites as a source of contamination by heavymetals: a case study in a semi-arid zone. *J. Geochem. Explor*, 96 (2–3):183–193.
- Navarro-Aviñó, J.P., Aguilar, I. López-Moya, J.R. 2007. Aspectos bioquímicos y genéticos de la tolerancia y acumulación de metales pesados en plantas. *Ecosistemas*, 16: 10-25.
- Ngiam L. and Lim P. 2007, Speciation patterns of heavy metals in tropical estuarine anoxic and oxidized sediments by different sequential extraction schemes. *The Science of the Total Environment*, 275: 53–61.
- Nicolás Contreras, M<sup>a</sup> de los Ángeles. 2010. *Edafogénesis en escombreras mineras de la provincia de Burgos y su relación con la vegetación*. Tesis doctoral. Universidad de Burgos.
- Nieto, J.M., Sarmiento, A.M., Olías, M., Cánovas, C.R., Riba, I., Kalman, J., Del Valls, 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. *Environ. Int.* 33: 445–455.
- Novotny, V. 1995. Diffuse sources of pollution by toxic metals and impact on receiving waters. *En: Heavy Metals. Problems and Solutions*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. 414pp.
- Nriagu J.O. 1996. A history of global metal pollution. *Science*, 272: 223–224.
- Nriagu J.O., Pacyna J.M. 1988. Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. *Nature*, 333: 134–139.
- Núñez Valls, J.M. 2001. *Régimen jurídico de los suelos contaminados. Análisis comparado de los sistemas americano y europeo*. Tesis Doctoral.

## O

- Oblasser A., Chaparro E. 2008. *Estudio comparativo de la gestión de los pasivos ambientales mineros en Bolivia, Chile, Perú y Estados Unidos*. Serie recursos naturales e infraestructuras. Nº 131. Comisión Económica para América Latina y el Caribe (CEPAL) – ONU. Santiago de Chile. 84 p.
- O.M.S, Organización Mundial de la Salud. 1977. *Métodos utilizados para establecer niveles admisibles de exposición profesional a los agentes nocivos*. Ginebra.

- O'Neill, P. 1995. Arsenic. En: Heavy Metals in Soils. Ed. Alloway B.J. *Blackie Academic and Professional Publ.* New York. 368 pp.
- Oen IS, Fernández JC, Manteca JI .1975. The Lead Zinc and associated ores of La Unión-Sierra de Cartagena, Spain. *Economic Geology* 70:1259-1278
- OMS, Organización Mundial de la Salud 2000. *La Salud y el Ambiente en el Desarrollo Sostenible. Publicación Científica No. 572*, Washington DC.
- Oomen, A G. 2000. *Determination of oral bioavailability of soil-borne contaminants*. PhD thesis, University of Utrecht. Oomen, A G, Hack, A, Minekus, M, Zeijdner, E, Cornelis, C, Schoeters, G, Verstraete, W, Van De Wiele, T, Wragg, J,
- Oomen, A. G., Hack, A., Minekus, M., Zeijdner, E., Cornelis, C., Schoeters, G., & Sips, A. J. 2002. Comparison of five in vitro digestion models to study the bioaccessibility of soil contaminants. *Environmental science & technology*, 36(15): 3326-3334.
- Orejas A, Antolinos JA (2001). *Les mines de la Sierra de Cartagena*. Atlas historique des zones minières d'Europe Commission of the European Communities Vol. 19700:1-14
- ORGANIZACIÓN MUNDIAL DE COMERCIO .1998. *Informe anual de 1997*.
- Orteu Berrocal, E. 2008. Capítulo IV. Ámbito de aplicación de la ley (artículos e a 6 y definiciones relacionadas), en *Lozano Cutanda, B. (Coord.), Comentarios a la ley de responsabilidad medioambiental, ley 26/2007, de 23 de octubre*. Thompson Civitas, Cizur Menor. pág. 177.
- Otero, L., Ortega, F., Morales, M., 1998. Participación de la arcilla y la materia orgánica en la capacidad de intercambio catiónico de vertisoles de la provincia de Granma. *Terra*, 16:3.
- Otones, V., Alvarez-Ayuso, E., Garcia-Sanchez, A., Santa-Regina, I., Murciego, A. 2011. Mobility and phytoavailability of arsenic in an abandoned mining area. *Geoderma*, 166: 153-161.
- Oyarzun, R., Manteca Martínez, J. I., López García, J. A., & Carmona, C. 2013. An account of the events that led to full bay infilling with sulfide tailings at Portman (Spain), and the search for "black swans" in a potential land reclamation scenario. *Science of the Total Environment*, 454:245-249.

## P

- Pagnanelli, F., Moscardini, E., Giuliano, V., & Toro, L. (2004). Sequential extraction of heavy metals in river sediments of an abandoned pyrite mining area: pollution detection and affinity series. *Environmental Pollution*, 132(2), 189-201.
- Parada, R. 2008. *Concepto y fuentes del derecho administrativo*. Madrid: Marcial Pons.
- Pardo Abad, C.J. 2010. El patrimonio industrial en España: análisis turístico y significado territorial de algunos proyectos de recuperación. *Boletín de la Asociación de Geógrafos Españoles*, 53: 239-264.
- Parejo Bueno, C.; Parejo Coletto, J. 2012. *La minería metálica en el mundo*. El caso particular de Extremadura. Universidad de Extremadura. [http://www.unex.es/conoce-la-uex/centros/eia/archivos/iag/2012/2012\\_06%20Mineria%20metalica%20en%20el%20mundo.%20El%20caso%20particular%20de%20Extremadura.pdf/view](http://www.unex.es/conoce-la-uex/centros/eia/archivos/iag/2012/2012_06%20Mineria%20metalica%20en%20el%20mundo.%20El%20caso%20particular%20de%20Extremadura.pdf/view)
- Pasariello, B., Giuliano, V., Quaresima, S., Barbaro, M., Caroli, S., Forte, G., Carelli, G. y Iavicoli, I., (2002). *Evaluation of the environmental contamination at abandoned mining*

site. *Microchemical Journal*. 73: 245-250.

- Passos, E.A., Alves, J., Santos, I.S., Alves, J.P.H., Garcia, C.A.B., Costa, A.C.S., 2010. Assessment of trace metals contamination in estuarine sediments using a sequential extraction technique and principal component analysis. *Microchem. J*, 96:50–57.
- Paterson, E., Sanka, M., Clark, L., 1996. Urban soils as pollutant sinks: a case study from Aberdeen, Scotland. *Applied Geochemistry*, 11:125–131.
- Paustenbach, D.J., 2000. The practice of exposure assessment: a state of the art review. *Toxicology and Environmental Health, Part B*, 3:179–291
- Pavillon M J. 1969. Les minéralisations plombo-cinzières de Carthagène (Cordillères Bétiques, Espagne). Un exemple d'héritages successifs en métallurgie. *Mineral Deposita*, 4: 368-385.
- Pellegrini S., García G, Peñas-Castejon J.M., Vignozzi N., Costantini E.A.C. 2016. Pedogenesis in mine tails affects macroporosity, hydrological properties, and pollutant flow. *CATENA*, 136: 3-16
- Peng J-f, Song Y-h, Yuan P, Cui X-y, Qiu G-l. 2009. The remediation of heavy metals contaminated sediment. *J Hazard Mater*, 161(2–3):633–40.
- Peng, S., Wang, W., Li, X., Yen, Y., 2004. Metal partitioning in river sediments measured by sequential extraction and biomimetic approaches. *Chemosphere* 57, 839–851.
- Peñuelas J., Filella I. 2002. Metal pollution in Spanish terrestrial ecosystems during the twentieth century. *Chemosphere*, 46: 501–505.
- Pérez de Percebal, M.A. 2003. Historia de la minería metálica murciana en Esteve, M.A., y Martínez, C. *Los recursos naturales de la Región de Murcia. Un análisis interdisciplinar*. Universidad de Murcia, pp 297-322.
- Pérez de Perceval, M. Á. 1989. *La minería almeriense contemporánea (1800-1930)*. Zéjel, Almería, 305 pp.
- Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M.J., García-Rizo C. 1999. Lead Mobilization in Calcareous Agricultural Soils. *En: Fate and Transport of Heavy Metals in the Vadose Zone*. Eds. Selim, H. M., Iskandar, I. K. *Lewis Publishers*. 328 pp.
- Pérez, Lourdes; Moreno, Ana María; Gonzalez, Juana. 2000. Valoración de la calidad de un suelo en función del contenido y disponibilidad de metales pesados. *Edafología*, 7 (3): 113-120.
- Pérez-López, R., Álvez-Valero, Nieto, J.M., Sáez, R., Matos, J.X., 2008. Use of sequential extraction procedure for assessing the environmental impact at regional scale of São Domingos Mine (Iberian Pyrite Belt). *Appl. Geochem*, 23:3452–3463
- Pérez-Santana S, Pomares AM, Villanueva TM, Peña Icart M, Brunori C, Morabito R. 2007. Total and partial digestion of sediments for the evaluation of trace element environmental pollution. *Chemosphere*, 66(8):1545–53
- Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M.J., Vidal, J. y Sánchez, A. 2003. The role of low quality irrigation water in the desertification of semi-arid zones in Murcia, SE Spain. *Geoderma*, 113. pp. 109-125.
- Perin G., Fabris R., Manente S., Rebello Wagener A., Hamacher C., and Scotto S. 1997. A five-year study on the heavy metal pollution of Guanabara Bay sediments (Rio de Janeiro, Brazil) and evaluation of the metal bioavailability by means of geochemical speciation.

