



UNIVERSIDAD DE BURGOS

FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE QUÍMICA
AREA DE EDAFOLOGÍA Y Q. AGRICOLA



Universidad del País Vasco Euskal Herriko Unibertsitatea

FACULTAD DE CIENCIA Y TECNOLOGÍA
DEPARTAMENTO DE BIOLOGÍA
VEGETAL Y ECOLOGÍA

TESIS DOCTORAL

EDAFOGÉNESIS EN ESCOMBRERAS MINERAS DE LA PROVINCIA DE BURGOS Y SU RELACIÓN CON LA VEGETACIÓN

Realizada en los Departamentos de Química (Área de Edafología y Química Agrícola) de la Universidad de Burgos (UBU) y de Biología Vegetal y Ecología de la Universidad del País Vasco (UPV/EHU), bajo la dirección de la Dra. Milagros Navarro González y la Dra. Itziar García Mijangos.

Presentada por: **D^a M^a DE LOS ÁNGELES NICOLÁS CONTRERAS**

Para obtener el Grado de Doctor en Ciencias

D^a Milagros Navarro González, profesora Titular de Escuela Universitaria de Edafología y Química Agrícola de la Universidad de Burgos y **D^a Itziar García Mijangos**, profesora Titular de Botánica de la Facultad de Ciencias y Tecnología de la Universidad del País Vasco/EHU .

CERTIFICAN: Que la presente memoria experimental titulada:

Edafogénesis en escombreras mineras de la provincia de Burgos y su relación con la vegetación.

Ha sido realizada por la Licenciada en Ciencias Biológicas, **D^a M^a DE LOS ÁNGELES NICOLÁS CONTRERAS**, en los Departamentos de Química (Área de Edafología y Química Agrícola) de la Universidad de Burgos y Biología Vegetal y Ecología, de la Facultad de Ciencia y Tecnología de la Universidad del País Vasco y hallándose concluida, ambas directoras autorizan su presentación a fin de ser juzgada por el tribunal correspondiente

y para que conste, expiden el presente certificado en Burgos a
11 de Enero del 2010

D^a Milagros Navarro González

D^a Itziar García Mijangos

Quiero dar las gracias a todas las personas que de una manera u otra han hecho posible la realización de este trabajo y muy especialmente a mis dos directoras, Milagros Navarro e Itziar García, por su paciencia y apoyo a lo largo de los diferentes años en que por unos motivos u otros no concretamos la finalización de esta tesis que hoy por fin termino con estas líneas.

GRACIAS

*Con todo mi cariño para
Inés, Daniel y José Antonio*

Resumen

En la segunda mitad del siglo pasado y principios de este siglo, se desarrolló en la provincia de Burgos una gran actividad minera para la explotación de diferentes materiales: hulla, lignito, hierro, cobre, manganeso, plomo, zinc, turba, glauberita, y petróleo. Aquella actividad generó numerosas escombreras, que con el paso del tiempo podemos encontrar en diferentes estadios de regeneración. Ello ha permitido realizar un estudio sobre los cambios edáficos asociados al grado de cobertura vegetal dentro de una misma escombrera, determinando las propiedades físicas y químicas del suelo e inventariando la vegetación existente.

En el presente trabajo se han seleccionado siete escombreras de minas en las cuales se explotaron diferentes materiales: manganeso en la localidad de Puras de Villafranca, hierro en Olmos de Atapuerca, carbón hulla en Alarcia, carbón lignito en Contreras, plomo y cobre en Pineda de La Sierra y cobre gris en la localidad de Rupelo.

En las escombreras generadas en dichas explotaciones se seleccionaron los diferentes puntos de muestreo: cinco en las 4 primeras y 3 en las tres últimas, siguiendo criterios de menor a mayor cobertura vegetal.

En dichas parcelas se tomaron muestras de suelo y se realizó un inventario florístico de las mismas durante dos años, en los meses de Junio a Septiembre. En las muestras de suelo se efectuaron análisis físicos y químicos así como contenido de 9 metales, mientras que de la vegetación se confeccionó una ficha por cada taxón describiendo el día de recogida, grado de cobertura y abundancia.

Los resultados obtenidos mostraron que los parámetros edafogénicos habían evolucionado en las diferentes parcelas, acercándose en aquellas que tenían mayor cobertura vegetal a los parámetros propios de los suelos naturales, así el pH se neutralizaba y la materia orgánica se incrementaba, (salvo en las escombreras de carbón donde los altos valores de la materia orgánica de la parcela 1, son debidos al carbón mineral). También el contenido en nitrógeno y fósforo, sufre una evolución paralela al desarrollo vegetal dando lugar a una la relación C/N próxima a la de suelos naturales.

En cuanto al contenido en metales, de forma general se observó una disminución paralela a la evolución de los parámetros edáficos, acercándose estos valores al índice

fitotóxico dado por Kabata Pendias y Pendias (1992), con las excepciones de algunas escombreras (manganeso de Puras y cobre de Rupelo y Pineda), en las cuales el metal explotado siguió la misma pauta de disminución al incrementarse la vegetación pero los valores continuaron siendo superiores a dicho índice en todas las parcelas.

Otra excepción en lo que respecta a los metales es la que presentan las tres escombreras con tres puntos de muestreo (las dos escombreras de cobre y la de plomo), donde se ha podido observar como algunos metales sufren un lavado desde las parcelas situadas en la cima de la escombrera (parcela 1), hacia la base (parcela 3), encontrando en esta parcela, a pesar de tener más vegetación, valores más altos de algunos metales. La explicación radica en que son escombreras de pH ácido, sometidas a intensos lavados durante los años que llevan abandonadas.

En cuanto al inventario florístico se pudo comprobar que las especies presentes en las diferentes parcelas estaban relacionadas de forma directa con el pH de los materiales edáficos de cada escombrera y que los taxones presentes formaban parte de la flora del entorno, coincidiendo los datos obtenidos tanto por familias, como por biotipos, con el último estudio realizado en la provincia de Burgos por Alejandro *et al.* (2006), donde predominan las familias Poaceae, Fabaceae y Asteraceae y los biotipos Terófito y Hemicriptófito.

EDAFOGÉNESIS EN ESCOMBRERAS MINERAS DE LA PROVINCIA DE BURGOS
Y SU RELACIÓN CON LA VEGETACIÓN.

ÍNDICE

| | |
|--|--------|
| 1.- CAPÍTULO I: INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS | Página |
| 1.1.- INTRODUCCIÓN..... | 1 |
| 1.2.-HISTORIA DE LA MINERÍA BURGALESA..... | 3 |
| 1.3.-HISTORIA DE LA FLORA BURGALESA..... | 8 |
| 1.4.-OBJETIVOS..... | 10 |
| 2.- CAPÍTULO II: PLANTEAMIENTO DEL TRABAJO Y ÁREA DE ESTUDIO | |
| 2.1.-RECOPIACIÓN DE LA INFORMACIÓN..... | 11 |
| 2.2.-PLANTEAMIENTO DEL TRABAJO..... | 11 |
| 2.3.-ÁREA DE ESTUDIO..... | 14 |
| 3.- CAPÍTULO III: REVISIONES BIBLIOGRÁFICAS | |
| A.-EL SUELO | |
| 3.1.-EL CONCEPTO DE CONTAMINACIÓN..... | 25 |
| 3.2.-LOS METALES PESADOS -ELEMENTOS TRAZA- Y EL SUELO..... | 25 |
| 3.3.-ORIGEN DE LOS METALES DE RIESGO EN EL SISTEMA SUELO..... | 26 |
| a) Origen natural..... | 26 |
| b) Origen antrópico..... | 28 |
| 3.4.-NUEVAS RAZONES PARA REGULAR LA PRESENCIA DE LOS “ELEMENTOS TRAZA”..... | 30 |
| 3.5.-CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS ORIGINADOS EN ÁREAS ALTERADAS POR ACTIVIDADES MINERAS..... | 32 |
| 3.6.-TIPOS DE ESTRUCTURAS PRESENTES EN LOS TERRENOS POR ALTERADOS MINERÍA..... | 33 |
| 3.6.1.-Propiedades físicas..... | 34 |
| 3.6.2.-Textura..... | 34 |
| 3.6.3.-Elementos gruesos..... | 36 |
| 3.6.4.-Estructura..... | 38 |
| 3.6.5.-Densidad aparente..... | 38 |
| 3.6.6.-Color..... | 39 |
| 3.7.-PROPIEDADES QUÍMICAS..... | 40 |
| 3.7.1.-Riqueza en nutrientes principales..... | 40 |
| A) Nitrógeno..... | 41 |
| B) Fósforo..... | 43 |
| 3.7.2.-pHs extremos y toxicidad..... | 43 |
| A) Acidez..... | 43 |
| B) Metales pesados..... | 46 |
| C) Salinidad y alcalinidad..... | 47 |
| 3.7.3.-Contenido en Materia Orgánica..... | 48 |
| 3.8.-ECOLOGÍA DE SUELOS MINEROS..... | 51 |
| 3.9.-EDAFOGÉNESIS EN SUELOS MINEROS..... | 53 |
| 3.10.-CLASIFICACIÓN DE SUELOS MINEROS..... | 55 |

B.-RELACIÓN ENTRE SUELO Y PLANTA

| | |
|--|----|
| 3.11.-LOS METALES PESADOS EN EL SISTEMA SUELO-PLANTA: ASIMILACIÓN POR PLANTAS..... | 58 |
| A) Mecanismos que condicionan la biodisponibilidad de nutrientes..... | 59 |
| B) Absorción radicular | 60 |
| C) Translocación de metales en el interior de las plantas | 63 |
| D) Interacciones entre “metales pesados” y “nutrientes” en el seno vegetal..... | 63 |
| 3.12.-METALES PESADOS Y TOXICIDAD VEGETAL | 64 |

C.-LAS PLANTAS

| | |
|--|----|
| 3.13.-SELECCIÓN DE ALTERNATIVAS PARA LA UTILIZACIÓN DE TÉCNICAS DE RECUPERACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS..... | 66 |
| A) Técnicas físico-químicas..... | 66 |
| B) Técnicas biológicas | 67 |
| 3.14.-BIORREMEDIACIÓN | 67 |
| 3.15.-FITORREMEDIACIÓN..... | 69 |
| A) Descripción del proceso | 69 |
| B) Fitoextracción de metales..... | 71 |
| C) Factores que inciden en la fitorremediación y consideraciones para su uso | 72 |
| D) Ventajas y limitaciones de la fitorremediación | 73 |
| E) Tiempo y costos de la remediación | 74 |
| F) Uso de plantas transgénicas en la descontaminación de los suelos | 74 |
| 3.16.-ESPECIES NATIVAS DE SUELOS MINEROS: RECONOCIMIENTOS HISTÓRICOS..... | 74 |
| 3.17.-ESPECIES CON POTENCIAL PARA LA FITOEXTRACCIÓN DE METALES: PLANTAS HIPERACUMULADORAS O METALOFITAS..... | 75 |
| 3.18.-HIPERACUMULADORAS DE NÍQUEL | 78 |
| 3.19.-ESPECIES UTILIZADAS EN SUELOS MINEROS DE ESPAÑA | 80 |

4.- CAPÍTULO IV: MATERIAL Y MÉTODOS

| | |
|--|----|
| 4.1.-DESCRIPCIÓN DE LAS PARCELAS MUESTREADAS | 81 |
| 4.1.1.- Escombrera de la mina Rigant de Manganeso..... | 81 |
| 4.1.2.- Escombrera de la mina Esperanza de Hierro..... | 81 |
| 4.1.3.- Escombrera de la mina Generosa de carbón Lignito | 82 |
| 4.1.4.- Escombrera de la mina Nueva Esperanza de carbón Hullas | 83 |
| 4.1.5.- Escombrera de la mina Carmina de Plomo | 84 |
| 4.1.6.- Escombrera de la mina de Cobre Gris | 84 |
| 4.1.7.- Escombrera de la mina Santa Catalina de Cobre..... | 85 |
| 4.2.-ESTRATEGIA EN LA TOMA DE MUESTRAS | 86 |
| 4.3.-ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS..... | 86 |

A.-LA DETERMINACIÓN DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE LAS MUESTRAS DE SUELO

| | |
|--|----|
| 1.- Método para la determinación de la humedad | 87 |
|--|----|

| | |
|---|----|
| 2.- Método para la determinación de la densidad..... | 87 |
| 2.1-Densidad real | 88 |
| 2.2-Densidad aparente..... | 89 |
| 3.-Análisis estructural | 90 |
| 3.1.-Estabilidad de la estructura | 91 |
| 3.2.-Fraccionamiento..... | 91 |
| 4.-Métodos de textura..... | 92 |
| 4.1.-Método rápido manual | 93 |
| 4.2.-Método del densímetro de Bouyaucos..... | 93 |
| 5.-Método de la capacidad de retención de agua (CRA)..... | 97 |

B.-LA DETERMINACIÓN DE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DE LAS MUESTRAS DEL SUELO DE LA ESCOMBRERA

| | |
|---|-----|
| 1.-Método para la determinación del pH | 98 |
| 1.1.- Método para la determinación del pH en agua | 98 |
| 1.2.-Método de determinación de la acidez potencial del suelo mediante valoración de pH en solución de KCl | 99 |
| 2.-Método para la determinación de la conductividad eléctrica..... | 99 |
| 3.-Método para la determinación de la materia orgánica | 99 |
| 4.-Método para la determinación de carbonatos solubles..... | 101 |
| 5.-Método para la determinación de caliza activa | 102 |
| 6.-Método para el estudio del complejo de cambio por valoración de NH ₄ + absorbido | 104 |
| 7.-Determinación el nitrógeno total..... | 106 |
| 7.1.-Evaluación del nitrógeno amoniacal..... | 108 |
| 7.2.-Determinación de nitratos y nitritos..... | 108 |
| 8.-Determinación de fósforo..... | 109 |

C.-MÉTODO PARA LA MEDIDA DE: Fe, Al, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb, Cr y Cd.....

| | |
|--|-----|
| 4.4.-TRATAMIENTOS ESTADÍSTICOS | 114 |
| 4.4.1. Análisis factorial vs componentes principales | 114 |
| 4.4.2 Análisis de ordenación | 115 |