*Water Research*, 31:3017–3028.

- Pernas García, J.J., 2013. La transposición de la directiva de emisiones industriales en la Ley 1672002 de revisión y control integrados de la contaminación», *Actualidad Jurídica Ambiental*, 3:1-54.
- Perry, D.A. & Amaranthus, M.P., 1989. Microorganisms and Reclamation of Degraded Ecosystems. In: Berger, J. J. (Ed.). *Environmental Restoration. Science and Strategies for Restoring the Earth*. Island Press, Washington, D.C. 94-102.
- Peters, W.C., 1978. *Exploitation and mining geology*. John Wiley & Sons, NY. 696 pp.
- Phipps, D.A., 1981. Chemistry and biochemistry of trace metals in biological systems In: Lepp, N.W. (Ed.). *Effect of Heavy Pollution on Plants*. *Applied Science Publishers*, London U.K. 1-54.
- Pierzynski, G.M., Sims, J. T. y Vance, G.F. 2000. *Soils and Environmental Quality*. *CRC Press*. 459 pp.
- Pierzynski, G.M., Sims, J.T., Vance, G.F., 2005. *Soils and Environmental Quality*. *CRC Press*, Taylor & Francis, New York, USA.
- Pope CA, Burnett RT, Thun MJ, Calle EE, Krewski D, Ito K, & Thurston, G. D. 2002. Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. *JAMA* 287(9):1132–41.
- Pope CA. 1996. Particulate pollution and health: a review of the Utah valley experience. *J Expo Anal Environ Epidemiol.*, 6:23-34.
- Porta, J., López Acevedo, M., Roquero, C. 1994. Degradación de suelos y calidad ambiental. En: *Edafología para la Agricultura y el Medio Ambiente*. Ediciones Mundi-Prensa. Madrid. 807pp.
- Poveda Gómez, P., Lozano Cutanda, B., "Principales novedades de la nueva ley de residuos y suelos contaminados". *Diario La Ley*. *La Ley*, 2011.
- Prieto Álvarez, T." Comentarios sistemáticos a la ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. Título I. Disposiciones y principios generales de la ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados: aproximación a su esencia y elementos estructurales que la condicionan y conforman. *Revista Aranzadi de Derecho Ambiental* 2015.
- Puche Riart, O. 2000. La conservación del Patrimonio Geológico y Minero. *En: Ciento cincuenta años (1849-1999)*. Estudio e Investigación en Ciencias de la Tierra. Instituto Tecnológico Geo Minero de España, Madrid, 73-101.
- Puche Riart, O., García Cortes, A., Mata Perelló, J. M. 1994. *Conservación del patrimonio histórico minero-metalúrgico español*. IX Congreso Internacional de Minería y Metalurgia, León, T. 5, 433-448.
- Pueyo, M., Mateu, J., Rigol, A., Vidal, M., Lopez-Sanchez, J.F., Rauret, G., 2008. Use of modified BCR three-step sequential extraction procedure for the study of trace elements dynamics in contaminated soils. *Environ. Pollut.* 152, 330–341.

## Q

- Queralt, I., Pujals, I., Barreiros, A., y Bordalo, M. 2002. *Efectos del abandono de la mina Victoria (Val d'Aran, Lleida, España)*. Sobre el quimismo de las aguas superficiales. *Actas*

do II Congreso Internacional sobre Patrimonio Geológico e Minero.Lisboa.575-582 pp.

- Quevauviller P, Rauret G, López-Sánchez JF, Rubio R, Ure A, Muntau H. 1997. Certification of trace metal extractable contents in a sediment reference material (CRM 601) following a three-step sequential extraction procedure. *Sci Total Environ*, 205 (2–3):223–34.
- Quevauviller, Ph., Rauret, G., Muntau, H., Ure, A.M., Rubio, R., López Sánchez, J.F., Fiedler, H.D., Griepink, B. 1994. Evaluation of sequential extraction procedure for the determination of extractable trace metal contents in sediments. *Fresen. J. Anal.Chem.* 349. pp. 808-814.
- Quintana López. T., *La repercusión de las actividades mineras en el medio ambiente. Su tratamiento jurídico.* Montecorvo, 1987.

## R

- Ramallal Rumbo, L.1940. *La silicosis en las minas de oro de Rodalquilar.* Universidad Central (Madrid), Facultad de Medicina. Tesis inédita, 72 pp. Unidad Bibliográfica y Documental de Tesis Doctorales de la Biblioteca de la Universidad Complutense de Madrid, Pabellón de Gobierno, Madrid.
- Rammlmair, D. 2002. *Hard pan formation on mining residuals.* In *Uranium in the Aquatic Environment* (pp. 173-182). Springer Berlin Heidelberg.
- Rammlmair, D., Grisseemann, C., Graupner, T., Meima, J. A., & Romero-Baena, A. (2008). Acid mine drainage remediation starts at the source. Post mining problems related to polymetallic sulfide mining. *Macla*, 10, 17-19.
- Rao, C.R.M., Sahuquillo, A., López-Sánchez, J.F., 2008. A review of the different methods applied in environmental geochemistry for single and sequential extraction of trace elements in soils and related materials. *Water Air Soil Pollut.* 189, 291–333.
- Rauret, G., Lopez-Sanchez, A., Sahuquillo, A., Rubio, R., Davidson, C.M., Ure, A.M., Quevauviller, P., 1999. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. *J. Environ. Monit.* 1, 57–61.
- Redacción del Departamento de Administrativo.2005. *El causante de la contaminación es quien debe responsabilizarse y asumir los gastos de limpieza.* *Practica Urbanística.* Ed. La Ley
- Regenspurg, S., Brand, A. y Peiffer, S. (2004) Formation and stability of schwertmannite in acidic mining lakes. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 68 (6):1185-1197.
- Reintam, L., 2001. Changes in the texture and exchange properties of skeletal quarry detritus under forest during thirty years. *Proc. Estonian Acad. Sci. Biol. Ecol*, 50(1): 5-13
- Robertson, A. Macg., Devenny, D. Y Shaw, Sc, 1998. Post mining sustainable use plans vs closure plans. *En: Mine Reclamation and Remediation. Proceedings, Twenty Second Annual British Columbia Mining Reclamation Symposium*, p. 95–110.
- Robles-Arenas VM, Rodríguez R, García C, Manteca JI, Candela L .2006. Sulphide-mining impacts in the physical environment: Sierra de Cartagena-La Unión (SE Spain) case study. *Environmental Geology*, 51: 47-64
- Robles-Arenas, V.M. 2007. *Caracterización hidrogeológica de la Sierra de Cartagena-La Unión (SE de la Península Ibérica).* *Impacto de la minería abandonada sobre el medio*

hídrico. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña. 183 p.

- Rodríguez R .2002. *Estudio experimental de flujo y transporte de cromo, níquel y manganeso en residuos de la zona minera de Moa (Cuba): Influencia del comportamiento hidromecánico*. Tesis doctoral. Universidad Politécnica de Cataluña. 461 p.
  - Rodríguez R, Candela L. 2004. Changes in ground water chemistry due to metallurgical activities in an alluvia laquiferin the Moa area (Cuba). *Environmental Geology*, 46(1):71-82
  - Rolandi Sánchez-Solís, M. 1993. Apuntes históricos sobre la minería y la metalurgia antigua del Sureste peninsular (II). *Revista Tierra y Tecnología*, 5, 61-73.
  - Romero A, González I, Galán E. 2006. Estimation of potential pollution of waste mining dumps at Peña del Hierro (Pyrite Belt, SW Spain) as a base for future mitigation actions. *Appl Geochem*, 21(7):1093–108.
  - Romic, M., Romic, D., 2003. Heavy metals distribution in agricultural topsoils in urban area. *Environmental Geology* 43, 795–805.
  - Rose, A.W., Hawkes, H.E. Webb, J.S., 1979. *Geochemistry in Mineral Exploration*, 2nd ed. *Academic Press*. London. 657 pp.
  - Rösner U .1998. Effects of historical mining activities on surface water andground water- and example from North Arizona. *Environmental Geology*,33 (4):224-230
  - Ruby, M.V., 2004. Bioavailability of soil-borne chemicals: abiotic assessment tools. *Human and Ecological Risk Assessment* 10 (5), 647–656.
  - Ruby, M.V., Davis, A., Schoof, R., Eberle, S.S.C.M., 1996. Estimation of lead and arsenic bioavailability using a physiologically based extraction test. *Environmental Science and Technology*, 30: 422–430.
  - Ruby M. V., Schoof R., Brattin W., Goldade M., Post G., Harnois M., Edwards D. 1999. Advances in evaluating the oral bioavailability of inorganics in soil for use in human health risk assessment. *Environmental Science & Technology*, 33(21): 3697-3705.
  - Ruiz de Apodaca Espinosa, Á. 2010. La planificación energética y su sometimiento a evaluación ambiental estratégica. *Revista Catalana de Dret Ambiental*, 1(1).
  - Ruiz de Apodaca Espinosa, Á. M. 2014. La intervención establecida por la Ley sobre la producción y gestión de residuos, los biorresiduos y el restablecimiento de la legalidad ambiental. In *Comentarios sistemáticos a la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados* (pp. 229-378). Aranzadi.
  - Ruiz de Apodaca, A. 2001. *Derecho ambiental integrado: la regulación de los lodos de depuradora y sus destinos*. Ed. Civitas.
  - Ruiz Martínez. V. 2009. *Las acciones civiles en el marco de las reclamaciones por suelos contaminados*. La Ley, N° 7295, Sección Tribuna, Año XXX, Ref. D-372.Ed La Ley
- S**
- Sadeleer, N de, 2005. Residuos, restos y subproductos. *Una trilogía ambigua, IeZ*, n° 3, pp. 11-50.
  - Sadeleer, N de. 1995. Le droit comunautaire et les decrets. *LGDJ-Bruylant, Paris-Bruselas*.
  - Saeki K., Okazaki M., Matsumoto S. 1993. The chemical phase change in heavy metals with drying and oxidation of the lake sediments. *Water Research*, Vol. 27, pp. 1243–1251.

- Sahuquillo, A., López-Sánchez, A., Rubido, R., Rauret, G., Thomas, R.P., Davidson, C.M., Ure, A.M., 1999. Use of a certified reference material for extractable trace metals to assess sources of uncertainty in the BCR three-stage sequential extraction of trace elements in soils and related materials. *Anal. Chim. Acta* 382, 317–327.
- Sallem, M., Iqbal, J., Shah, M.H., 2013. Study of seasonal variations and risk assessment of selected metals in sediments from Mangla Lake, Pakistan. *J. Geochem. Explor.* 125, 144–152.
- Salomons, W. 1995. Environmental impact of metals derived from mining activities: processes, predictions, prevention. *Journal of Geochemical Exploration* 52: 5-23
- Sánchez Gómez, J. 1989. *De minería, metalurgia y comercio de metales*. Universidad de Salamanca & I.T.G.E., Madrid, 789 pp.
- Sánchez J, Marino N, Vaquero MC, Ansorena J, Legórnuru I. 1998. Metal pollution by old lead-zinc mines in Urumea River Valley (Basque Country, Spain). *Soil, Biota and Sediment. Water, Air and Soil Pollution.*, 107:303-319
- Santamaría Arinas, R. J. 1997. Administración Pública y Prevención Ambiental: *El Régimen Jurídico de la Producción de Residuos Peligrosos*. Instituto Vasco de Administración Pública. Bilbao, pág 192.
- Santamaria Arinas, R. J. S. 2011. La intervención administrativa en el uso industrial de subproductos y materias primas secundarias ante a jurisdição dos novos direitos. *Medio Ambiente & Derecho: Revista electrónica de derecho ambiental*, (22).
- Sanz Rubiales, I. 2003. Régimen jurídico administrativo de la restauración de suelos contaminados en el ordenamiento español. *Revista de Derecho Urbanístico y Medioambiente*, 205:45-184.
- Sauquillo, A., Rigol A. y Rauret, G. 2003. Over view of the use of leaching/extraction tests for risk assessment of trace metals in contaminated soils and sediments. *Trends in Analytical Chemistry*, 22: 152-159.
- Sharples, C. 2002. *Concepts and principles of geoconservation*. Tasmanian Parks & Wildlife Service .websit (Version 3).
- Schafer, W.M., Nielsen, G.A., Dollhopf, D.T. & Temple, K.L., 1979. Soil genesis, hydrological properties, root characteristics, and microbial activity of 1-to 50-year-old stripmine poils (EPA-600/7-79-100). *Interagency Energy Environment R&D Report*. U.S. Govt. Printing Office, Washington, DC. 189 pp.
- Schwartz J, Ballester F, Sáez M, Pérez-Hoyos S, Bellido J, Cambra, K., Sunyer, J. 2001. The concentration-response relation between air pollution and daily deaths. *Environ Health Perspect*; 109:1001-1006
- Scott-Fordsmand, J. J., & Pedersen, M. B. (1995). *Soil quality criteria for selected inorganic compounds*. Miljøstyrelsen.
- Sekabira, K., Oryem Origa, H., Basamba, T.A., Mutumba, G., Kakudidi, E., 2010. Assessment of heavy metal pollution in the urban stream sediments and its tributaries. *Int.J. Environ. Sci. Technol.* 7, 435–446.
- Sencindiver, J.C., Ammons, T. & Delp, Ch.H. 1978. *Clasificación of minesoils. a proposed suborder*. 11th Congress of. Int. Soc. Soil. Sci. Edmonton Canada. Abstracts. N° 30.
- Seoáñez Calvo, M. 1999a. El suelo como recurso para el desarrollo. En: Contaminación del



suelo: Estudios, tratamiento y gestión. *Ediciones Mundi-Prensa*.352pp.

- Seoáñez Calvo, M.1999b. Reacción del suelo ante los metales pesados. En: Contaminación del suelo: Estudios, tratamiento y gestión. *Ediciones Mundi-Prensa*.352 pp.
- SERNAGEOMIN-BGR. 2008. *Manual de evaluación de riesgos de faenas mineras abandonadas o paralizadas (FMA/P)*. Golder Associates para SERNAGEOMINBGR.
- Serrano Paredes, O. S.2009. La plasmación de criterios jurisprudenciales en la Directiva 2008/98/CE, de 19 de noviembre, sobre los residuos. *Revista Aranzadi de derecho ambiental*, (16), 145-153.
- Seshan B. R. R., Natesan U., and Deepthi K. 2010, Geochemical and statistical approach for evaluation of heavy metal pollution in core sediments in southeast coast of India. *International Journal of Environmental Science and Technology*, Vol. 7, pp. 291–306.
- Severson R.C. & Gough L.P.B., 1983. Rehabilitation Materials from Surface-Coal Mines in Western U.S.A., Chemical Characteristics of Spoil and Replaced Cover Soil.*Reclam. Reveg. Res.*, 2: 83-102.
- Shepard S.C., Evenden W.G. 1990. Characteristics of plant concentration ratios assessed in a 64-site field survey of 23 elements. *Journal of Environmental Radioactivity* 11, 15–36.
- Shishov, L. L., Tonkonogov, V. D., Lebedeva, I. I., & Gerasimova, M. I. (2001). Russian soil classification system. *VV Dokuchaev Soil Science Institute*, Moscow, 221.
- Shuman, L. M. 1985. Fractionation method for soil microelements. *Soi lScience*, 140:11-22.
- Simonneau J (1973) *Mar Menor. Evolution sedimentologique et geoquimique récent du remplissage*. PhD Thesis. Université Paul Sabatier. 172 p
- Skousen, J. G., Sencindiver, J. C., & Smith, R. M. 1987. *A review of procedures for surface mining and reclamation in areas with acid-producing materials*. The Center.
- Smith, P.L., Redente, E.F. & Hooper, E., 1987. Soil organic matter. In: *Dean Williams, R. & Schuman, G. E. (Eds.)*. Reclaiming mine soils and overburden in the western United States: Analytic parameters and procedures. Soil Conservation Society of America, Ankeny, Iowa. 185-213.
- Smolders AJP, Lock RAC, Vander Velde G, Medina Hoyos RI, Roelofs JGM .2003. Effects of mining activities on heavy metal concentrations in water, sediment and macro invertebrates in different reaches of the Pilcomayo River, South America. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 44:314-323
- Soil Survey Staff, 1993. *Soil Survey Manual*. Agricultural Handbook No. 18. Soil Conservation Service, Washington, DC. 437pp.
- Solano-Marín, A.M. 2005. *Movilización de metales pesados en residuos y suelos industriales afectados por la hidrometalurgia del cinc*. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia, Facultad de Química, Departamento de Química Agrícola, Geología y Edafología. Murcia, España. 267p.
- Sopper, W.E., 1992. Reclamation of mine land using Municipal Sludge. In: Rattan Lal & Stewart, B.A. (Eds.). *Soil Restoration. Advances in Soil Science*, 17: 351-431.
- Soro Mateo B., Álvarez Carreño S.M., Peñas Castejón J.M. 2013. *El laberinto jurídico administrativo de la destrucción ambiental de Portmán*. En: BAÑOS PÁEZ P. Portmán: De

el Portus Magnus del Mediterráneo Occidental a la Bahía Aterrada. Portmán: Editum. p. 431-474.