5.- CAPÍTULO V: RESULTADOS Y DISCUSIONES

| | |
|--|-----|
| 5.1.-ESCOMBRERA DE MANGANESO | 117 |
| A.-ANÁLISIS DESCRÍPTIVO DE LOS SUELOS | 117 |
| A.1-PROPIEDADES FÍSICAS | 118 |
| A.2-PROPIEDADES QUÍMICAS | 121 |
| A.3-METALES | 124 |
| B.-ANÁLISIS DESCRÍPTIVO DE LA VEGETACIÓN | 127 |
| 5.2.-ESCOMBRERA DE HIERRO | 132 |
| A.-ANÁLISIS DESCRÍPTIVO DE LOS SUELOS | 133 |
| A.1-PROPIEDADES FÍSICAS | 133 |
| A.2-PROPIEDADES QUÍMICAS | 134 |
| A.3-METALES..... | 137 |
| B.-ANÁLISIS DESCRÍPTIVO DE LA VEGETACIÓN..... | 139 |

| | |
|--|---------|
| 5.3.-ESCOBRERA DE LIGNITO | 144 |
| A.-ANÁLISIS DESCRÍPTIVO DE LOS SUELOS..... | 145 |
| A.1-PROPIEDADES FÍSICAS | 145 |
| A.2-PROPIEDADES QUÍMICAS | 147 |
| A.3-METALES..... | 149 |
| B.-ANÁLISIS DESCRÍPTIVO DE LA VEGETACIÓN..... | 151 |
| 5.4.-ESCOBRERA DE HULLA | 156 |
| A.-ANÁLISIS DESCRÍPTIVO DE LOS SUELOS..... | 156 |
| A.1-PROPIEDADES FÍSICAS | 157 |
| A.2-PROPIEDADES QUÍMICAS | 158 |
| A.3-METALES..... | 161 |
| B.-ANÁLISIS DESCRÍPTIVO DE LA VEGETACIÓN..... | 164 |
| 5.5.-ESCOBRERA DE PLOMO..... | 168 |
| A.-ANÁLISIS DESCRÍPTIVO DE LOS SUELOS..... | 168 |
| A.1-PROPIEDADES FÍSICAS | 168 |
| A.2-PROPIEDADES QUÍMICAS | 170 |
| A.3-METALES..... | 172 |
| B.-ANÁLISIS DESCRÍPTIVO DE LA VEGETACIÓN..... | 175 |
| 5.6.-ESCOBRERA DE COBRE-PINEDA | 179 |
| A.-ANÁLISIS DESCRÍPTIVO DE LOS SUELOS..... | 180 |
| A.1-PROPIEDADES FÍSICAS | 180 |
| A.2-PROPIEDADES QUÍMICAS | 181 |
| A.3-METALES..... | 184 |
| B.-ANÁLISIS DESCRÍPTIVO DE LA VEGETACIÓN..... | 185 |
| 5.7.-ESCOBRERA DE COBRE-RUPELO | 188 |
| A.-ANÁLISIS DESCRÍPTIVO DE LOS SUELOS..... | 189 |
| A.1-PROPIEDADES FÍSICAS | 189 |
| A.2-PROPIEDADES QUÍMICAS | 190 |
| A.3-METALES..... | 191 |
| B.-ANÁLISIS DESCRÍPTIVO DE LA VEGETACIÓN..... | 194 |
| 5.8.-ANÁLISIS DE COMUNIDADES Y SU RELACIÓN CON LAS CARÁCTERÍSTICAS EDÁFICAS Y CLIMÁTICAS..... | 198 |
| 6.- CAPÍTULO VI: CONCLUSIONES | 211 |
| 7.- CAPÍTULO VII: BIBLIOGRAFÍA | 215 |

ANEXOS:

I.-LISTADO GENERAL DE LAS ESCOMBRERAS LOCALIZADAS EN LA
 PROVINCIA DE BURGOS

II.-LISTA TOTAL DE LOS TAXONES IDENTIFICADOS

III.-FOTOGRAFÍAS POR ESCOMBRERAS DE LAS DIFERENTES PARCELAS

CAPÍTULO I

INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

1.1.-INTRODUCCIÓN

Las actividades mineras, como cualquier otra actividad humana que tenga como soporte el medio natural, genera sobre éste una serie de alteraciones. Por un lado está la creación de grandes huecos (subterráneos o superficiales) y por otro la acumulación de los materiales extraídos no aprovechables (Evans, 1995). A estos últimos se los denomina en minería materiales estériles y son depositados en escombreras.

Potencialmente, las actividades extractivas pueden provocar modificaciones (Williamson *et al.*, 1982) sobre los siguientes elementos:

- Morfología y paisaje: tanto los huecos generados por las excavaciones como las escombreras suponen un cambio en la morfología natural de la zona y una pérdida en la calidad del paisaje.
- Suelos: tanto en las zonas excavadas como en las de acopio de estériles, el suelo desaparece y con él las comunidades vegetales y animales que sustente. Las zonas desprovistas de cobertura vegetal se ven sometidas a intensos procesos erosivos. Las áreas situadas a menor cota y los cursos de agua pueden verse afectados por los materiales acarreados por estos procesos (Peter, 1978).
- Aguas: las aguas superficiales pueden quedar afectadas tanto en su calidad como en su cantidad. Si no se toman las medidas correctoras, los cursos naturales superficiales se ven interrumpidos por la explotación, produciéndose además escorrentías procedentes de la mina o de la escombrera. El agua de estas escorrentías puede verse contaminada (pérdida de calidad) mostrando, en relación con las aguas naturales, valores más bajos de pH, mayor contenido de sólidos en suspensión y mayor contenido en hierro y metales pesados. En algunos casos las operaciones mineras pueden también influir en las aguas subterráneas, si los acuíferos resultan afectados.
- Aire: este elemento sólo puede verse afectado localmente a causa del polvo originado, tanto por el viento en las zonas desprovistas de vegetación, como por el desarrollo de los trabajos y la circulación de maquinaria por las pistas.
- Ruidos y vibraciones: Originados principalmente por el disparo de cargas explosivas. También pueden ser producidos por los trabajos con maquinaria pesada y por los equipos de perforación.

Una vez conocidos y evaluados los efectos negativos que las actividades mineras pueden ocasionar sobre el medio ambiente, se plantea la necesidad de desarrollar una serie de actuaciones para evitarlos (Morris & Therivel, 2000). Estas actuaciones se concretan en dos vías principales: a) desarrollar medidas correctoras que eviten que se produzcan aquellas alteraciones que sean evitables y b) realizar un programa de recuperación para restaurar todas las alteraciones que no se puedan evitar (Bradshaw & McNeilly, 1984).

La actual legislación Española, deja clara la necesidad de evitar y recuperar los efectos negativos originados por la minería. En la Ley de Minas del año 1973 y sus posteriores Reales Decretos del 1982 y 1984, se establecen normas para la elaboración de los planes de explotación y restauración del espacio natural afectado por dicha actividad.

Para la elaboración de estos planes hay diferentes estrategias que están siendo estudiadas para conocer cuales son las que aportan mejores soluciones al problema de la contaminación de los suelos. Este tipo de estudios son de enorme importancia ya que permitirán por un lado corregir los posibles errores cometidos en la planificación inicial de recuperación y por otro, diagnosticar la evolución de las escombreras y su grado de acercamiento a los ecosistemas naturales (ITGE, 1989).

Dentro de dichas actuaciones existen diferentes técnicas, siendo la fitorremediación, o *utilización de plantas para llevar a cabo acciones de eliminación o transformación de contaminantes* (Reeves *et al.*, 1995), una de las tecnologías a las que se dirige en la actualidad el mayor interés (Frick *et al.*, 1990). La ventaja de esta técnica se basa en el bajo coste (Kesler, 1994), su contribución a la estabilización del suelo, mejora del paisaje, reducción de los lixiviados de agua y del transporte de los contaminantes inorgánicos del suelo. Pero presenta algunos inconvenientes, como es el tiempo requerido para poder realizar este tipo de remediación más largo que el utilizado en otras tecnologías (Salt *et al.*, 1998). Por otro lado las plantas adecuadas para llevar a cabo acciones de este tipo deben cumplir algunas características (Chaney *et al.*, 1995) como: tolerancia al metal que haya que eliminar, que la acumulación se produzca fundamentalmente en la parte aérea de la planta, que presenten rápido crecimiento y alta producción de biomasa en la parte aérea, lo que implica que cualquier especie vegetal no pueda ser utilizada en esta técnica, sino que se requiere un conocimiento previo de las misma (Shaw, 1990).

No se puede desaprovechar la oportunidad que los materiales de escombreras mineras han ofrecido en la incorporación de especies naturales y que han servido para numerosos estudios de vegetación natural e incluso para la incorporación de nuevas especies de plantas hiperacumuladoras de metales pesados y su posterior uso en la descontaminación de metales pesados en sedimentos o estériles mineros por la técnica de fitorremediación (Chaney *et al.*, 1995; Marrs *et al.*, 1993; Brooks, 1998).

En general una situación de contaminación en el suelo requerirá un estudio multidisciplinar, que englobe la naturaleza del contaminante, magnitud de la contaminación, estudio del suelo y su entorno y futuro uso del mismo, con el fin de aplicar en cada caso la tecnología más adecuada, minimizando costes, aumentando la eficacia del proceso, pero controlando siempre la posible difusión de esa contaminación, así como el menor impacto ambiental en el ecosistema (ITGE, 1989).

En el presente trabajo hemos tratado de aportar ese conocimiento sobre algunas plantas a través del estudio de diferentes escombreras mineras abandonadas en el tiempo y en las cuales el paso del mismo ha dado lugar a la aparición de una variedad de especies vegetales instaladas en materiales poco aptos para su desarrollo y en algunos casos con altos valores de contaminación metálica.

1.2.-HISTORIA DE LA MINERÍA BURGALESA

En la segunda mitad del siglo XIX y principios del XX, se desarrolló en la provincia de Burgos una gran actividad minera por parte de diferentes personas y sociedades que creían en la riqueza del subsuelo burgalés. Lo cierto fue que tras breves periodos de esplendor de algunas de las minas explotadas la gran mayoría se cerraron, quedando en los años 20 muy pocas en explotación. En la actualidad solo hay explotaciones de glauberita (sulfato de sosa) en Cerezo del río Tirón y de áridos en diversos puntos de la provincia.

Dicho esplendor minero generó numerosas escombreras a lo largo de la provincia, que con el paso del tiempo podemos ver en diferentes estadios de regeneración. Esta circunstancia motivó la idea de realizar esta tesis doctoral.

1.2.1.-EXTRACCIÓN DE CARBÓN HULLA

De todos los materiales extraídos en la provincia de Burgos, el carbón hulla fue el que tuvo mayor relevancia, siendo conocida la cuenca carbonífera del S.E. de la provincia desde los primeros estudios geológicos.

La primera referencia escrita la encontramos, al igual que para otros materiales, en la publicación realizada por Naranjo & Garza (1841) sobre *“Reseña geognóstica y minera de una parte de Burgos”*. En ella dicho autor habla de hulla o carbón piedra de Pineda de La Sierra, poco después se realizará por medio de José Grande el primer *“Estudio explícito de la cuenca carbonífera de Burgos”*, donde ya se menciona a la mina Esmeralda situada en San Adrián de Juarros y se comenta la existencia de otras en la zona.

Aranzazu (1862) también ingeniero de minas como los anteriores, publica una *“Memoria sobre el estado de la minería en el distrito de Burgos”* menciona un sin fin de minas con su nombre y localización que abarcan municipios desde Brieva, San Adrián de Juarros, Villasur de los Herreros, Urrez, Pradoluengo y Valmala y se menciona a la mina *“Juarreña”* de la zona se San Adrián de Juarros que sería emblemática dentro ya que además de producir el mayor número de toneladas de carbón, fue la primer mina en España que utilizó dinamita. Dio incluso nombre a una empresa que era la que comercializaba el carbón en la ciudad.

Zuaznavar (1874) publica un estudio sobre *“Datos geológicos-mineros de la provincia de Burgos”* que completa con otro en 1876 sobre *“Algunos datos de la cuenca carbonífera de Burgos”*, en estos estudios hace un resumen de ciertos años trabajados en algunas minas, también menciona el hecho de que la cuenca carbonífera ocupa 357 Kilómetros cuadrados (un 2,43% del total de la provincia), e incluso describe los terrenos y periodos geológicos a que pertenecen. No obstante las extracciones pasan por un mal momento y se sabe que en 1876 solo se están explotando tres: *“Salvadora”* de Brieva, *“La Juarreña”* de San Adrián y *“Cúspide”* de Alarcia.

Lazarret (1800) realizó interesantes estudios sobre geología de nuestra provincia en su tesis doctoral sobre *“La geología de la Provincia de Burgos”*. En ella concluye que los afloramientos que aparecen en forma aislada se relacionan entre sí y deslinda tres regiones hulleras:

- Cuenca Oriental constituida por dos manchas, la de Valmala y la de Alarcia, en donde las rocas que encierran el carbón hulla son pizarras, areniscas y pudingas del Siluriano
- Cuenca Central donde el Carbonífero tiene mayor extensión y engloba las manchas de Pineda de La Sierra a Villasur de los Herreros. Las rocas son areniscas rojizas y grises, pizarras y pudingas del Siluriano.
- Cuenca Occidental que comprende las dos manchas de San Adrián y de Brieua.

También a finales de S. XIX se realizan los primeros análisis en distintas cuencas determinando que el carbón en la cuenca central presentaba características de antracita por su poder calorífico.

Patac (1918) publicó un “*Estudio geológico industrial de la cuenca carbonífera de Burgos*”. Coincide con Larrazet en la existencia de 3 cuencas, pero discrepa en la época de los materiales y cree que la cuenca carbonífera que llega hasta Pineda de La Sierra es más profunda. Para entonces ya se había construido el ferrocarril minero desde Monterrubio hasta Villafría, con lo cual apunta Patac que el problema que había sufrido el carbón en épocas pasadas (el encarecimiento del transporte) queda en cierta medida subsanado. Inyecta una gran dosis de moral y en este mismo año reanudan las actividades en un gran número de yacimientos, entre ellas la mina “Esperanza” de Alarcia, incluso se abren nuevas galerías.