- Spangler, M.G. & Handy, R.L., 1982. *Soil Engineering*. Harper and Row Publishers, New York. 819 pp.
- Stroganova, M.N., Myagkova, A.D., Prokof'eva, T.V., 1997. The role of soils in urban ecosystems. *Eurasian Soil Science* 30 (1), 82–86.
- Stroo, H. F. & Jencks, E. M., 1982. Enzyme activity and respiration in minesoils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46(3): 548-553.
- Subida, M.D., Berihuete, A., Drake, P., Blasco, J., 2013. Multivariate methods and artificial neural networks in the assessment of the response of infaunal assemblages to sediment metal contamination and organic enrichment. *Sci. Total Environ.* 450–451, 289–300.
- Sundaray S. K., Nayak B. B., Lin S., and Bhatta D. 2011. Geochemical speciation and risk assessment of heavy metals in the river estuarine sediments-A case study: Mahanadi basin, India. *Journal of Hazardous Materials*, 186: 1837–1846.
- Sundaray S. K., Panda U. C., Nayak B. B., and Bhatta D. 2006, Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variation in water quality of Mahanadi river-estuarine system (India): A case study. *Environmental Geochemical Health*, 28: 317–330.
- Sundaray, S.K., Nayak, B.B., Lin, S., Bhatta, D., 2011. Geochemical speciation and risk assessment of heavy metals in the river estuarine sediments — a case study: Mahanadi basin India. *J. Hazard. Mater*, 186: 1837–1846.

## T

- Taller. 2002. Sistemas de información en salud y medio ambiente. Situación actual y perspectivas de futuro. Menorca en 2002 (citado 17 Sep 2004). Disponible en: <http://www.websee.org/>.
- Taner S, Pekey B, Pekey H. 2013. Fine particulate matter in the indoor air of barbeque restaurants: elemental compositions, sources and health risks. *Sci Total Environ*, 454–5: 79–87.
- Templeton, D. M., Ariese, F., Cornelis, R., Danielsson, L. G., Muntau, H., van Leeuwen, H. P., & Lobinski, R. 2000. Guidelines for terms related to chemical speciation and fractionation of elements. Definitions, structural aspects, and methodological approaches (IUPAC Recommendations 2000). *Pure and applied chemistry*, 72(8):1453-1470.
- Tessier A, Campbell PGC, Bisson M. 1979. Sequential extraction for the speciation of particulate trace metals. *Anal Chem*, 51:844–851.
- Thacker SB, Stroup DF, Parrish G, Anderson HA. 1996. Surveillance in environmental public health: issues, systems, and sources. *Am J Epidemiol*, 86: 633-638.
- Thomson, L.M., Frederick, R.R., 2002. *Soils and Fertility*. McGraw-Hill. Ed. Reverte
- Thurman, N.C. & Sencindiver, J.C., 1986. Properties, classification and interpretations of minesoils at two sites in West Virginia. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50: 181-185
- Tiller, K.G., 1989. Heavy metals in soils and their environmental importance. *Australian Journal of Soil Research* 26, 937–957
- Tiller, K.G., 1992. Urban soil contamination in Australia. *Australian Journal of Soil*

*Research* 30, 937–957.

- Tipping E., Hetherington N.B., Hilton J., Thompson D.W., Bowles E., Hamilton-Taylor J. 1985. Artifacts in the use of selective chemical extraction to determine the distribution of heavy metals between oxides of manganese and iron. *Anal. Chem*, 57: 1944-1946.
- Traina, S. J., & Laperche, V. (1999). Contaminant bioavailability in soils, sediments, and aquatic environments. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 96(7): 3365-3371.
- Tsoлова, V.T., Blagoeva, M., Bech, J., Roca, N. y Dimitrov, M., (2014). Pb, Cu and Zn geochemistry in reclaimed soils (Technosols) of Bulgaria. *J. Geochem. Explor.*, Disponible en: <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.02.019>.
- Turekian K.K., K.H. Wedepohl. 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust, *Geol. Soc. Am. Bull*, 72: 175–192.

## U

- Urban H. 1968. Neue Untersuchungen über die geotektonische Entwicklung der Provinz von Cartagena (Spanien) gelegen, Blei-Zinkerz vor kommen. *Mineralium. Deposita*, 3: 162-170
- Ure, A.M., 1996. *Single extraction schemes for soil analysis and related applications*.
- Ure, A.M., Quevauviller, P., Muntau, B., Griepink, B., 1993. Improvements in the determination of extractable contents of trace metals in soils and sediments prior to certification. *EUR Report, Brussels, EN 14763*.
- USEPA 2001. *An overview of Risk Assessment and RCRA*. EPA530-F-00-032. Washington D.C.
- USEPA. 2009. *National Primary Drinking Water Regulations*. EPA 816-F-09-004.
- USGS. 1999. The USGS Abandoned Mine Lands Initiative, Protecting and Restoring the Environment Near Abandoned Mine Lands. *U.S. Geological Survey Fact Sheet* 095-99.
- Usero J, Morillo J, Gracia I. 1998. Comparative study of three sequential extraction procedures for metals in marine sediments. *Environ Int*, 24(4):487–96.
- Uzu, G., Sobanska, S., Aliouane, Y., Pradere, P., Dumat, C., 2009. Study of lead phytoavailability for atmospheric industrial micronic and sub-micronic particles in relation with lead speciation. *Environmental Pollution* 157 (4): 1178-1185.
- Uzu, G., Sobanska, S., Sarret, G., Sauvain, J. J., Pradere, P., & Dumat, C. 2011. Characterization of lead-recycling facility emissions at various workplaces: Major insights for sanitary risks assessment. *Journal of hazardous materials*, 186(2):1018-1027.

## V

- Van Campen, D.R. 1991. Micro nutrients in agriculture. *En: J.J. Mortvedt et al., eds. 2<sup>nd</sup> Edition. SSSA 4. Soil Sci Soc Am, Madison, WI*.
- Van Herreweghe, Samuel, Swennen, Rudy, Vandecasteele, Carlo y Cappuyns, Valérie. 2003. Solid phase speciation of arsenic by sequential extraction in Standard reference materials and industrially contaminated soil samples. *Environmental Pollution*, 122, pp.323-342.
- Van Kamp, I., Leidelmeijer, K., Marsmana, G., de Hollander, A., 2003. Urban environmental quality and human well-being. Towards a conceptual framework and

demarcation of concepts; a literature study. *Landscape and Urban Planning* 65, 5–18

- Van Zyl Dirk JA, Straskraba V.1999. *Mine closure considerations in arid and semi-arid areas. Mine, water & environment*. 1999 IMWA Congress, Sevilla, Spain.213-220
- Vanek A, Boruvka L, Drabek O, Mihaljevic M, Komarek M. 2005. Mobility of lead, zinc and cadmium in alluvial soils heavily polluted by smelting industry. *Plant Soil Environ*, 51(7):316–21.
- Vaquerizo Gil, D. 1994. *Minería y metalurgia en la España prerromana y romana. Excelentísima Diputación Provincial de Córdoba, Córdoba, 233 pp.*
- Vázquez García, D. 2011.*La introducción del concepto de subproducto como una de las principales novedades de la nueva ley 22/2011, de residuos*. Diario La Ley, núm 7722.
- Vecchi R, Marcazzan G, Valli G. 2007. A study on nighttime–daytime PM10 concentration and elemental composition in relation to atmospheric dispersion in the urban area of Milan (Italy). *Atmos Environ*, 41:2136–44.
- Vegter J.J. 1995. *Soil Protection in the Netherlands. En Heavy Metals*. Salomons W., Förstner U. y Mader P. (Eds). Springer, Berlin.
- Venkatramanan S., Ramkumar T., Anithamary I., and Jonathan M. P. 2013, Speciation of selected heavy metals geochemistry in surface sediments from Tirumalairajan river estuary, east coast of India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185: 6563–6578.
- Venkatramanan S., Ramkumar T., Anithamary I., and Vasudevan S. 2014, Heavy metal distribution in surface sediments of the Tirumalairajan river estuary and the surrounding coastal area, east coast of India. *Arabian Journal of Geosciences*, Vol. 7: 123–130.
- Vidal, J., Pérez-Sirvent, C., Martínez-Sánchez, M.J.y Navarro, M. C. 2004. Origin and behaviour of heavy metals in agricultural Calcaric Fluvisols in semiarid conditions. *Geoderma*, 121: 257-270.
- Viladevall, M. y Font, X. 1998. Concentració i dispersió dels elements. Geoquímica del Paisatge. Els Metalls pesants. *Mediambient i Geologia*. Od´EA, 193-213.
- Vilar J B, Egea PM.1985. *La minería murciana contemporánea (1840-1930)*.Caja Murcia-Universidad de Murcia. Murcia.389 p
- Vilar JB, Egea PM, Fernández JC.1991. *La minería murciana contemporánea (1930-1985)*. Instituto Tecnológico Geominero de España.Madrid.256 p.
- Villeneuve P.J., M. Jerrett, D. Brenner, J. Su, H. Chen, J.R. McLaughlin (2014) A case-control study of long-term exposure to ambient volatile organic compounds and lung cancer in Toronto, Ontario, Canada, *Am. J. Epidemiol*,179: 443–451.

## W

- Wallman K., Kersten M., Gruber J., and Forstner U. 1993, Artifacts in the determination of trace metal binding forms in anoxic sediments by sequential extraction. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry*, Vol. 51, pp. 187–200.
- Wang Q, Deng QH, Tang M, Li WW. 2010. Mass concentration and variations of particulate matters PM10 in suburban air of Changsha, China. *J Cent South Univ (Sci Technol)*, 41:2420–3.
- Wang Q., X.H. Bi, J.H. Wang, Y.F. Zhang, Y.C. Feng (2013) Heavy metals in urban ambient PM10 and soil background in eight cities around China, *Environ. Monit. Assess.* 185: 1473–

1482.

- Ward, N. I. 1995. Trace elements. Ed. by FW Fifield and P.J. Haines. Capman &Hall. *Environmental analytical chemistry*, 320-351.
- Warhurst A., Noronha L. 2000. Corporate strategy and viable future land use: planning for closure from the outset of mining. *Natural resources fórum*, 24 (2): 153-164). Blackwell Publishing Ltd.
- Wedepohl K.H., 1995. The composition of the continental crust, *Geochim. Cos-mochim. Acta* 59: 1217–1232.
- Weisz M, Polyák K, Hlavay J. 2000. Fractionation of elements in sediment samples collected in rivers and harbors at Lake Balaton and its catchment area. *Microchem J*, 67: 207–17.
- Wong, C.S.C., Li, X., Thornton, I., 2006. Urban environmental geochemistry of trace metals. *Environmental Pollution*, 142:1–16.
- World Health Organization. 1978. *Principles and Methods for Evaluating the Toxicity of Chemicals*. Part. I. Geneva, W.H.O.
- Wragg, J., Cave, M.R., 2003. In-vitro methods for the measurement of the oral bioaccessibility of selected metals and metalloids in soils: a critical review. P5– 062/TR/01, *British Geological Survey*.
- Wray DS .1998. The impact to fun confined mine tailings and anthropogenic pollution on a semi-arid environment-an initial study of the Rodalquilar mining district, southeast Spain. *Environmental Geochemistry and Health*, 20:29-38.
- WRB, 2015. World reference base for soil resources 2014. *International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps. Update 2015*. Food and Agriculture Organization of the United Nations. Rome, 203 pp.

## Y

- Yang J., E.C. Kim, D.C. Shin, S.O. Jo, Y.W. Lim 2015. Human exposure and risk assessment of cadmium for residents of abandoned metal mine areas in Korea, *Environ. Geochem. Hlth.* 37: 321–332.
- Yang, J.K., Barnett, M.O., Jardine, P.M., Brooks, S.C., 2003. Factors controlling the bioaccessibility of Arsenic (V) and Lead (II) in soil. *Soil and Sediment Contam nation*, 12 (2), 165–179.
- Younger PL, Banwart SA, Hedin RS .2002. *Minewater. Hydrology, Pollution, Remediation*. Kluwer Academic Publishers 442 pp.
- Yu JY .1997. Amass balance approach to estimate the dilution and remove loft he pollutants in stream water polluted by acid mine drainage. *Environmental Geology*, 36(3-4):271-276.
- Yu R, Hu G, Wang L. 2001. Speciation and ecological risk of heavy metals in intertidal sediments of Quanzhou Bay, China. *Environ Monit Assess*, 163(1):241–52.
- Yuan, X., Zhang, L., Li, J., Wang, C., Ji, J., 2014. Sediment proprieties and heavy metal pollution assessment in the river, estuary and lake environments of a fluvial plain, China. *Catena* 119, 52–60.

## Z

- Zauner, G., Monn, L. y Stahr, K. 1999. Heavy metals in soils-forecast of the mobility of cadmium and zinc. *VDLUFA-Schriftenr*, 52: 521-524.
- Zereini F, Wiseman CLS, Puttmann W. 2012. In vitro investigations of platinum, palladium, and rhodium mobility in urban airborne particulate matter (PM10, PM2.5, and PM1) using simulated lung fluids. *Environ Sci Technol*, 46: 10326–33.
- Zhai, Y., Fu, Z., Wang, L., Zeng, G., Li, C., Chen, H., Lu, P. 2012. Characteristic, composition, and sources of TSP investigated by HRTEM/EDS and ESEM/EDS. *Environmental monitoring and assessment*, 184(11): 6693-6707.

## **ANEXOS**

### **ANEXO I. LEGISLACIÓN EN MATERIA DE PROTECCIÓN DE SUELOS.**

#### **NORMATIVA COMUNITARIA.**

- COM. 2002. Comunicación de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo, al Comité de las Regiones. Hacia una estrategia temática para la protección del suelo. Comisión de las Comunidades Europeas. Bruselas, 39 pp.
- COM. 2006a. Propuesta de Directiva 2004/35/CE sobre la protección del suelo. Bruselas, 232 pp.
- COM. 2006. Comunicación del 22 de septiembre de 2006 de la Comisión al Consejo, al Parlamento Europeo, al Comité Económico y Social Europeo y el Comité de las Regiones: Estrategia Temática para la Protección del Suelo. Bruselas: Comisión Europea.
- Decisión de la Comisión de 30 de abril de 2009 por la que se completa la definición de residuos inertes en aplicación del artículo 22, apartado 1, letra f), de la Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo sobre la gestión de los residuos de industrias extractiva.
- Decisión de la Comisión de 18 de diciembre de 2014 por la que se modifica la Decisión 2000/532/CE, sobre la lista de residuos, de conformidad con la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo. (2014/955/UE).
- Directiva 67/548/CEE del Consejo, de 27 de junio de 1967, relativa a la aproximación de las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas en materia de clasificación, embalaje y etiquetado de las sustancias peligrosas. Derogada por el Reglamento (CE) no 1272/2008.
- Directiva 91/689/CEE del Consejo, de 12 de diciembre de 1991, relativa a los residuos peligrosos. Derogada.
- Directiva 1999/45/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 31 de mayo de 1999 sobre la aproximación de las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas de los Estados miembros relativas a la clasificación, el envasado y el etiquetado de preparados peligroso.
- 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 2006/121/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de diciembre de 2006, por la que se modifica la Directiva 67/548/CEE del Consejo, relativa a la aproximación de las disposiciones legales, reglamentarias y administrativas en materia de clasificación, embalaje y etiquetado de las sustancias peligrosas, para adaptarla al Reglamento (CE) nº 1907/2006, relativo al registro, la evaluación, la autorización y la restricción de las sustancias y preparados químicos (REACH), y por el que se crea la Agencia Europea de Sustancias y Preparados Químicos.
- Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 19 de noviembre de 2008, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas. DOUE nº 312. 22/11/2008.
- Directiva 2013/30/UE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de junio de 2013, por la que se modifica la Directiva 2004/35/CE, del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de abril de 2004.
- Reglamento (CE) nº 1907/2006 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 18 de diciembre de 2006, relativo al registro, la evaluación, la autorización y la restricción de las sustancias y preparados químicos (REACH), por el que se crea la Agencia Europea de Sustancias y Preparados Químicos, se modifica la Directiva 1999/45/CE y se derogan el Reglamento (CEE) nº 793/93 del Consejo y el Reglamento (CE) nº 1488/94 de la Comisión así como la Directiva 76/769/CEE del Consejo y las Directivas 91/155/CEE, 93/67/CEE, 93/105/CE y 2000/21/CE de la Comisión.
- Reglamento (CE) nº 440/2008 de la Comisión, de 30 de mayo de 2008, por el que se establecen métodos de ensayo de acuerdo con el Reglamento (CE) nº 1907/2006 del Parlamento Europeo y del Consejo relativo al registro, la evaluación, la autorización y la restricción de las sustancias y preparados químicos (REACH).
- Reglamento (CE) nº 1272/2008 de 16 de diciembre de 2008, sobre clasificación, etiquetado y envasado de sustancias y mezclas, y por el que se modifican y derogan las Directivas 67/548/CEE y 1999/45/CE y se modifica el Reglamento (CE) nº 1907/2006.
- Reglamento (UE) nº 1357/2014 de la Comisión de 18 de diciembre de 2014 por el que se sustituye el anexo III de la Directiva 2008/98/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, sobre los residuos y por la que se derogan determinadas Directivas.