En 1920 se construye en Madrid una S.A. denominada “Ferrocarril y minas de Burgos” y fue el año de más euforia en la minería burgalesa, pues el aumento continuo del precio del carbón era un aliciente para el incremento de la producción. Quizás esto fue el motivo por el cual en 1921 el Instituto Geológico efectuara dos sondeos, uno en Salguero y otro en Urrez. Los resultados muy pesimistas, produjeron una crisis en la industria del carbón que solo por las circunstancias del año 1936 y las necesidades del momento activaron algunos yacimientos. Al acabar el año 1939 solo quedan dos minas en explotación: una en San Adrián y otra en Alarcia y ambas se cerraron definitivamente en 1945.

1.2.2.-EXTRACCIÓN DE CARBÓN LIGNITO

La primera reseña, como en el caso anterior, corresponde a Naranjo & Garza (1841), quien habla de una mina de lignito en La Sierra de Tesla, más concretamente en la Peña del Aire, sobre esquistos carbonosos. Cuenta también la anécdota de un vecino del Pueblo de Arroyo que montó en el año 1833 una empresa para la venta de tejas de este esquistos y fueron compradas para cubrir el nuevo edificio de correos de la ciudad, con tan mala suerte que en las primeras lluvias se inundó.

Grande (1846) habla del lignito de Cascajares y de Contreras, menciona otros lugares recién descubiertos en Santo Domingo de Silos en materiales de la época Cretácica como en Contreras y también comenta como estos carbones son llevados a la ciudad para abastecer a dos fábricas.

Aranzazu (1862) se sigue refiriendo a los lignitos de Contreras y ya menciona los nombres de algunas minas: “Bellavista”, “Casualidad”, “Magdalena” y “Generosa” y menciona una nueva en Quintanilla San Román. Poco después en 1864 Pedro Sampayo en su publicación “*Datos geológicos-mineros de la provincia de Burgos*” vuelve a mencionar Contreras y también algunos municipios nuevos de Villarcayo, Condado de Treviño, Puerto del Escudo pero comenta que todos los materiales son de la época Cretácica. Suceden luego unos años de silencio documentado hasta que San Miguel de la Cámara (1913) publica “*Yacimiento de lignito en Carazo*” donde habla de un yacimiento al norte de Carazo en el cual el lignito está entre areniscas y conglomerados de gran consistencia y color variable del Cretácico.

Años posteriores aparecen nuevas referencias del lignito con motivo de sondeos petrolíferos, muy abundantes en la provincia a partir de 1920. Y ya en la estadística de explotaciones de Lignito de 1944 solo aparecen tres minas en explotación con una producción de 2.791 T, pero en 1956 figuran como inactivas.

1.2.3.-EXTRACCIÓN DE HIERRO

El conocimiento de yacimientos en la provincia es muy antiguo, llegando incluso a la época romana y más concretamente al S. XI en el cual nuestro antepasado Don Rodrigo Díaz de Vivar, más conocido como El Cid Campeador, realizaba sus batallas con dos espadas de sobra conocidas (Colada y Tizona) cuyo hierro procedía de los alrededores de Barbadillo de los Herreros, pueblo emblemático de nuestra provincia y que lleva en su nombre la referencia histórica de su origen.

De nuevo los primeros documentos son de Naranjo (1841), que reseña diferentes lugares de la Sierra de La Demanda. Aranzazu (1862), menciona las explotaciones de hierro de Barbadillo de los Herreros y dice que son sobre materiales del Siluriano. A partir de este año se suceden testimonios de diversos autores que hacen referencia a las mencionadas y nuevas explotaciones (Pancorbo, Riocavado, Atapuerca).

El mayor problema que se encontraron las explotaciones de hierro fue el transporte, pues el encarecimiento por este motivo dio lugar a que a finales del S. XVIII se abandonaran en su mayoría. Por eso cuando en 1900 se interesó una sociedad inglesa y creo una vía férrea, “The Sierra Company and limited” para llevar los materiales de hierro desde Monterrubio hasta Villafría se volvieron a reanudar las explotaciones, aunque duraron poco, pues este ferrocarril apenas circuló un año y luego el encarecimiento del transporte desde Villafría hasta Bilbao (el destino final de este hierro era los altos hornos) motivó de nuevo la paralización paulatina de las minas.

En 1910 esta vía férrea fue comprada por una sociedad financiera, que paso a llamarse “Ferrocarril y minas de Burgos” pero tampoco consiguió poner en marcha el ferrocarril ni abrir los yacimientos adquiridos por la nueva compañía.

Sin embargo hoy todo el mundo reconoce que gracias a este tren y a las trincheras que tuvieron que hacer en la zona de Atapuerca, quedaron al descubierto los yacimientos de Atapuerca, cuyo valor paleontológico es reconocido a nivel mundial.

Echanove *et al.* (1934) realizan un estudio minucioso sobre las características geológicas y aspectos industriales de los hierros de las zonas: Monterrubio, Barbadillo de los Herreros, Riocavado de la Sierra y Barbadillo del Pez, llegando a la conclusión que todo el filón de este material de la zona de La Demanda es el mismo pero que se presenta dividido en dos, el filón norte y el filón central y que la calidad del filón norte (Monterrubio) varía bastante estando formado por hematites parda dura y por oligisto con bastantes carbonato de cal. Mientras que el filón central (Riocavado) está formado por hierro oligisto de hasta un 65% de riqueza y sin impurezas, presentando una gran cubicación.

En la zona de Atapuerca las dos minas más importantes son: la “Esperanza” de Olmos de Atapuerca” y “La Olvido” de Rubena. Ambas fueron abandonadas en 1908 pero posteriormente se reanudaron los trabajos el año 1930, realizando el transporte en camiones hasta Bilbao y así se mantuvo la mina de Olmos hasta el 1972 en que se abandonó definitivamente.

1.2.4.-EXTRACCIÓN DEL COBRE

Desde tiempo inmemorial, se estuvo explotando un yacimiento cuprífero en el término de Huidobro. Este yacimiento Cretácico, donde el cobre aparece en forma de cobre gris entre arenas Aptenses y también como cobre piritoso, malaquita y azurita, es la conocida con el nombre de mina “Borrega” en el año 1846, en la cual se retomó la actividad abandonada años atrás por falta de medios técnicos, al menos así nos lo relatan diversos autores. (Grande, 1846; Aranzazu, 1862 y 1887).

Grande (1946) habla también de otras minas que empezaban a adquirir importancia como la mina del municipio de Hortigüela, donde los materiales siguen siendo del Cretácico, pero el cobre, en forma de carbonatos y cobre gris, se encuentra a modo de cemento en una capa de conglomerados. Aranzazu (1862) menciona además de las ya nombradas, la mina de Monterrubio, municipio que como puede verse en esta historia de la minería, adquiere gran importancia por ser el enclave de diferentes materiales explotados y punto de origen del ferrocarril minero. También habla de diversas explotaciones en la zona de Campolara, donde se encuentra la mina “Santa Catalina” de Rupelo.

Otros datos interesantes los relata Sampayo (1876) que vuelve a mencionar las minas ya descriptas, aunque aumenta el número de municipios (Neila, Villaespa, Huerta de Abajo, Fresneda de La Sierra) y de explotaciones en los municipios ya mencionados y relata el hecho de que en algunas explotaciones el cobre, al igual que el plomo y la plata está asociado a la baritina (Monterrubio, Hortigüela y Fresneda de La Sierra), en estos casos los filones aparecen asociados a materiales de erupción porfídica y se explotan más por la barita que por los metales.

A partir de finales del S. XVIII y principios de XIX continua la explotación del cobre con mayor o menor intensidad pero en todos los casos, la extracción se realiza explotando la mena metálica que se localiza en areniscas o conglomerados del Cretácico.

Hay una excepción dentro del cobre y es la mina de Pineda de La Sierra en la cual los materiales eran esquistos cuarcíferos del Carbonífero (los mismos que en la mina

Carmina de plomo) y el cobre está en forma de sulfatos y no de carbonatos como el resto de yacimientos de cobre.

Del total de 27 minas, que según Reoyo (1969) existieron en la provincia, solo dos están en activo en 1958 y en 1960 no queda ninguna mina abierta.

1.2.5.-EXTRACCIÓN DEL PLOMO

Tanto el plomo como el zinc han aparecido aislados y solo esporádicamente han sido objeto de explotación. Tanto el beneficio como el laboreo no pasaron de una fase rudimentaria, sin contar con estudios geológicos serios ni con explotación técnica dirigida. En el caso de la mina incluida en esta tesis, se le dio el nombre de mina “Carmina” y dentro de los pocos datos que de ella se tienen, se sabe que en 1905 se extrajeron 36 T de galena (sulfuro de plomo), pero que poco después fue abandonada (Reoyo, 1969).

Hoy la boca de la mina está sellada y las pequeñas escombreras que quedaron han sufrido expolios continuados en busca de trozos de galena para coleccionistas particulares. No lejos de esta mina, en Riocavado de La Sierra, se explotó otra mina de galena y que tuvo la misma suerte pues los informes referidos a ella en 1915 hablan de la dificultad de su explotación.

En el caso de la población de Monterrubio, el plomo está asociado a otros minerales y a baritina (ya citado en la historia del cobre).

Lo más interesante de la mina “Carmina” son los materiales sobre los que se encuentra el plomo, pues son los materiales geológicos más antiguos que aparecen en la provincia de Burgos.

1.2.6.-EXTRACCIÓN DE MANGANESO

La existencia de manganeso en Puras de Villafranca es conocida desde el siglo XVII, época en que se descubrió por primera vez dicho metal en la provincia y el primero que habla de dicho descubrimiento es Naranjo (1841). Más adelante Sampayo (1876) habla de nuevos yacimientos en Ezquerria y Villambistia, pero no debieron ser muy prósperas las explotaciones pues fue decayendo su explotación hasta que, como ocurre con otros mineral, es en la postguerra española y mundial (1945), cuando se reanuda la explotación de varias minas, consiguiendo en dicho año 200 T de manganeso, e incrementando esta producción hasta el año 1957 donde se alcanzó el máximo (1800 T). Durante estos años se extraía manganeso en forma de pirolusita en las minas “Rigant”, “Parra” y “Victoria” en Puras de Villafranca y “Estelvina”, “Beatriz” y “Benito” Villagalijo.

La mejor mina, la “Rigant” de Puras (seleccionada en esta tesis), extraía un mineral de buena proporción (56%), pero no consiguió entusiasmar a los financieros que a finales de 1965 suspendieron toda la actividad minera de la zona.

Este mineral burgalés, se concentraba con cribas hidráulicas y se empleaba directamente para pilas. Los campos de Puras quedaron minados y se calcula un total de 200.000 T las extraídas de pirolusita (Reoyo, 1969).

1.3.-HISTORIA DE LA FLORA BURGALESA

La riqueza florística de la provincia de Burgos ha sido la gran desconocida hasta bien entrado el S. XX. Hasta entonces, es ya clásica la obra escrita en latín “*Prodomus Florae Hispanicae*”, que publicaron los botánicos Willkomm & Lange (1861-1880) y que recoge en parte los resultados de herborizaciones de botánicos que visitaron con anterioridad la provincia así como aportaciones propias.

El botánico Coincy (1898) publica el primer trabajo centrado exclusivamente en la provincia de Burgos, el “*Burgos ou point de vue botanique*”, en realidad una colección de notas florísticas referidas a los alrededores de la capital. Publicada en 1921 aunque escrita a finales del S. XIX, la “*Flora de La Rioja*” de Zubía es la primera gran aportación a la botánica de la provincia vecina, incluye algunas especies herborizadas por el autor en los alrededores de Arlanzón.

A principios del S. XX, operan en Burgos botánicos de gran prestigio como Pau, el burgalés Losa y Font Quer, cuyos trabajos pueden ser considerados el principio del moderno conocimiento de la flora de Burgos. Pau (1925) publica trabajos tales como “*Plantas del Hno. Elias*”, “*Acerca de unas plantas de Burgos*” y “*Más plantas de Burgos*”, trabajos basados en recolecciones ajenas como las del Hno. Elías de Bujedo y Losa, farmacéutico de Miranda de Ebro. Losa (1926 y 1927), publica “*Una excursión por la Sierra de La Demanda*”, realizada por los alrededores de Pradoluengo y el “*Estudio de las papilionáceas de la provincia de Burgos*”.

Una importante publicación tuvo lugar en 1924, centrada en la flora burgalesa “*Datos para el conocimiento de la flora burgalesa*” de Font Quer, botánico que se hizo cargo en 1914 de la Farmacia Militar de Burgos y realizó herborizaciones en el entorno de la ciudad.

A partir de 1980, tras un periodo de escasa producción científica, se reanudan estudios en la geografía burgalesa; destacan algunas tesis doctorales centradas en la mitad norte o en el macizo de La Demanda como “*Contribuciones al estudio de la flora y vegetación del extremo noroccidental de La Demanda*” Fuentes (1981), el “*Estudio florístico ecológico y fitosociológico de los matorrales del sector Ibérico-Soriano*” Tarazona (1984), “*La vegetación y flora de las Sierras Urbión, Neila y Cabrerías*” Navarro (1986), la “*Contribución al estudio florístico de las comarcas de La Lora y Páramos de Masa*” Galán (1990) y la “*Flora y vegetación de los montes Obarenes*” García-Mijangos (1997). Algunas tesinas y estudios como “*Algunas plantas de La Sierra de Tesla*”, Zaldivar (1985), “*Aportaciones al conocimiento de la Flora burgalesa*” de Romo (1985); “*Notas corológicas sobre la flora vascular del País Vasco y alrededores*” Uribe-Echebarría & Urrutia (1989); “*Aproximación al catálogo florístico de la provincia de Burgos*” de García-López & Allué, (2001). *Flora y Vegetación forestal de los montes de Ordunte (Burgos)* de Bariego (2002), “*Contribución al estudio de la flora y vegetación vascular de las cuencas inferiores de los ríos Arlanza, Arlanzón y Carrión*” de Romero (2002), “*Plantas silvestres de la provincia de Burgos*” de García-López & Allué (2004). En este libro se llegan a conclusiones tan importantes como es el hecho de cifrar el número actual de plantas vasculares en 2354 especies o, si se incluyen las subespecies, en 2391.