- Reglamento (UE) 2015/1221 de la Comisión de 24 de julio de 2015 por el que se modifica el Reglamento (CE) nº 1272/2000 del Parlamento Europeo y del Consejo sobre clasificación, etiquetado y envasado de sustancias y mezclas, a efectos de su adaptación al progreso técnico y científico.

### **LEGISLACIÓN BÁSICA ESTATAL.**

- Ley 10/1998 de, 21 de abril, de Residuos. (Boletín Oficial del Estado, 22 de abril de 1998, núm. 96, p 13384(13), 13372.
- Ley 22/2011 de, 28 de julio de Residuos y Suelos contaminados. Boletín Oficial del Estado ,29 de julio de 2011, núm. 181, pp. 85650-85705.
- Ley 26/2007 de, 23 de octubre de Responsabilidad Medioambiental. Boletín Oficial del Estado, de 24 octubre de 2007, núm 255, pp. 43229-43250.
- Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental.
- Ley 11/2014, de 3 de julio, por la que se modifica la ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental.
- Orden MAM/304/2002, de 8 de febrero, por la que se publican las operaciones de valorización y eliminación de residuos y la lista europea de residuos.
- Real Decreto 1310/1990, de 29 de octubre, por el que se normaliza la utilización de los lodos de depuración en el sector agrario. BOE núm. 262, de 1 de noviembre de 1990, PP. 32339 - 32340.
- 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. Boletín Oficial del Estado ,18 de enero de 2005, núm. 15, pp.1833-1843.
- 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. Boletín Oficial del Estado, de 23 de diciembre de 2008, núm. 308, pp. 51626 a 51646.
- Real Decreto 183/2015, de 13 de marzo, por el que se modifica el Reglamento de desarrollo parcial de la Ley 26/2007, de 23 de octubre, de Responsabilidad Medioambiental, aprobado por el Real Decreto 2090/2008, de 22 de diciembre.

- 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.

## **LEGISLACIÓN AUTONÓMICA.**

### **Andalucía**

- Orden de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía 18 de diciembre de 1998, por el que se fijan las concentraciones límite en los suelos afectados por el accidente minero de Aznalcollar, para el zinc, cadmio, cobre, plomo y arsénico.
- Decreto 236/2005, de 25 de octubre, por el que se declara BIC la Zona Minera de Riotinto-Nerva, ubicada en los términos municipales de Minas de Riotinto, Nerva y El Campillo, en Huelva. B.O.J.A. 228 de 22 de noviembre de 2005.
- Ley 7/2007, de 9 de agosto de 2007, de gestión integrada de la Calidad Ambiental. BOE núm. 190, páginas 34118 a 34169

### **Aragón**

- Orden 5 de Mayo de 2008 del Departamento de Medio Ambiente por la que se procede al establecimiento de los niveles genéricos de referencia para la protección de la salud humana de metales pesados y otros elementos traza en los suelos de Aragón.

### **Canarias**

- Ley 1/1999, de 29 de enero, de residuos de Canarias.
- Decreto 147/2007, de 24 de mayo, por el que se regula el régimen jurídico de los suelos contaminados en la comunidad autónoma de Canarias y se crea el Inventario de Suelos Contaminados de Canarias.

### **Galicia.**

- Ley 10/2008, de 18 de noviembre, de residuos
- Decreto 60/2009, de 26 de febrero, sobre suelos potencialmente contaminados declaración de suelos contaminados y procedimiento para la declaración de suelos contaminados. DOGA nº 57, de 24 de Marzo de 2.009.

### **La Rioja**

- La Rioja (Niveles genéricos de referencia calculados para La Rioja -IGME, 2007- y publicado en [www.larioja.org](http://www.larioja.org).

### **Madrid.**

- Ley 5/2003, de 25 de marzo, de residuos.
- Decreto 326/1999, de 18 de noviembre por el que se establece el régimen jurídico de los suelos contaminados.
- Orden 2770/2006, 11 de agosto de 2006, del Consejo de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio que se establecen los niveles genéricos de metales pesados y otros elementos traza de la comunidad de Madrid.
- Orden 761/2007, de 2 de abril del Consejo de Medio Ambiente y Ordenación del Territorio que modifica la orden anterior que se establecen los niveles genéricos de metales pesados y otros elementos traza de la Comunidad de Madrid.
- Suelos contaminados. Disponible en <http://www.madrid.org> . [Consulta: 8-04-2014]

### **Murcia.**

- Decreto 93/2009, de 30 de abril, del Consejo de Gobierno de la Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, por el que se declara bien de interés cultural (BIC), con categoría de sitio histórico, la Sierra Minera de Cartagena y La Unión (Murcia). B.O.R.M. nº 99 de 2 de mayo de 2009.

### **País Vasco.**

- Ley 1/2005, de 4 de febrero, para la prevención y corrección de la contaminación del suelo. BOE de 14 de noviembre de 2005, núm. 274, pp.117142-117172.
- Ley 3/1998, de 27 de febrero, sobre normas reguladoras de protección del medio ambiente. BOVP, de 27 de marzo de 1998, núm. 59, pp. 5321-5379.

- Decreto 199/2006, de 10 de octubre, por el que se establece el sistema de acreditación de entidades de investigación y reparación de la calidad del suelo y se determina el contenido y alcance de las investigaciones de la calidad del suelo a realizar por dichas entidades. BOV, de 8 de noviembre de 2006, núm. 213, PP. 21633-21696.
- Decreto 165/2008, de 30 de septiembre, de inventario de suelos que soportan o han soportado actividades o instalaciones potencialmente contaminantes del suelo. BOV, de 24 de octubre de 2008, núm. 204, pp 26080-26084.
- Decreto 453/2013, de 26 de noviembre, sobre la aplicación de lodos en suelos agrarios de la Comunidad Autónoma del País Vasco. BOPV, de 18 de diciembre de 2013, núm. 240 5485 1-36.

### **Valencia**

- Ley 10/2000, de 12 diciembre, de residuos de la Comunidad Valenciana; DOCV núm. 3898 de 15 de Diciembre de 2000 y BOE núm. 5 de 05 de Enero de 2001.

## **ANEXO II. LEGISLACIÓN RELATIVA A LA MINERÍA**

### **NORMATIVA COMUNITARIA.**

- COM, 2007. Comunicación de la Comisión de 21 de febrero de 2007 relativa a la Comunicación interpretativa sobre residuos y subproductos (59 final).
- COM, 2014. Comunicación de la comisión al parlamento europeo, al consejo, al comité económico y social europeo y al comité de las regiones sobre la exploración y producción de hidrocarburos (como el gas de esquisto) utilizando la fracturación hidráulica de alto volumen en la UE.
- Directiva 1986/278/CEE del consejo de 12 de junio de 1986, relativa a la protección del medio ambiente y en particular, de los suelos, en la utilización de los lodos de depuradora en agricultura.
- Directiva 1991/156/CEE del Consejo, de 18 de marzo de 1991, por la que se modifica la Directiva 75/442/CEE del Consejo, de 15 de julio de 1975, relativa a los residuos. DOCE L nº 78, de 26.3.1991.
- Directiva 1996/61/CE del Consejo, de 24 de septiembre de 1996, relativa a la prevención y al control integrado de la contaminación. DO L 257 de 10.10.1996, p. 26. Directiva sustituida por Directiva 2008/1/CE del Parlamento Europeo y del Consejo (DO L 24 de 29.1.2008, p. 8).
- Directiva 97/11/CE del consejo de 3 de marzo de 1997 por la que se modifica la directiva 85/337/CEE relativa a la evaluación de las repercusiones de determinados proyectos públicos y privados sobre el medio ambiente. Diario oficial nº I 073 de 14/03/1997 p. 0005 – 0015.
- Directiva 1999/31/CE del Consejo, de 26 de abril de 1999, relativa al vertido de residuos. DO L 182 de 16.7.1999, p. 1.
- Directiva 2006/12/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 5 de abril de 2006, relativa a los residuos. DO L 114 de 27.4.2006 p. 9, que deroga la Directiva 75/442/CEE del Consejo, de 15 de julio de 1975, relativa a los residuos.

- Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 15 de marzo de 2006 sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas y por la que se modifica la Directiva 2004/35/CE. DOUE L 102/15-33.11/04/2006.
- Decisión 2000/532/CE, de 3 de mayo de 2000, que sustituye a la Decisión 94/3/CE por la que se establece una lista de residuos de conformidad con la letra a) del artículo 1 de la Directiva 75/442/CEE del Consejo relativa a los residuos y a la Decisión 94/904/CE del Consejo por la que se establece una lista de residuos peligrosos en virtud del apartado 4 del artículo 1 de la Directiva 91/689/CEE del Consejo relativa a los residuos peligrosos (DO L 226 de 6.9.2000, p. 3).; Decisión modificada por la Decisión 2001/119/CE (DO L 47 de 16.2.2001, p. 32).
- Decisión 2009/337/CE de la Comisión, de 20 de abril de 2009, relativa a la definición de los criterios de clasificación aplicables a las instalaciones de residuos con arreglo al anexo III de la Directiva 2006/21/CE del Parlamento Europeo y del Consejo sobre la gestión de los residuos de industrias extractivas. DO L 102 de 22.4.2009, p. 7.
- Reglamento (CE) 1272/2008, de 16 de diciembre de 2008, sobre clasificación, etiquetado y envasado de sustancias y mezclas y por el que se modifican y derogan las Directivas 67/548/CEE y 1999/45/CE y se modifica el Reglamento (CE) nº 1907/2006. DOUE núm. 353, de 31 de diciembre de 2008, pp.1 a 1355.

## **LEGISLACIÓN BÁSICA RELATIVA A LA MINERÍA**

- Ley 22/1973 de 21 de julio, de Minas. (Boletín Oficial del Estado, 24 de julio de 1973, núm. 176, p.15156-15071.
- Real Decreto 2857/1978. de 25 de agosto, por el que se aprueba el Reglamento General para el Régimen de la Minería. BOE núm. 295, de 11 de diciembre de 1978, pp. 27847 a 27856.
- 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 la actividad minera. Boletín Oficial del Estado, 13 de junio de 2009, núm. 14, pp. 49948-49993.
- Real Decreto 777/2012 de 4 de mayo por el que se modifica el 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 las actividades mineras. Boletín Oficial del Estado 17 de mayo de 2012, núm. 118, pp. 35903-35922.

- Orden MAM/304/2002. Lista europea de residuos de conformidad con la letra a) del artículo 1 de la Directiva 75/442/CEE, sobre residuos, y con el apartado 4 del artículo 1 de la Directiva 91/689/CEE, sobre residuos peligrosos (aprobada por la Decisión 2001/118/CE, de 16 de enero y 2001/119, de 22 de enero, y por la Decisión del Consejo 2001/573, de 23 de julio.
- Real Decreto 116/1984, de 9 de mayo sobre explotación y restauración de espacios afectados por explotaciones de carbón a cielo abierto. Se aplica la Disposición Adicional cuarta. Real Decreto 975/2009.
- Real Decreto 1481/2001, de 27 de diciembre, por el que se regula la eliminación de residuos mediante depósito en vertedero. BOE núm. 25, de 29 de enero de 2002, pp. 3507 a 3521.
- Ley 21/2013, de 9 de diciembre, de evaluación ambiental. BOE núm. 296, de 11 de diciembre de 2013, pp. 98151 a 98227.
- Real Decreto 717/2010, de 28 de mayo, por el que se modifican el Real Decreto 363/1995, de 10 de marzo, por el que se aprueba el Reglamento sobre clasificación, envasado y etiquetado de sustancias peligrosas Real Decreto 255/2003, de 28 de febrero, por el que se aprueba el Reglamento sobre clasificación, envasado y etiquetado de preparados peligrosos. BOE núm. 139 de 8 de junio de 2010 pp. 48916-48917.
- Ley 16/2002, de 1 de julio, de Prevención y Control Integrados de la Contaminación. BOE núm. 157, de 2 de julio de 2002, páginas 23910 a 23927.
- Ley 5/2013, de 11 de junio, por la que se modifican la Ley 16/2002, de 1 de julio, de prevención y control integrados de la contaminación y la Ley 22/2011, de 28 de julio, de residuos y suelos contaminados. BOE núm. 140, de 12 de junio de 2013, pp. 44257 a 44288.
- Ley 30/1992, de 26 de noviembre, de Régimen Jurídico de las Administraciones Públicas y del Procedimiento Administrativo Común. BOE núm. 285, de 27/11/1992. Texto consolidado. 13 de diciembre de 2013. pp1-55.

### ANEXO III. PRINCIPALES SENTENCIAS.

- Sentencia Tribunal Constitucional 4 de noviembre de 1982.
- Sentencia Tribunal Constitucional 28 de julio de 1981.
- Sentencia Tribunal Constitucional 26 de junio de 1995.
- Sentencia Tribunal Superior de Justicia Castilla y León 4 de diciembre de 2013 (5376/2013).
- Sentencia Tribunal Superior de Justicia Castilla y León 5 de diciembre de 2013 (5641/2013).
- STJ de 28 de marzo de 1990 (C-359/88); *Zanetti y otros*: prejudicial: concepto de residuo: definición nacional que excluya sustancias y objetos susceptibles de reutilización económica no es compatible con las Directivas.
- STJ de 28 de marzo de 1990 (C-206/88 y 207/88); *Vessoso y Zanetti*: prejudicial: concepto de residuo: no excluye reutilización económica. No presupone intención de excluir reutilización económica por terceras personas.
- STJ de 10 de mayo de 1995 (C-422/92): incumplimiento por Alemania Directiva-marco (concepto de residuo) y Directiva tóxicos (programas) pero no de Directiva traslados.
- STJ de 18 de diciembre de 1997 (C-129/96); *Inter- Environnement Wallonie*: concepto de residuo: la integración, directa o indirecta, en un proceso de producción industrial tampoco excluye.
- STJ de 25 de junio de 1997 (C-304/94, C-330/94, C-342/94 y C-224/95), *Tombessi y otros*; el concepto de residuo no excluye la reutilización económica, aunque los materiales de que se trate puedan ser objeto de transacción o de cotización en listas comerciales públicas o privadas.
- STJ de 15 de junio de 2000 (C-418/97 y C-419/97); *ARCO*: concepto de residuo: acción de “desprenderse” y Anexo II.B DM. Doctrina de los indicios para que las autoridades nacionales distingan entre residuo y residuo de producción.
- STJ de 18 de abril de 2002, (C-9/00); *Palin Granit Oy*: concepto de residuo. El propio Tribunal comienza a aplicar la “doctrina de los indicios”: la ganga minera es residuo.



- STJ de 11 de septiembre de 2003 (C-1146/01), *Avesta Polarit Chrome Oy*: concepto de residuo y ámbito de aplicación (art. 2.1.b DM). La ganga minera puede no ser considerada residuo en determinadas circunstancias.

-ATJ de 15 de enero de 2004 (C-235/02) *Saetti y Frediani*: concepto de residuo. El coque del petróleo no es residuo.

-STJ de 7 de septiembre de 2004 (C-1/03), *Van de Walle*: conceptos de “residuo”, “productor de residuos” y de “poseedor de residuos”. Con ocasión de una fuga en una gasolinera, “los hidrocarburos vertidos de manera no dolosa y que causan la contaminación de la tierra y las aguas subterráneas son residuos” y “lo mismo cabe decir respecto a la tierra contaminada por hidrocarburos, incluso en el supuesto de que esta tierra no haya sido excavada”.

- STJ de 11 de noviembre de 2004 (C-457/02), *Niselli*: conceptos de residuo y residuo de producción o de consumo que puede ser reutilizado. Criterios generales de distinción (chatarra).

- STJ de 8 de septiembre de 2005 (C-121/03), *Comisión contra España*. Instalaciones porcinas en Gerona. Incumplimiento Directivas EIA y calidad de las aguas para consumo humano. Pero no de las Directivas de residuos. Concepto de residuo: igual que la anterior.