De reciente publicación es “*Flora y vegetación del Alto Oja-Sierra de La Demanda, La Rioja*”, de García-Baquero (2005) en cuya tesis realiza un estudio fitosociológico de la zona. El último en publicarse ha sido “*Atlas de la flora vascular silvestre de Burgos*” de Alejandro *et al.* (2006), es muy exhaustivo y muestra la distribución por taxones a lo largo de la provincia junto a su situación geográfica.

Si tenemos en cuenta trabajos actuales realizados sobre la diversidad de especies de la geografía española como “*Flora vascular española: Diversidad y conservación*” Simón (1994) y donde se cifra ente 5000 y 6000 el total de especies en nuestro país (no incluidas las subespecies), no es difícil sacar la conclusión de que Burgos es una provincia privilegiada en la diversidad florística, pues representa un 40% de las existentes en la Península a pesar de que el territorio burgalés solo sea un 3% del territorio peninsular. Ello es debido a dos circunstancias: por un lado la compleja y complicada orografía y litología burgalesa, formada por llanuras arenosas, páramos calizos, alta montaña caliza y silíceas, lagunas glaciares, campiñas, turberas y farallones rocosos; y por otro lado su situación geográfica en una encrucijada climática, a caballo entre dos regiones geobotánicas, la Eurosiberiana y la Mediterránea (capítulo 2.3).

1.4.-OBJETIVOS

El presente trabajo de investigación tiene como objetivo principal determinar las comunidades vegetales instaladas en los diferentes puntos de muestreo seleccionados dentro de las escombreras originadas por los estériles resultantes de las extracciones de manganeso, hierro, carbón-lignito, carbón-hulla, plomo y cobre, en la provincia de Burgos, así como establecer la evolución de las características edáficas al instalarse la vegetación.

Para conseguir dicho objetivo fue necesario alcanzar otros más pequeños, tales como:

- 1.-Conocer la situación actual de las explotaciones mineras en la provincia.
- 2.-Localizar las escombreras resultantes de dichas explotaciones.
- 3.-Seleccionar la escombreras que reúnan las mejores características para efectuar en ellas su estudio.
- 4.-Escoger dentro de la escombrera seleccionada los diferentes puntos de muestreo, en función del tipo de comunidades vegetales que se hayan instalado.
- 5.-Realizar la toma de muestra del suelo en los lugares seleccionados, para la determinación analítica de las propiedades físicas y químicas.
- 6.-Inventariar la vegetación existente en los puntos de muestreo durante dos años consecutivos, realizando la toma de datos en diferentes períodos del verano.
- 7.-Confeccionar un herbario, para contrastar los taxones con el Herbario BIO de la Universidad del País Vasco, depositando en el mismo los ejemplares recolectados.
- 8.-Conocer los factores que tiene una mayor implicación en la composición específica de los diferentes puntos de muestreo, mediante la realización de análisis multivariantes que nos ayuden a interpretar los datos y su relación con los factores edáficos y climáticos.
- 9.-Caracterización de la flora metalofita de diversos entornos mineros abandonados, para su posterior investigación y/o utilización en técnicas de fitorremediación.

CAPÍTULO II

PLANTEAMIENTO DE TRABAJO Y ÁREA DE ESTUDIO

2.1.-RECOPIACIÓN DE LA INFORMACIÓN

Para la consecución de los objetivos establecidos en el primer apartado, fue necesario el diseño de una metodología de trabajo que permitiese ir ordenando en el tiempo las diversas labores que debían realizarse.

En primer lugar se procedió a la recopilación de todas las solicitudes de explotaciones que constaban en el registro minero. Así se llegó a obtener una lista de unas tres mil licencias entre nuevas explotaciones y ampliaciones de las ya existentes

Posteriormente se situaron todos los registros en las localidades correspondientes para tener una visión general dentro de la provincia de las zonas mineras, así como de los materiales que habían sido o se estaban explotando

También se buscó información bibliográfica, mapas de geología, de edafología, de metales, topográficos etc.

2.2.-PLANTEAMIENTO DE TRABAJO

Una vez obtenida la información, se determinó hacer el recorrido por hojas de mapas topográficos escala 1:50.000, para localizar las escombreras resultantes de las diversas explotaciones. Como la mayor parte de las licencias estaban ubicadas en lugares de difícil acceso, se hizo una primera separación de los recorridos en función de la dificultad de localización, dejando para los meses de verano los lugares de climatología más adversa y de localización más problemática. El resto de los recorridos se efectuaron en la primavera y el otoño.

Terminado este primer trabajo de campo se confeccionó las fichas resultantes, que como se puede ver en el anexo I, son muy pocas en comparación con las licencias solicitadas ya que la mayoría de ellas no se llegaron nunca a explotar, en otras solo se efectuó una calicata para determinar su viabilidad y en las menos se realizó la explotación del material correspondiente.

Localizadas las escombreras, **se seleccionó para este estudio las siguientes:**

- **Para el manganeso**, la mina *Rigant* de la localidad de Puras de Villafranca donde la extracción de manganeso era en forma de pirolusita (óxido de manganeso) que se encontraba entre conglomerados y arcillas del periodo Oligocénico del Terciario. Su morfología es masiva y diversa de origen sedimentario y catalogada como improductivo de tamaño pequeño (mapa metalogénico E. 1:200.000-1973; mapa geológico E. 1:200.000-1970, del IGME).
- **Para el hierro**, la última mina que se explotó en la localidad de Olmos de Atapuerca, mina *Esperanza* y donde el hierro estaba en forma de hematites y oligisto (óxido de hierro) en las capas de Utrillas del Albense (Cretácico), sobre las calizas dolomíticas del Triásico Superior formando un contraste litológico entre el sustrato del Mesozoico de la Sierra de Atapuerca y los materiales del Terciario que lo rodean. Su morfología es estratiforme sedimentaria, encajante en las rocas antes

mencionadas y la catalogación es de tamaño pequeño e improductivo (mapa metalogénico E. 1:200.000-1973; mapa geológico E. 1:200.000-1970, del IGME).

- **Para el carbón lignito** solo existió una explotación de importancia en la Provincia y fue la escogida, hubo varias pequeñas minas siendo la llamada *Generosa* la que dio más toneladas de carbón y por ello la que generó mayor acumulación de estériles; está situada en la localidad de Contreras y la veta de carbón se encuentra entre areniscas, arcillas y margas del Cretácico Inferior, más concretamente en el Albense. Presenta una morfología estratiforme de origen sedimentario y catalogado como tamaño pequeño e improductivo (mapa metalogénico E. 1:200.000-1973; mapa geológico E. 1:200.000-1970, del IGME).
- **Para el carbón hulla**, de las múltiples escombreras existentes, fue seleccionada la mina *Nueva Esperanza* de Alarcia, situada en la cuenta oriental y en las proximidades del pueblo. En ella el carbón presenta una morfología estratiforme de origen sedimentario en materiales de tipo areniscas, lutitas y conglomerados del periodo Westfaliense del Carbonífero. Morfología estratiforme de origen sedimentario y caracterizada de tamaño pequeño e improductivo (mapa metalogénico E. 1:200.000-1993; mapa geológico E. 1:200.000-1970, del IGME).
- **Para el plomo**, la mina *Carmina* de Pineda de La Sierra y próxima a la anterior, en ella el plomo se extraía en forma de galena, con presencia de algo de zinc en forma de blenda, estando la veta entre esquistos y cuarcitas cámbricas. Su morfología es filoniana de origen sedimentario y su tamaño es desconocido (mapa metalogénico E. 1:200.000-1973; mapa geológico E. 1:200.000-1970, del IGME).
- **Para el cobre** se seleccionaron dos minas, una en Rupelo (Villaespasa), llamada *Santa Catalina* y en la cual el cobre se extraía como carbonatos en forma de malaquita y azurita e inmersos en areniscas Aptenses Cretácicas; y otra en Pineda de La Sierra donde el cobre gris, en forma de fosfatos se encontraba entre areniscas y pizarras del Carbonífero. Presentando ambas morfología filoniana de tamaño pequeño e improductivo y siendo las rocas de origen sedimentario (mapa metalogénico E. 1:200.000-1973; mapa geológico E. 1:200.000-1970, del IGME).

En ellas se planteo el trabajo de la siguiente manera:

1.- Seleccionar cinco lugares (tres en las escombreras de minas de cobre y plomo), a las que denominaremos a partir de ahora con las abreviaturas del material explotado y los subíndices 1, 2, 3, 4 y 5. Así en la escombrera de hulla Hu1, Hu2, Hu3, Hu4 y Hu5, en lignito Lig1, Lig2, Lig3, Lig4, Lig5, en la de hierro Fe1, Fe2, Fe3, Fe4 y Fe5, en la de manganeso Mn1, Mn2, Mn3, Mn4, Mn5. Para las de cobre se añadió una letra que corresponde a la población en la que se encuentran: CuR1, CuR2, CuR3 en el caso de cobre en arenisca de Rupelo y CuP1, CuP2, CuP3 para el cobre en cuarcita de Pineda de La Sierra y por último en la explotación de la mina de plomo y zinc se nombró con el primer metal, Pb1, Pb2 y Pb3.

En todas ellas se delimitó un acotamiento de 1 m² en torno al punto escogido, siguiendo criterios de cobertura, diversidad, ubicación y orientación.

2.-Realizar tomas de muestras de suelo, en cada uno de los lugares acotados, para su posterior análisis en el laboratorio (en el capítulo IV, de material y métodos, se detalla los criterios seguidos en la recogida de estas muestras).

3.-Recoger ejemplares de las plantas durante periodos diferentes de los meses de Junio Julio y Agosto a lo largo de dos años (1997 y 1998) dentro del área seleccionada, a los cuales se añadía una ficha anotando la situación, orientación y porcentaje de cobertura según criterios establecidos para este trabajo, así como otras peculiaridades observadas.

4.-Confeccionar un herbario para su posterior identificación de los ejemplares botánicos, completando la ficha anterior anotando: nombre científico, biotipo, biogeografía, hábitat, caracterización fitosociológica y bibliografía conocida sobre la especie (anexo II).

2.3.-EL ÁREA DE ESTUDIO

El territorio estudiado está situado al Sureste de la provincia de Burgos. Es la zona más montañosa y en ella nos encontramos con: el borde septentrional del Sistema Ibérico (Sierra de La Demanda) ocupando la parte central del área de estudio. Limitando con esta sierra se encuentran otras de menor altura: los Montes de Oca por el norte, Peñas de Cervera por el Sur, Sierra de Atapuerca por el Oeste y la de Neila por el Este (Cabo & Miner, 1990; Pardo & Villarino, 1988).



Figura 2.1.-Mapa comarcal de Burgos y área de estudio (● Escombreras mineras)

Fuente: Atlas del territorio de Castilla y León

1.- Fe, 2.- Mn, 3.- Hu, 4.- CuP, 5.- Pb, 6.- CuR, 7.- Lig

En la Sierra de La Demanda, con las mayores elevaciones de la provincia, se diferencian dos grandes macizos, el del Mencililla (1932 m) y el del San Millán, de mayor extensión y con varios picos por encima de los 2000 m (Trigaza, 2033 m; Collado Blanco, 2057 m; San Millán, 2132 m). La vegetación potencial es de bosques de rebollo, aunque puntualmente aparecen áreas de encinar y quejigar (Font Quer, 1924, Rivas-Martínez, 1987) y se pasa a los hayedos a medida que ascendemos en altitud. En la actualidad no se conservan bosques de rebollo y sólo mantienen porte arbóreo donde se han estructurado como dehesas para el pasto del ganado. Debido al abandono de los usos tradicionales de ganadería y carboneo, existen grandes extensiones de terreno que se han visto cubiertas por rebollos de rebrote y brezales. Los hayedos fueron también ampliamente talados en tiempos históricos, permaneciendo en la actualidad como extensiones pequeñas situadas en las posiciones más favorables, pero de arbolado notable. En estos hayedos, encuentran su último refugio meridional, interesantísimas poblaciones de agateador norteño o carbonero palustre (Román Sancho *et al.*, 1994).

El resto de las zonas de montaña se encuentran por lo general cubiertas por amplias extensiones de tipos de brezales, apareciendo pequeños pastizales en los collados o cuerdas. En el área se han realizado plantaciones de amplias extensiones con coníferas ICONA (1995). El principal curso fluvial es el río Arlanzón, que discurre por el valle de Pineda de La Sierra. Hacia el norte nacen los ríos Oca, Urbión y Tirón y hacia el sur el Pedroso. Ninguno de ellos tiene un bosque de ribera desarrollado, limitándose éste a sauces o alisos alineados en las orillas. El fondo del valle se ha adaptado hacia un paisaje de campiña, con prados bordeados por setos y álamos negros.

La Sierra de Neila se articula en torno al valle del pueblo del mismo nombre y se diferencian en tres principales macizos, Cerezales (1867 m), La Campiña (2049 m) y Muñalba (2074 m). La principal característica de toda esta zona son los extensos pinares de pino silvestre que la cubren en casi su totalidad. A pesar de señalarse como vegetación potencial al bosque de rebollo, a partir de análisis polínicos parece claro el origen natural de estos pinares. Sólo en las partes más bajas, se observa a los rebollos rebrotar entre los pinos, pero la rentabilidad económica del pinar hace que este se mantenga y se vea, cada vez más, artificialmente ampliado. En zonas puntuales aparecen retazos de hayedos y en algunas laderas todavía subsisten áreas desarboladas, fruto de la presión ganadera en tiempos de la Mesta. En estos montes es donde el bosque alcanza las máximas alturas sobre el nivel del mar y con él las especies de aves forestales. Los pueblos se encuentran rodeados de pequeñas extensiones de campiña y los ríos no presentan bosques de ribera, llegando el pinar hasta la misma orilla. Al sur, el pinar continúa casi sin sucesión de continuidad por lo que se conoce como Tierra de Pinares, que sólo se ve interrumpido por algún monte de robles.

El Valle de Valdelaguna supone la separación de los dos grupos de sierras. En el confluyen las partes más representativas de ambas, alcanzando por un lado los hayedos y robledales y por otro los pinares. El fondo del valle fue dedicado a la ganadería y la agricultura, produciéndose un importante abandono en los últimos años. Sólo en la zona de Monterrubio de La Demanda existen aún áreas agrícolas de suficiente extensión para que en ellas puedan llegar a reproducirse especies de aves propias de estepas cerealistas, como la calandria o la cogujada común, alcanzando aquí las mayores altitudes de la provincia. Una de las características más importantes del valle son las añosas dehesas de robles, tanto puras como mezcladas con hayas, pinos y acebos. El principal curso fluvial es el río Pedroso, que se ve acompañado por un bosque de ribera algo más desarrollado que en el resto de ríos de la sierra. El conjunto de estas dos sierras forman una comarca sobre la cual existe el proyecto de declaración de “Parque Natural de la Sierra de La Demanda”

Al norte nos encontramos los Montes de Oca, estos suponen una prolongación de la Sierra de La Demanda, pero con altitudes que rondan generalmente los 1100 m. En ellos podemos encontrarnos bosques o dehesas de añosas hayas y rebollares, generalmente de rebrote. Actualmente se ven cubiertos por una combinación de extensas plantaciones de pinos que nacen mezclados con rebollos ICONA 1995. El mejor de sus valles, el del pueblo de Alba, desapareció bajo las aguas de la presa del río Oca.

Continuando hacia el Oeste en dirección a la ciudad de Burgos aparece la pequeña Sierra de Atapuerca, hoy de sobra conocida gracias a los yacimientos paleontológicos hayedos en la misma. Esta sierra va a dar paso a los páramos calizos que rodean a la

ciudad y que forman la cuenca baja del Arlanza. La vegetación potencial es de bosques de quejigo, pero se encuentra fuertemente deforestada, apareciendo pequeños bosquetes, en ocasiones de porte arbóreo, en alguno de los vallejos o en el borde de los páramos, donde comienza el dominio de la encina.

La variedad de aves esteparias que localizamos en esta comarca se centra, casi en su totalidad, en los bordes de los páramos y las laderas, que despobladas de la cubierta arbórea se han cubierto de una vegetación en la que destacan las aulagas y tomillos.

El río Arlanza, que viene desde la Sierra de La Demanda, circula paralelo a esta Sierra presentando un bosque de ribera bien conservado, en el que sí aparece el aliso y que ha sufrido una fuerte sustitución por cultivos de chopos de repoblación.

Las Peñas de Cervera es una zona de media montaña, caracterizada por los relieves muy marcados en los que destacan los sinclinales colgados y los estrechos valles encajados. El río Arlanza sale de la comarca a 860 m, siendo alguno de los picos más destacados, Castillejo (1347 m), Navas (1351 m), Muela (1374 m), Águila (1378 m) y San Carlos (1455 m). Dentro de estas incluimos las Peñas de Cervera propiamente dichas y Las Mamblas.

La característica principal y en gran medida definitoria, es su vegetación potencial de sabina albar. Este bosque de sabina se encuentra en un excelente estado de conservación, porque las zonas en las que crecen no pueden ser utilizadas con otro fin. En amplias zonas la sabina se mezcla con encinas, que generalmente son carrascas debido al intensivo uso para carboneos realizados hasta hace pocos años.

2.3.1.-GEOMORFOLOGÍA

La provincia de Burgos está constituida por tres unidades estructurales bien diferenciadas: Sistema Ibérico, montañas de Burgos y depresión del Duero. Nuestra área de estudio se encuentra todo él en el primero (Ayala, 1988).

El Sistema Ibérico recorre la península con orientación NO a SE y en Burgos abarca la porción E-SE de la provincia, en el denominado Sector Noroccidental. Este sector está limitado al norte por el desnivel que existe entre la Sierra de La Demanda y la depresión del Ebro (La Bureba). Hacia el este y sur limita con la depresión del Duero.

En cuanto a su relieve, el Sector Noroccidental de la cordillera Ibérica, se caracteriza por tratarse de una cadena tipo "zócalo" con una cobertura de "tipo intermedio", ya que su evolución no es la típica alpina, sino que está muy influenciada por la Hercínica. Por ello, los relieves no son tan vigorosos como los de las cordilleras alpinas, presentando un contraste entre la zona sur y la axial, esta última de materiales más antiguos, con un relieve suave y con apenas roquedos de entidad. La excepción son los modelados realizados por los fríos cuaternarios en las sierras más altas: La Demanda y Neila, con característicos circos y valles glaciares de escaso desarrollo, situados en torno a los 1400-1900 m. Algunos incluso presentan lagunas interiores (Lagunas de Neila, Pozo Negro). Las cotas más elevadas son el San Millán (2132 m) en La Sierra de La Demanda y la Campiña (2049 m) en La Sierra de Neila.

El macizo paleozoico presenta una orla de materiales mesozoicos, con un modelado en cuevas y una topografía accidentada, definida por una serie de alineaciones de mediana altitud que forman un relieve muy evolucionado, con pliegues en dirección paralela al borde de las sierras (Mamblas, Peñas de Cervera, Sierra del Costalazo). Estos pliegues cuyas bóvedas anticlinales han desaparecido en algunos sectores, conservan mejor los sinclinales, que han quedado en resaltes transformados en sinclinales colgados (Peña Gayubar, 1312 m; Peña San Carlos, 1455 m; Pico de Navas, 1351 m; Pico del Águila, 1378 m).

En el interior del Sistema Ibérico se encuentra la divisoria de aguas más importante de la Península, delimitando las cuencas de los ríos Duero y Ebro. Los ríos de esta zona están fuertemente encajados, tanto los afluentes del Ebro (Urbión, Tirón, Najerilla), como los del Duero (Arlanzón, Arlanza y Pedroso), así como aquellos que nacen en las estribaciones como Mataviejas o Lobos.

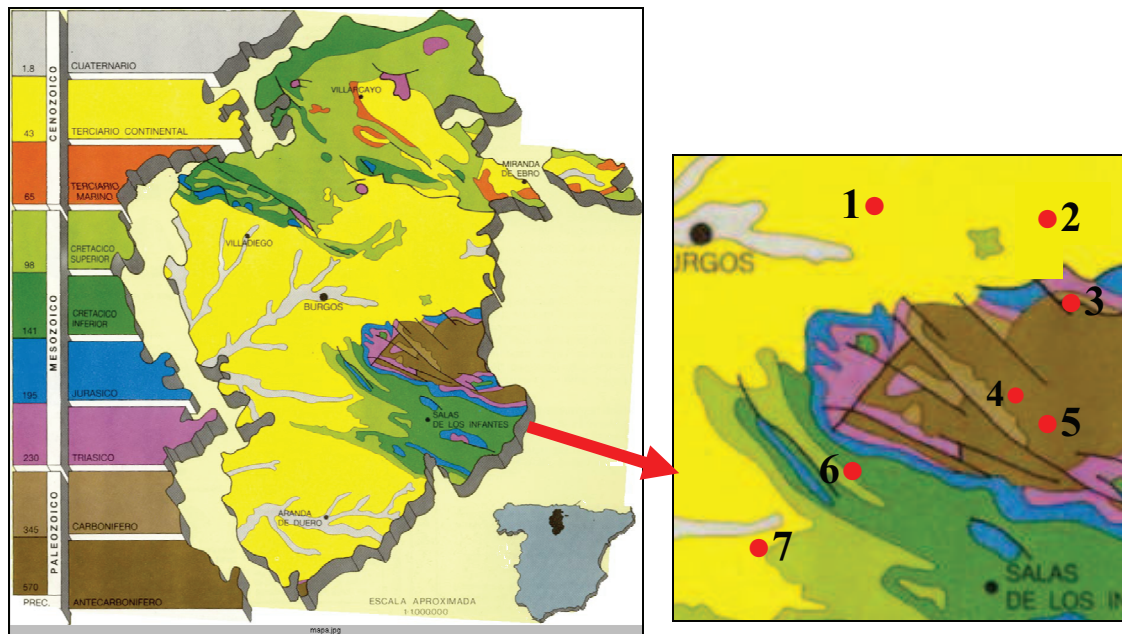


Figura 2.2.-Mapa Geológico de la Provincia y Área de estudio (● Escombreras mineras)

E. 1:1000.000

1.- Fe, 2.- Mn, 3.- Hu, 4.- CuP, 5.- Pb, 6.- CuR, 7.- Lig

Desde el punto de vista geológico IGME (1993), en esta área aparecen los materiales más antiguos de la provincia (Cambriano Inferior), pero también hay una amplia representación de materiales del Cambriano Medio y Superior, El Carbonífero tiene en esta área su máximo desarrollo, el Secundario también está presente y es el Terciario el que tiene menor presencia. Así mismo hay muestras de las dos Orogénesis que modelaron su paisaje: la Hercínica y la Alpina.

En cuanto a la hidrología, el área está situada entre dos grandes cuencas, la del Duero y la del Ebro y vertebrada, en su mayor parte por los ríos Arlanzón y Arlanza, los cuales nacen precisamente en ella. En la zona norte el río Tirón y el Oca (cuenca del Ebro), circulan por los límites del área.

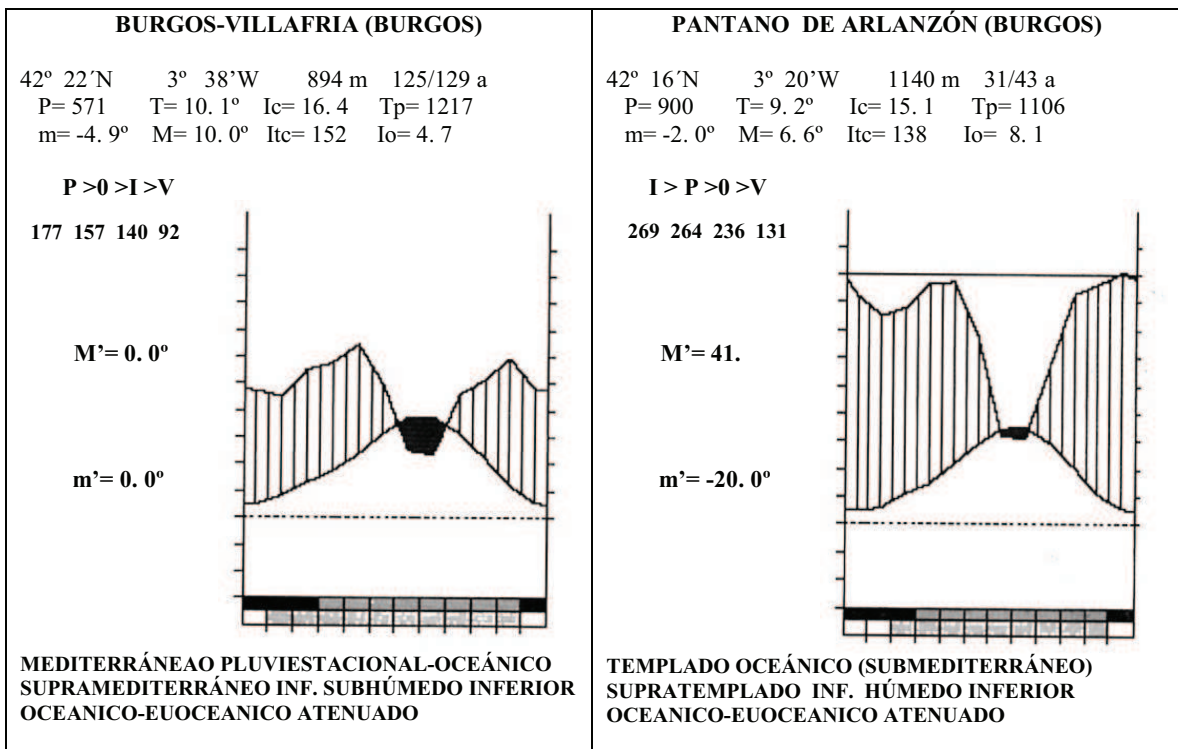
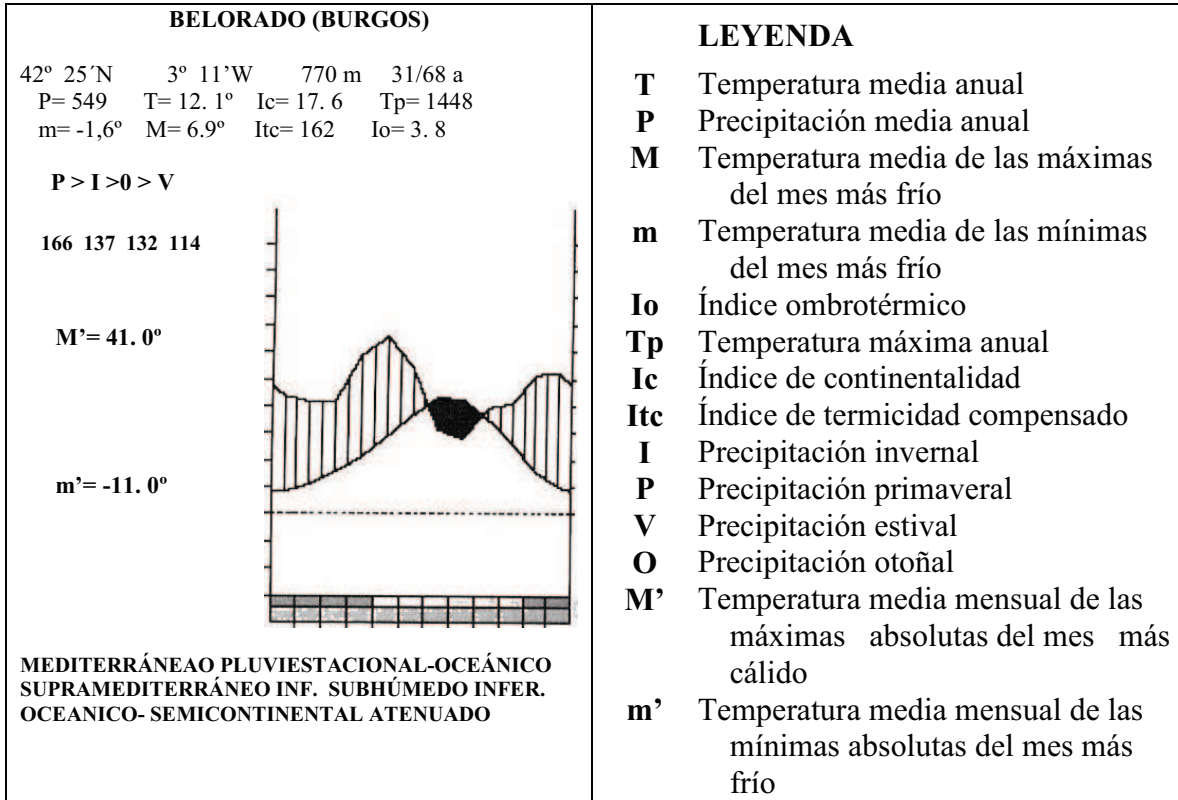
2.3.2.-BIOCLIMATOLOGÍA