- STJ de 8 de septiembre de 2005 (C-416/02), *Comisión contra España*. Instalación porcina en Almería. Incumplimiento Directivas aguas residuales urbanas y nitratos. Pero no de las Directivas de residuos. Concepto de residuo: el estiércol no es residuo. Los cadáveres de animales sí, pero están excluidos del ámbito de aplicación de la Directiva-marco al estar cubiertos por otra legislación comunitaria (Directiva 90/667 y Reglamento 1774/2002).

-ATJ de 28 de enero de 2005 (C-208/04), *Inter-Environnement II*: concepto de residuo. El artículo 1.a) DM “se opone a que los Estados creen una nueva categoría de materias no comprendidas ni en la categoría de residuos ni en la de productos, cuando esta nueva categoría de materias pueda contener sustancias u objetos que puedan responder a la definición del concepto de “residuo” establecida en dicha disposición”.

-STJ de 24 de junio de 2008 (C-188/07), *Commune de Mesquer*: concepto de residuo en relación con daños causados por naufragio del petrolero Erika. El fuelóleo pesado vendido como combustible no es un residuo, toda vez que se explota o se comercializa en

condiciones económicamente ventajosas y que puede ser efectivamente utilizada como combustible sin necesidad de una operación previa de transformación. Pero “los hidrocarburos vertidos accidentalmente en el mar a raíz de un naufragio, mezclados con agua y con sedimentos, y que se desplazan a la deriva a lo largo de las costas de un Estado miembro hasta quedar depositados en éstas, constituyen residuos, toda vez que ya no pueden ser explotados ni comercializados sin una operación previa de transformación”. A efectos de la aplicación del artículo 15 DM, se puede considerar que el vendedor de los hidrocarburos y fletador del buque es el productor de dichos residuos si “ha contribuido al riesgo de que se produzca la contaminación ocasionada por el naufragio, en particular si no adoptó las medidas adecuadas para evitar tales hechos, como las relativas a la elección del buque”. Y ello con independencia de las limitaciones que establecen los Convenios internacionales sobre responsabilidad por hidrocarburos.

-STJ (Sala Segunda) de 4 de diciembre de 2008 (C-317/07), Lahti Energia Oy, concepto de residuo en DI: sólido y líquido, no gaseoso

- Sentencia Tribunal de Justicia Unión Europea de 7 de marzo de 2013.Asunto C-358/11.*Reach (residuo peligroso)*.

-Sentencia Tribunal de Justicia Unión Europea de 12 de diciembre de 2013.Asunto C-241/12 y C-242/12.

## ANEXO IV. GRÁFICOS

| <b>Gráficos</b> | <b>Título</b>  | <b>Página</b> |
|-----------------|--|---------------|
| Gráfica 1       | Evolución de las exportaciones mundiales de recursos naturales por productos, 1990-2008 (en miles de millones de \$).  | 12            |
| Gráfica 2       | Exportaciones mundiales de mercancías por grupos de productos, 2007 (en miles de millones de \$).                      | 12            |
| Gráfica 3       | Generación de residuos por sectores, 2013 (en porcentaje).<br>Fuente: Programa Estatal de Prevención de Residuos 2013. | 13            |
| Gráfica 4       | Evolución histórica de los niveles de Pb en un ecosistema de turberas.   | 26            |
| Gráfica 5       | Representación gráfica de la relación entre la dosis y la intensidad del efecto.                                       | 59            |

## ANEXO V. FIGURAS.

| <b>Figura</b> | <b>Título</b>  | <b>Página</b> |
|---------------|--|---------------|
| Figura 1.     | Las actividades mineras y el impacto ambiental (adaptado a partir de Dundka y Adriano, 1997) | 68            |
| Figura 2.     | Diagrama de movilidad de metales pesados en suelo  | 83            |
| Figura 3.     | Vías de contaminación de metales pesados en suelos. Adaptado de Calvo de Anta (1997)         | 83            |

## ANEXO VI. TABLAS.

| <b>Tablas</b> | <b>Título</b>   | <b>Páginas</b> |
|---------------|---|----------------|
| Tabla 1       | Contenido de elementos traza de los principales tipos de roca (mg/kg) (adaptado de Krauskopf, 1967 y Rose et al., 1979)                 | 73             |
| Tabla 2       | Elementos traza constitutivos de los minerales más comunes (adaptado de Mitchell, 1964)   | 74             |
| Tabla 3       | Minerales y metales no ferrosos más comunes presentes en escorias de minería y fundición (adaptado de Rose et al., 1979 y Peters, 1978) | 76             |
| Tabla 4       | Cuantificación de contaminantes de efluentes industriales relacionados con la industria minera. (Hernández Muñoz, 1996).                | 77             |
| Tabla 5       | Elementos tóxicos de interés. (Tomado de Solano-Marín, 2005).   | 78             |

## **ANEXO VII. RESIDUO MINERO INERTE.**

**Lista de residuos inertes relativa al RD 777/2012 recogido en el anexo I.**

### **Anexo I. Lista de Residuos Inertes**

#### **01 01 Residuos de la extracción de minerales.**

01 01 02 Residuos de la extracción de minerales no metálicos.

#### **01 04 Residuos de la transformación física y química de minerales no metálicos.**

01 04 08 Residuos de grava y rocas trituradas distintos de los mencionados en el código 01 04 07.

01 04 09 Residuos de arena y arcillas.

01 04 10 Residuos de polvo y arenilla distintos de los mencionados en el código 01 04 07.

01 04 12 Estériles y otros residuos del lavado y limpieza de minerales, distintos de los mencionados en los códigos 01 0407 y 01 04 11.

01 04 13 Residuos del corte y serrado de piedra distintos de los mencionados en el código 01 04 07.

#### **01 05 Lodos y otros residuos de perforaciones.**

01 05 04 Lodos y residuos de perforaciones que contienen agua dulce.

## **ANEXO VIII.-RESIDUOS MINEROS PELIGROSOS.**

La Lista Europea de Residuos, recogida en la Orden MAM/304/2002, dedica el capítulo uno a los residuos de la prospección, extracción de minas y canteras y tratamientos físicos y químicos de minerales, y tiene el siguiente contenido:

*01 Residuos de la prospección, extracción de minas y canteras y tratamientos físicos y químicos de minerales.*

### **01 01 Residuos de la extracción de minerales**

01 01 01 Residuos de la extracción de minerales metálicos

01 01 02 Residuos de la extracción de minerales no metálicos

### **01 03 Residuos de la transformación física y química de minerales metálicos**

01 03 04\* Estériles que generan ácido procedentes de la transformación de sulfuros

01 03 05\* Otros estériles que contienen sustancias peligrosas

01 03 06 Estériles distintos de los mencionados en los códigos 01 03 04 y 01 03 05

01 03 07\* Otros residuos que contienen sustancias peligrosas procedentes de la transformación física y química de minerales metálicos

01 03 08 Residuos de polvo y arenilla distintos de los mencionados en el código 01 03 07

01 03 09 Lodos rojos de la producción de alúmina distintos de los mencionados en el código 01 03 07

01 03 99 Residuos no especificados en otra categoría.

### **01 04 Residuos de la transformación física y química de minerales no metálicos**

01 04 07\* Residuos que contienen sustancias peligrosas procedentes de la transformación física y química de minerales no metálicos

01 04 08 Residuos de grava y rocas trituradas distintos de los mencionados en el código 01 04 07

01 04 09 Residuos de arenas y arcillas

01 04 10 Residuos de polvo y arenilla distintos de los mencionados en el código 01 04 07

01 04 11 Residuos de la transformación de potasa y sal gema distintos de los mencionados en el código 01 04 07

01 04 12 Estériles y otros residuos del lavado y limpieza de minerales distintos de los mencionados en el código 01 04 07 y 01 04 11

01 04 13 Residuos del corte y serrado de piedra distintos de los mencionados en el código 01 04 07

01 04 99 Residuos no especificados en otra categoría

**01 05 Lodos y otros residuos de perforaciones**

01 05 04 Lodos y residuos de perforaciones que contienen agua dulce

01 05 05\* Lodos y residuos de perforaciones que contienen hidrocarburos

01 05 06\* Lodos y otros residuos de perforaciones que contienen sustancias peligrosas

01 05 07 Lodos y residuos de perforaciones que contienen sales de bario distintos de los mencionados en los códigos 01 05 05 y 01 05 06

01 05 08 Lodos y residuos de perforaciones que contienen cloruros distintos de los mencionados en los códigos 01 05 05 y 01 05 06

01 05 99 Residuos no especificados en otra categoría

En la lista precedente, los códigos marcados con asterisco son considerados residuos peligrosos, pero esta clasificación como residuos peligrosos no debe entenderse como cerrada e inamovible. Así, un residuo marcado con asterisco puede ser un residuo no peligroso, si se demuestra que no presenta ninguna de las características de peligrosidad