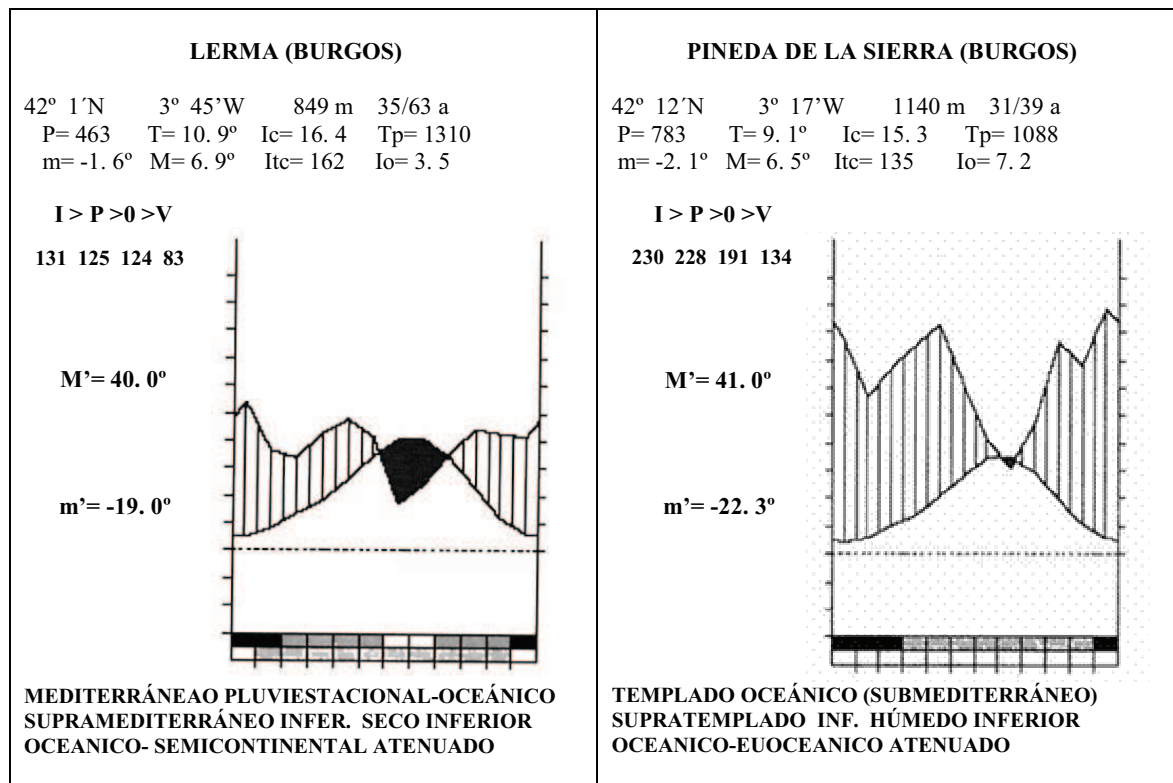
Para la caracterización bioclimática nos basamos en los datos de las estaciones meteorológicas existentes en el territorio de estudio: 4 estaciones se encuentran dentro de área y una en el límite:

- Belorado, situado al Norte del área, con una altitud de 770 m
- Pantano de Arlanzón, situada en el centro del área, a una altitud de 1106 m
- Lerma, al Suroeste del área, con una altitud de 849 m
- Pineda de La Sierra al Sureste, con una altitud de 1140 m
- Burgos (Villafría), se incluye también esta estación pues, aunque no esta dentro del área, es la más próxima a la escombrera de hierro (8 Km), situada al Oeste y en el límite del territorio, la altitud es de 894 m

Los datos climáticos de las estaciones meteorológicas nos indican que, desde el punto de vista bioclimático, el territorio se encuentra entre los macroclimas templado y mediterráneo. La estaciones de Belorado, Burgos y Lerma presentan un bioclima mediterráneo pluviestacional oceánico, con termotipo supramediterráneo inferior y ombrotipo subhúmedo inferior las dos primeras, mientras que Lerma tiene un ombrotipo seco inferior. Las estaciones del pantano de Arlanzón y Pineda de La Sierra presentan, por el contrario, un bioclima templado oceánico, debido al aumento de las precipitaciones por efecto orográfico, si bien entra dentro de la variante submediterránea debido al descenso de éstas en la época estival. Los termotipos corresponden al suprasubmediterráneo inferior y los ombrotipos al húmedo inferior.

| ESTACIÓN | | EN | FE | MA | AB | MA | JU | JL | AG | SE | OC | NO | DI | Total |
|-------------------------|---|-----|-----|-----|------|------|------|------|------|------|------|-----|-----|-------------|
| Belorado | P | 3.8 | 5.2 | 7.8 | 10.2 | 14.2 | 18.2 | 21.4 | 21 | 17.6 | 12,7 | 7.8 | 4.9 | 12.1 |
| | T | 44 | 41 | 42 | 59 | 66 | 55 | 31 | 28 | 40 | 41 | 51 | 52 | 549 |
| Villafría | P | 2.4 | 3.9 | 6.3 | 8.7 | 11.8 | 15.6 | 18.6 | 18.7 | 15.7 | 11 | 6.1 | 3 | 10.1 |
| | T | 47 | 45 | 55 | 57 | 65 | 49 | 25 | 23 | 45 | 52 | 59 | 48 | 571 |
| Lerma | P | 2.6 | 3.9 | 6.9 | 8.9 | 12.9 | 17.2 | 20.5 | 20.2 | 16.9 | 11.6 | 6.2 | 3.2 | 10.9 |
| | T | 54 | 36 | 34 | 43 | 48 | 42 | 17 | 24 | 36 | 45 | 43 | 4 | 463 |
| Pantano Arlanzón | P | 2.4 | 2.9 | 5.3 | 7.1 | 10.7 | 14.3 | 17.1 | 17.5 | 14.7 | 10.2 | 5.5 | 2.9 | 9.2 |
| | T | 85 | 75 | 78 | 92 | 94 | 68 | 32 | 31 | 57 | 86 | 94 | 109 | 900 |
| Pineda | P | 2.1 | 2.8 | 5.1 | 6.8 | 10.5 | 14.1 | 17.2 | 17.4 | 14.5 | 10 | 5.4 | 2.9 | 9.1 |
| | T | 77 | 57 | 67 | 75 | 85 | 61 | 42 | 31 | 47 | 76 | 68 | 97 | 783 |





Fuente: Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España: Itinera Geobotánica N°17.
Autor Rivas Martínez *et al.*, 2007

2.3.3.- BIOGEOGRAFÍA

Según la clasificación biogeográfica de Rivas-Martínez (2007), el área de estudio se encuadra dentro de la región Mediterránea, en la provincia Mediterráneo-Ibérica-Central. A nivel inferior, las diferentes escombreras se reparten entre la subprovincia Oroibérica y Castellana.

Puras de Villafranca (Mn), Alarcia (Hulla), Pineda de La Sierra (Pb, Cu) y Olmos de Atapuerca (Fe) se sitúan en la subprovincia Oroibérica. Las tres primeras dentro del sector Ibérico Serrano y Olmos de Atapuerca en el sector Castellano-Cantábrico.

Por otro lado, la escombrera de Cu de Rupelo y la de lignito de Contreras se hallan en el sector Celtibérico-Alcarreño (subsector Celtibérico) dentro de la subprovincia Castellana.

2.3.4.-VEGETACIÓN POTENCIAL: LAS SERIES DE VEGETACIÓN

Serie de vegetación es la unidad geobotánica sucesionista y paisajista que expresa todo el conjunto de comunidades vegetales o estadios que pueden hallarse en espacios teselares afines como resultado del proceso de la sucesión; lo que incluye tanto los tipos de vegetación representativos de la etapa madura del ecosistema vegetal como las comunidades iniciales o sub-seriales que las reemplazan (Braun-Blanquet, 1979).

Los ecosistemas maduros o cabezas de serie presentes en el área de estudio tienen carácter forestal (sabinares, encinares, quejigares, robledales, hayedos etc.) y una buena parte de las series todavía conservan restos de los bosques primitivos. Los largos y extremados inviernos del territorio representan un gran hándicap para la agricultura, por lo que tiene principalmente un uso forestal y ganadero, en especial en los suelos pobres en bases.

En nuestra área de estudio se pueden reconocer las siguientes series (Rivas Martínez *et al.*, 1987; García-Baquero, 2005; Navarro, 1986)

- Serie suprasubmediterránea oroibérica soriano y guadarrámica silicícola del haya (*Fagus sylvatica*): *Galio rotundifolii-Fago sylvaticae sigmetum (16b)*.
- Serie suprasubmediterránea y supramediterránea oroibérica y guadarrámica acidófila del melojo (*Quercus pyrenaica*): *Festuco heterophyllae-Quercus pyrenaicae sigmetum (18c)*.
- Serie suprasubmediterránea y supramediterránea guadarrámica, paramero-serrotense y alcarreña subhúmeda silicícola del roble melojo (*Quercus pyrenaica*): *Luzulo forsteri-Quercus pyrenaicae sigmetum (18a)*.
- Serie meso-supramediterránea y suprasubmediterránea oroibérica basófila del queijigo (*Quercus faginea*): *Spiraeo obovatae-Quercus fagineae sigmetum. (19d)*.
- Serie meso-supramediterránea y suprasubmediterránea oroibérica basófila de la carrasca (*Quercus rotundifolia*): *Spiraeo obovatae-Quercus rotundifoliae sigmetum (22c)*.
- Serie supramediterránea maestracense y celtibérico-alcarreña de la sabina albar (*Juniperus thurifera*): *Junipero hemisphaericae-thuriferae (15b)*.

A.1.-Serie suprasubmediterránea oroibérica soriano y guadarrámica silicícola del haya (*Fagus sylvatica*): *Galio rotundifolii-Fago sylvaticae sigmetum*. Mina Carmina de Plomo y la mina de Cobre de Pineda de La Sierra

Ocupa grandes extensiones en las montañas del sector Ibérico soriano, desde Neila al Moncayo, entre 1.200 y 1.800 m, donde las precipitaciones de verano son abundantes. Se asienta sobre sustratos silíceos y la cabeza de serie corresponde a un hayedo de la asociación *Galio rotundifolii-Fagetum* que son sustituidos por piornales del *Cytiso scopariae-Genistetum polygaliphyllae* y sobre suelos más podsolizados por los brezales de *Erica aragonensis (Cytiso scopariae-Ericetum aragonensis)*. Su uso es principalmente ganadero y forestal.

Especies indicadoras: *Fagus sylvatica*, *Ilex aquifolium*, *Galium rotundifolium*, *Saxifraga hirsuta* (especies que forman parte del bosque), *Genista polygaliphylla*, *Cytisus scoparius*, *Erica arborea*, *Pteridium aquilinum* (matorral denso). *Erica aragonensis*, *Genista pilosa*, *Erica vagans*, *Calluna vulgaris* (matorral degradado). *Avenula sulcata*, *Agrostis capillaris*, *Carex caryophyllea* (pastizales).

A.2-Serie suprasubmediterránea y supramediterránea oroibérica y guadarrámica acidófila del melojo (*Quercus pyrenaica*): *Festuco heterophyllae-Quercus pyrenaicae sigmetum*. Mina de manganeso de Puras de Villafranca y carbón hulla de Alarcia

Esta serie se asienta sobre sustratos silíceos en el piso supramediterráneo y suprasubmediterráneo principalmente en situación de solana. La etapa madura o climax de estas series corresponde a melojares densos, bastante sombríos, formadores de tierras pardas con mull, en los que domina *Quercus pyrenaica*, con sotobosque rico en especies de brezales y bosques silicícolas como *Erica arborea*, *Pteridium aquilinum*, *Festuca heterophylla* subsp. *braun-blanquetii*, *Holcus mollis*, *Teucrium scorodonia* y *Melampyrum pratense*. Las etapas de sustitución son en primer lugar, los matorrales retamoides o piornales (*Cytisus scopariae-Genistetum polygaliphyllae*) dominados por *Cytisus scoparius*, *Erica arborea*, *Adenocarpus complicatus* y *Pteridium aquilinum* y, en suelos más degradados, los brezales de *Ericenion aragonensis*, con *Erica aragonensis*, *Genista pilosa*, *Genistella tridentata* y *Halimium ocymoides*, donde los suelos tienden a podsolizarse más o menos por la influencia de la materia orgánica bruta. Como última etapa tenemos un pastizal con *Avenula sulcata*, *Agrostis capillaris* y *Aira praecox*.

A.3.-Serie suprasubmediterránea y supramediterránea guadarrámica, paramero-serrotense y alcarreña subhúmeda silicícola del roble melojo (*Quercus pyrenaica*): *Luzulo forsteri-Quercus pyrenaicae sigmetum*. Mina de cobre de Rupelo.

Serie que se extiende en el área de estudio por lo enclaves silíceos del sector Celtibérico-Alcarreño. La cabeza de serie está representada por un bosque dominado por *Quercus pyrenaica* en su estrato arbóreo y con sotobosque de espinos y majuelos y abundantes plantas herbáceas como *Luzula forsteri*, *Melampyrum pratense*, *Arenaria montana* y *Geum sylvaticum*. En las etapas de regresión lo que podemos encontrar como sustitución es un matorral denso formado por *Cytisus scoparius*, *Genista florida*, *G. cinerascens* y *Adenocarpus hispanicus*. Cuando el matorral está más degradado pueden aparecer *Cytisus laurifolius*, *Lavandula pedunculata*, *Artostaphylo crassifolia* y *Santolina rosmarinifolia*. Y como última etapa de degradación aparece un pastizal con *Stipa gigantea*, *Agrostis castellana* y *Trisetum ovatum*.

A.4.-Serie meso-supramediterránea y suprasubmediterránea oroibérica basófila del quejigo (*Quercus faginea*): *Spiraeo obovatae-Quercus fagineae sigmetum*. Mina de hierro de Olmos de Atapuerca.

Ocupa los terrenos más apropiados para la agricultura, por lo que es muy difícil encontrar etapas maduras de esta serie. Su distribución es principalmente castellano-cantábrica sobre sustratos margosos, ricos en bases. El bosque que constituye la cabeza de la serie corresponde a un quejigar, dominado por *Quercus faginea*, con un sotobosque

denso rico en especies arbustivas y herbáceas, entre ellas, *Lonicera etrusca*, *Rosa arvensis*, *R. micrantha*, *Viburnum lantana*, *Rhamnus saxatilis*, *Primula veris*, *Stachys officinalis* y *Brachypodium pinnatum* subsp. *rupestre*. Presenta como orla un espinar con espinos, majuelos y rosas de la asociación *Lonicero etruscae-Rosetum agrestis*. Las etapas de matorral coreresponden a formaciones pulviniformes de la asociación *Artostaphylo-Genistetum occidentalis*, sobre suelos más o menos profundos y en suelos más desestructurados se hace dominante *Genista scorpius* y tras la pérdida de suelo se desarrollan los tomillares del *Koelerio-Thymetum mastigophori*. Los pastizales de la serie corresponden a la asociación *Avenulo-Barachypodietum phoenicoidis*

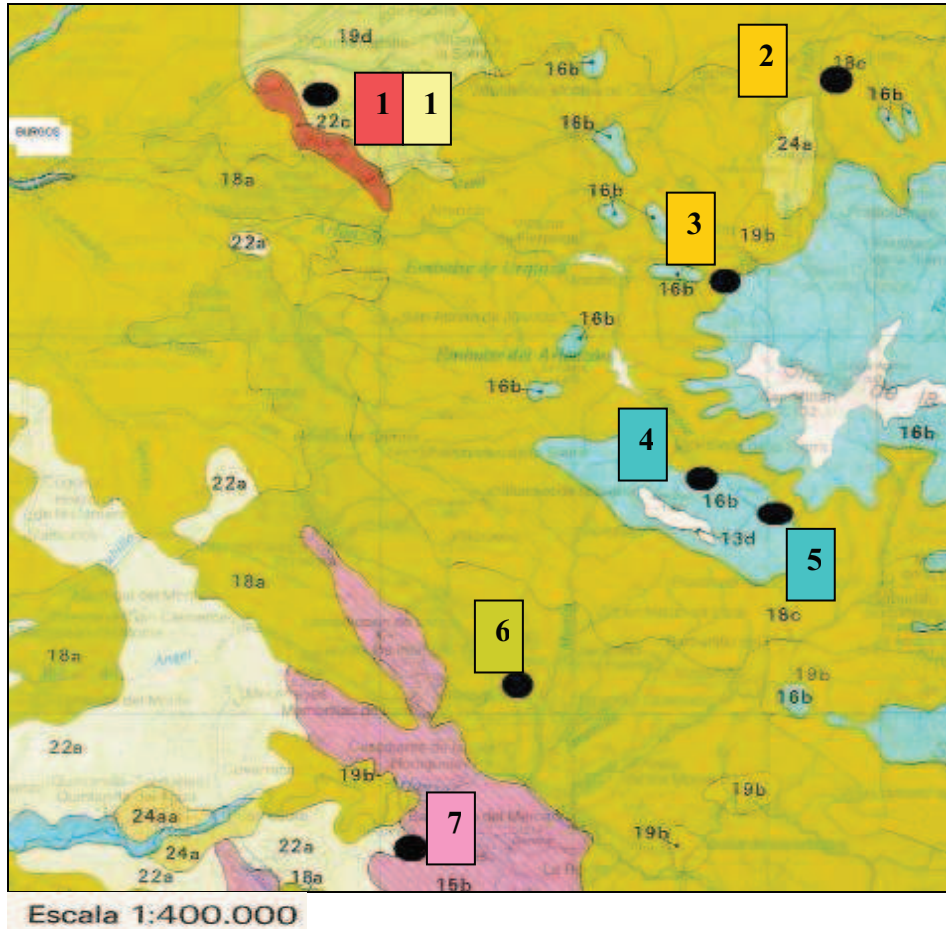
A.5.-Serie meso-supramediterránea y suprasubmediterránea oroibérica basófila de la carrasca (*Quercus rotundifolia*): *Spiraeo obovatae-Quercu rotundifoliae sigmetum*. Mina de hierro de Olmos de Atapuerca.

Esta serie es la más occidental de las series basófilas de la encina carrasca, siendo propia de ombroclimas subhúmedos-húmedos y tiene en el bosque junto con la carrasca (*Quercus rotundifolia*), la encina híbrida (*Quercus x ambigua*). También hay enebros (*Juniperus oxycedrus*, *J. communis*) y algunos arbustos (*Spiraea hispanica* subsp. *obovaata*, *Viburnum lantana* y *Rosa squarrosa*). En cuanto a la orla está formado por *Amelanchier ovalis*, *Juniperus communis*, *Viburnum lantana* y distintas especies del género *Rosa*. La lixiviación del suelo favorece la entrada en las etapas de degradación de matorral con *Genista occidentalis*, *Thymelaea ruizii*, *Artostaphylo crassifolia*, etc., que al desaparecer los horizontes superiores del suelo, ceden su lugar a tomillares basófilos representados por *Thymus mastigophorus*, *Teucrium expansum*, *Linum salsoloides*, *Fumana ericoides* etc. del *Koelerio-Thymetum mastigophori*. Por último se pueden encontrar fases de pastizal dominados por *Brachypodium retusum*.

A.6.-Serie supramediterránea maestracense y celtibérico-alcarreña de la sabina albar (*Juniperus thurifera*): *Junipero hemisphaericae-thuriferae*. Mina de carbón lignito de Contreras

Las series supramediterráneas de la sabina albar (*Juniperus thurifera*), que ocasionalmente pueden descender al piso mesomediterráneo, corresponden en su estado o climax a bosques más o menos abiertos que poseen un estrato arbustivo muy denso (*Juniperion thuriferae*), que cuando se degrada deja paso a un pastizal y tomillares malos, con posible aprovechamiento ganadero. Se trata de unos ecosistemas antiguos, relicticos y resistentes, que hoy día ocupan territorios a veces amplios en las áreas más continentales de la meseta, depresión del Ebro y ciertos valles o montañas béticas.

La etapa madura de esta serie está representada por un bosque con dos especies arbóreas de sabinas: *Juniperus thuriferae* y *Juniperus hemisphaerica*, acompañados de *Berberis hispanica* subsp. *seroi* y de *Festuca asperifolia*. En las etapas de regresión lo que podemos encontrar como sustitución es un matorral denso formado por *Rosa agrestis*, *Rosa micrantha*, *Rosa pimpinellifolia* y *Rhamnus infectoria*. En una fase más degradada aparecen *Genista pumila*, *Linum apressum*, *Salvia lavandulifolia* y *Artemisia lanata*. En la fase de pastizal podemos encontrar como *Festuca hystrix*, *Poa ligulata* y *Avenula gonzaloi*.



- Puntos de muestreo de las 7 minas: 1.- Fe, 2.- Mn, 3.- Hu, 4.- CuP, 5.- Pb, 6.- CuR, 7.- Lig.

| PISO SUPRAMEDITERRÁNEO EN EL ÁREA DE ESTUDIO | |
|---|---|
| 16b | Serie suprasubmediterránea oroibérica soriano y guadarrámica silicícola del haya (<i>Fagus sylvatica</i>) |
| 18c | Serie suprasubmediterránea y supramediterránea oroibérica y guadarrámica acidófila del melojo (<i>Quercus pyrenaica</i>) |
| 18a | Serie suprasubmediterránea y supramediterránea guadarrámica, paramero-serrotense y alcarreña subhúmeda silicícola del roble melojo (<i>Quercus pyrenaica</i>) |
| 19d | Serie meso-supramediterránea y suprasubmediterránea oroibérica basófila del queijigo (<i>Quercus faginea</i>) |
| 22c | Serie meso-supramediterránea y suprasubmediterránea oroibérica basófila de la carrasca (<i>Quercus rotundifolia</i>) |
| 15b | Serie supramediterránea maestracense y celtibérico-alcarreña de la sabina albar (<i>Juniperus thurifera</i>) |

CAPÍTULO III

REVISIONES BIBLIOGRÁFICAS

A-EL SUELO**3.1.-EL CONCEPTO DE CONTAMINACIÓN DEL SUELO**

Los problemas de contaminación de suelos por acción antrópica comenzaron a plantearse después de la década de los setenta, a partir, sobre todo, de los problemas surgidos en zonas industriales abandonadas. Siendo el suelo el último de los componentes del medio ambiente estudiado desde este punto de vista. Como señala Petts *et al.* (1997) “*la tierra contaminada es un problema posterior a 1800 en términos de causa, pero un fenómeno posterior a 1970 en términos de efecto*”. Todavía hoy, las actividades derivadas de la industria siguen siendo las más importantes de las causas de contaminación potencial.

El concepto de contaminación ha sufrido una profunda evolución en los últimos años. Desde las primeras definiciones, como la holandesa, que hacían hincapié en la presencia de sustancias por encima de unos determinados niveles preestablecidos, se ha ido evolucionando hacia otras, donde el acento se sitúa en el daño generado (Alloway & Ayres, 1993). De hecho, en épocas tan tempranas como los años setenta, la legislación inglesa al hacer referencia a la problemática de las *tierras abandonadas* considera que se debe intervenir sobre ellas cuando la tierra “*está dañada por actividades industriales o de otro tipo hasta tal punto que no puedan ser utilizadas para ningún aprovechamiento, sin tratamiento*”. Posteriormente, se diferenciaron los términos *contaminación*, cuando existían sustancias extrañas en el suelo y *polución*, cuando éste había sufrido daños (RECP, 1984). Pero este planteamiento se fue abandonando ante la dificultad de poder definir niveles de “normalidad” de determinadas sustancias en el suelo, aunque solo sea por la extraordinaria amplitud de variación de la composición de los suelos naturales.

Los conceptos de “calidad” y “salud” del suelo son utilizados por muchos como equivalentes (AAF Canadá, 1995, SSSA, 1995) y se define como la aptitud del suelo para mantener en niveles adecuados sus funciones esenciales. Blum & Santelises (1994) definen para el suelo seis funciones. Tres de ellas son “ecológicas” (productora de biomasa, reactor que filtra, amortigua y transforma la materia y hábitat biológico) y otras tres económicas (medio físico de soporte de actividades humanas, recurso como aporte de materiales y patrimonio natural). Solo algunos autores como Doran & Safley (1997) llegan a diferenciar los conceptos de “salud” y “calidad” al referir esta última exclusivamente a las funciones biológicas del suelo y definiéndola como “la capacidad sostenida para que el suelo actúe como un sistema viviente”.

3.2.-LOS “METALES PESADOS” (ELEMENTOS TRAZA) Y EL SUELO

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 metales en el suelo es mucho mayor que en otros compartimentos de la biosfera (Adriano, 1986).

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.

3.3.-ORIGEN DE LOS METALES DE RIESGO EN EL SISTEMA SUELO

a) 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 3.1.-Contenido de metales pesados de los principales tipos de rocas (mg/kg). (Krauskopf , 1967; Rose, *et al.*, 1979).

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

Ciertamente existen minerales que acumulan elevadas concentraciones de uno o más de estos metales pesados 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.

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 & 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).

Tabla 3.2.-Elementos traza constitutivos de los minerales más comunes (Mitchell, 1964).

| Mineral | Constituyentes traza | Susceptibilidad a la alteración | |
|----------------|---|--|---|
| Olivino | Ni, Co, Mn, Li, Zn, Cu, Mo | Elevada | |
| 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 | Tierra raras, Pb, Sr | | |
| Anortita | Sr, Cu, Ga, Mn | | |
| Andesina | Sr, Cu, Ga, Mn | | |
| Oligoclase | Cu, Ga | | |
| Albita | Cu, Ga | | |
| Garnet | Mn, Cr, Ga | | Moderada |
| 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 | |

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 CaCO₃ y oxihidróxidos de Fe y Al.

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 metales 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.

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 & 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.

En este sentido, un estudio realizado por Pallier (1992) sobre un total de 333 suelos del NE de Francia muestra que el contenido en Ni es particularmente elevado, especialmente en los suelos desarrollados sobre calizas y margas. Otro estudio realizado por Lorthios (1997) en epipedones agrícolas (10 à 30cm de profundidad), muy pedregosos, argilo-calcáreos de plataformas kársticas del centro de Francia, es todavía más alarmante, ya que el “fondo geológico” muestra valores que superan los límites legales permitidos, actualmente en vigor en Francia.

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 & 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).

b) Origen antrópico

Aunque los metales 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). El origen de los mismos procede de:

- **Actividades de industrias minera** y metalúrgica, electrónicas y química.
- 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.

Tabla 3.3.-Minerales y metales no ferrosos más comunes, presentes en escorias de minería y fundición (Rose *et al.*, 1979; Peters, 1978).

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

* Depositiones naturales de metales.

La minería y actividades asociadas generan una gran cantidad de residuos pétreos y lodos ricos en metales pesados que son depositados en la superficie del entorno minero. 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 metales presentes en el substrato (Wong, 2003).

Estos metales además de poder encontrarlos en el suelo, hay que tener presente que también los vamos a encontrar en las aguas y sobre todo en los efluentes de la industria minera.

Tabla 3.4.-Cuantificación de contaminantes en efluentes industriales relacionados con la industria minera. (Hernández Muñoz, 1996).

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

3.4.-NUEVAS RAZONES PARA REGULAR LA PRESENCIA DE LOS “ELEMENTOS TRAZA”

En los últimos 20 años, se han producido cambios importantes en relación a difusión de los elementos traza de potencialidad fito y edafotóxica. Estos cambios incluyen:

1) La percepción de la protección del suelo y la sostenibilidad de la producción agrícola se han convertido socialmente en temas de discusión e investigación y técnicamente, la contaminación del suelo se evalúa por los efectos tóxicos de los metales pesados y su tiempo de persistencia.

2) La inhibición de la actividad de los microorganismos del suelo por diferentes elementos traza (incluidos los metales pesados), que ha recibido una creciente atención en los últimos años, sobre todo en el efecto que ejercen sobre especies como *Rhizobia* (involucradas en la fijación de N₂), El orden de toxicidad sobre *R. leguminosum* y *R. trifolii* parece ser Cu > Cd > Ni (Chaudri *et al.*, 1992).

Otra preocupación se centra en el Zn, que, teniendo menos toxicidad que Cu, Cd y Ni, se presenta en concentraciones mucho más elevadas. Reducciones significativas en *Rhizobia* se han encontrado en terrenos experimentales de Gran Bretaña y Alemania, Desde el punto de vista de la protección del suelo, estos descubrimientos indican que la actividad normal de la biomasa del suelo (no sólo respecto a fijadores de N) se encuentra afectada significativamente y su flujo trófico de este elemento involucra a otras especies de microorganismos que participan en los procesos que condicionan la fertilidad y productividad del suelo.

3) El desarrollo del Proyecto Tutzing “Propuesta para el uso sostenible del Suelo” o Convenio del Suelo (Rubio, 1999), acepta al suelo como hábitat biológico y reserva genética, le considera como el sistema natural más importante en biodiversidad y lo configura como el reservorio de agua y biomasa más importante de la superficie terrestre.

Las consecuencias de este Convenio del Suelo dentro de la Unión Europea no se están haciendo esperar y una manifestación de ello son los borradores del protocolo que

afecta al empleo de los distintos residuos orgánicos con finalidad agrícola o para la recuperación de los niveles de materia orgánica. En todos estos protocolos se observa una actitud fuertemente restrictiva, no solamente para con las cantidades absolutas en metales pesados, sino también, respecto al impacto que su aplicación genera en los procesos edáficos.

4) En este nuevo orden, Alemania, Holanda y Canadá ya han introducido guías con valores menores de metales pesados, e incluyen contaminantes orgánicos y biológicos, para calificar el grado de contaminación de los suelos. Así las Guías de valores y los Standars de Calidad de suelos establecidos por (Moen *et al.*, 1986) para metales incluyen un nuevo grupo de valores control junto a los valores C originales o “concentraciones de intervención”. Aunque las Guías están basadas todavía en el uso multifuncional de la tierra, la sensibilidad abierta con el Convenio sobre Biodiversidad, están obligando a que los citados standares, cada vez sean más restrictivos respecto al uso de lodos de EDAR como aporte edáfico.

5) McGrath & Loveland (1992) desarrollaron un atlas de presencia y distribución de 17 elementos en los suelos de Inglaterra y Gales, basado en el análisis de 5692 de muestras obtenidas de su horizonte superficial (0-15 cm) como parte del inventario nacional del suelo de U.K. Entre los 17 elementos que aparecen en el atlas están incluidos los 9 metales pesados: Ba, Cd, Cr, Co, Cu, Pb, Mn, Ni y Zn. La voz de alarma fue inmediata.

La identificación y delimitación de los casos de contaminación de suelos con elementos traza por razones industriales, militares y agrarias y el desarrollo de técnicas tales como la fitorremediación (Baker, *et al.*, 1994), están desvelando una problemática todavía más preocupante respecto al nivel de desconocimiento de sus ciclos biogeoquímicos.

6) El concepto de “bombas químicas temporales” ha impulsado el conocimiento sobre los “efectos a largo plazo de los elementos y productos químicos presentes en suelos y sedimentos” (Stigliani, 1993). Muchos son los ejemplos de estas “bombas químicas” y muchas se refieren a los metales edafoacumulados. Entre los efectos observados a largo plazo se encuentra un frecuente incremento en su solubilidad y biodisponibilidad en los suelos generada por la acidificación, lixiviado y acumulación de productos químicos, incremento de la erosión y reducción de los niveles de materia orgánica en los mismos.

3.5.-CARACTERÍSTICAS DE LOS SUELOS ORIGINADOS EN ÁREAS ALTERADAS POR ACTIVIDADES MINERAS

El proceso de restauración de un ecosistema en un medio gravemente alterado ha de partir de la consideración del suelo, o como se quiera llamar al substrato sobre el cual las plantas deben establecerse y enraizar. Normalmente, este material de partida es extremadamente esquelético en los lugares degradados por actividades mineras y sus propiedades y situación determinan de modo crucial el grado en que un ecosistema puede desarrollarse naturalmente en ese lugar, cómo ese desarrollo puede progresar y qué tratamientos pueden ser necesarios para asistir a este desarrollo (Bradshaw, 1985).

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: 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 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: material mineral fragmentado, compuesto de partículas -de muy variados tamaños-, más o menos móviles, que encierran una cantidad variable de agua, aire, materia orgánica y otras sustancias (Spangler & Handy, 1982). Se tendrá, en cualquier caso, unos "suelos" de origen artificial, que se llamarán desde ahora suelos mineros o estériles, cuyos perfiles mostrarán, sin duda, unos caracteres altamente dependientes de los materiales geológicos movilizados durante el beneficio del recurso minero, y de las prácticas mineras empleadas. La consideración de estos materiales dispuestos en la superficie del terreno como suelos mineros, refleja una creencia consciente en un cierto potencial productivo sobre algunas de las áreas alteradas (Plass, 1978; Opeka & Morse, 1979).

Al emplear el concepto de suelo minero, se acepta, como ya hicieran otros (Smith & Sobek, 1978; Ammons, 1979; Opeka & Morse, 1979), una moderna definición de suelo: el colectivo de cuerpos naturales de la superficie terrestre, en lugares modificados o, incluso, creados por el hombre a partir de materiales terrosos, que contienen materia viva y soportan o son capaces de soportar plantas en su superficie. Este punto de vista puede aplicarse tanto a los suelos altamente alterados, o hasta los fabricados artificialmente, como a los suelos naturales afectados por cualquier grado menor de alteración (Smith & Sobek, 1978). De ahí que la definición dada por Severson & Gough (1983), es la que más se ajusta a los materiales sobre los que se ha realizado este trabajo, dicho autor entienden el suelo minero como *“aquel que se refiere a cualquier tipo de material de recubrimiento (topsoil, subsuelo, estéril o cualquier combinación de estos materiales) que queda intencionadamente en superficie del terreno minero como medio de crecimiento de la vegetación”*.

Estos materiales de recubrimiento engloban el conjunto de suelo y rocas, alteradas o no, que cubren un espacio de terreno y que con el paso del tiempo o bien por acciones antropogénicas, han sido modificados significativamente por procesos físicos, químicos y biológicos que conducen a que estas capas posean significativas diferencias en cuanto a contenido en materia orgánica, nutrientes, salinidad, color, textura, etc.

Más estrictamente, también puede considerarse que a la finalización de los movimientos de tierras queda en superficie un material que representa el momento cero en la edafogénesis (Porta *et al.*, 1994) y las superficies mineras pueden ser consideradas nuevos suelos, que deberán atravesar el completo proceso de evolución y envejecimiento, incluso cuando los materiales expuestos en superficie sean capaces de sostener crecimiento vegetal antes de envejecer (Lyle, 1987).

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

a) Materiales que, estrictamente, no han sufrido procesos edafogénicos, 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. Las características de estos materiales pueden ser más o menos favorables y, en muchos casos, una planificación adecuada y conjunta de las labores de explotación y restauración puede permitir la selección y/o combinación de los más idóneos para el establecimiento de la vegetación.

b) Materiales superficiales que han sufrido procesos edafogénicos, 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.

3.6.-TIPOS DE ESTRUCTURAS PRESENTES EN LOS TERRENOS ALTERADOS POR MINERÍA

Schafer *et al.* (1979) hacen referencia a ciertos suelos de zonas mineras que son calificados como *orphan spoils*. No son otra cosa que escombreras aisladas o en grupos, formadas por estériles mineros que provienen de los recubrimientos o capas de mineral de baja ley. No han sido sometidos a labores de remodelación topográfica, ni a prácticas de mejora o conservación de suelos y aparecen en zonas donde se realizaron trabajos mineros antiguos o, por lo menos, anteriores a la promulgación de las leyes que obligan a la recuperación de los terrenos mineros, aunque en nuestro país su generación sigue siendo corriente. No existe costumbre de emplear el apelativo huérfano en España, si bien expresa muy acertadamente un estado de doble abandono: por un lado, el abandono o finalización de la extracción de mineral y por otro, el abandono en que queda el terreno afectado en el sentido de descuido o desarreglo.

Estos residuos pueden ser bloques regulares de calidad estética y/o mecánica inadecuada, bloques irregulares grandes, de formas o volúmenes inadecuados y bloques pequeños para su procesado, además de los estériles del recubrimiento y rocas encajantes.

La cubierta vegetal espontánea sobre cualquier tipo de escombreras, incluso con edades, pendientes y orientaciones semejantes, puede variar enormemente en pequeñas distancias, desde el 0% a casi el 100%, estando muy ligada, sin duda, a las características físico-químicas de los estériles, o lo que es lo mismo, al tipo de capas geológicas de las que

proceden. Las rocas extraídas en el proceso minero son rotas durante el mismo y también son disgregadas gradualmente de modo diferente al verse liberadas de la presión y expuestas a los procesos de alteración. Su grado de meteorización depende pues, en un primer momento, de los procedimientos a los que son sometidas y después se ven afectadas por los procesos de alteración naturales, cuya velocidad depende ya, fundamentalmente, de la textura, de la composición mineralógica y del clima (Ashby *et al.*, 1984).

Los materiales superficiales pueden ser muy variables y las situaciones climáticas pueden serlo igualmente. Sin embargo, de acuerdo con Bradshaw (1985), todos los problemas que pueden presentarse se reducen a cuatro necesidades básicas para las plantas:

- Propiedades físicas que permitan el enraizamiento.
- Adecuado suministro de agua.
- Adecuado suministro de nutrientes.
- pH apropiado y ausencia de toxicidad.

Conviene insistir que, en ocasiones, la ausencia de colonización vegetal natural en los terrenos alterados es consecuencia de unas características físicas y químicas que, sin ser negativas, son muy diferentes a las de los suelos próximos no alterados. Cabe entonces la posibilidad de que las plantas generadoras de propágulos capaces de realizar la esperada colonización no se encuentren masivamente en el entorno más inmediato del área alterada (Bradshaw, 1985).

3.6.1.-Propiedades físicas.

Las propiedades físicas son más determinantes de cara a la restauración del terreno que las propiedades químicas, salvo donde las condiciones del suelo pueden originar graves problemas debidos a pHs extremos o toxicidad (Ammons, 1979; Mc Rae, 1986). Las características físicas de los suelos mineros tienen extrema importancia de cara al aprovechamiento del suelo a largo plazo, mientras que las propiedades químicas son de gran peso a corto plazo. Las propiedades químicas pueden ser más fácilmente modificadas que las físicas (Vogel, 1975; Sobek *et al.*, 1978), por lo menos cuando se trata sólo de la capa superficial de enraizamiento.

3.6.2.-Textura.

La distribución de los tamaños de las partículas de los suelos, estériles o residuos del procesamiento de minerales tiene un profundo efecto sobre la viabilidad de la restauración de terrenos mineros o suelos gravemente alterados (Savey *et al.*, 1987). Es sabido que la textura, o composición de partículas primarias, gobierna numerosos factores importantes para el crecimiento vegetal: capacidad de almacenar agua y nutrientes, infiltración, facilidad para el laboreo, etc. Entre ellos y sobre todo en climas con periodos secos prolongados, destaca la capacidad de un suelo para absorber y retener agua, pues determina la longitud del periodo de disponibilidad de la misma para las plantas. La baja capacidad para almacenar agua ha sido citada como uno de los factores limitante para el crecimiento vegetal en suelos mineros (Barnhisel, 1977).

Posiblemente, la clasificación de la textura del suelo más ampliamente utilizada es la del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, que distingue doce clases texturales en función de los porcentajes en arena (0'05-2 mm), limo (0'002-0'05 mm) y arcilla (< 0'002 mm). También ha sido ampliamente usada para la caracterización de estériles y suelos mineros.

No existe un óptimo de textura para todos los propósitos y plantas, aunque suelen aceptarse gradaciones en la calidad del suelo según su textura. Por ejemplo, en las normas del PNCTA (ITGE, 1998) se establece la siguiente gradación de mayor a menor calidad:

- T1: Franco-arcillosa
- T2: Franco-arcillo-limosa y Franco-arcillo-arenosa
- T3: Arcillo-limosa y Arcillo-arenosa
- T4: Arcillosa
- T5: Franco-limosa
- T6: Franca
- T7: Franco-arenosa y Arenoso-franca
- T8: Limosa
- T9: Arenosa

En principio, la variabilidad de la textura de los suelos y estériles mineros puede ser tan amplia como la que se deriva de las propiedades de las rocas de recubrimiento que se convierten en estériles: textura de la roca y alterabilidad, así como de la mezcla de diferentes tipos de rocas. Se ha comprobado que el tipo de estéril controla la textura del suelo en el inicio de su formación (Roberts *et al.*, 1988a), aunque se hace notar un descenso en el contenido de arena y un incremento del nivel de limo después de transcurridos los años. También se incrementa claramente con el tiempo la generación de finos por alteración, a excepción de los estériles procedentes sólo de areniscas.

Zeleznik & Skousen (1996) resaltan que la modificación de la textura en terrenos recubiertos con estériles mineros procedentes de areniscas y pizarras se produce a expensas del contenido en elementos gruesos.

Cuando se separan los fragmentos rocosos, las texturas de muestras de suelos mineros de 25 a 100 años de antigüedad fueron similares a las de los suelos nativos del entorno (Smith *et al.*, 1981; Thurman & Sencindiver, 1986).

Haigh (1995) explica como los procesos de alteración de los materiales que acompañan al carbón van generando con los años un enriquecimiento en las fracciones finas, pudiendo aparecer capas donde se concentran a mediana profundidad.

Quintas & Macías (1992) encuentran texturas mayoritariamente Franco-arenosas y Francas en superficies alteradas por explotaciones mineras en Galicia. Considerando los tipos de materiales explotados, los resultados obtenidos parecen acordes con lo que puede esperarse encontrar en suelos poco evolucionados del entorno de las explotaciones mineras.

Reintam (2001) describe como se va desarrollando una matriz arcillosa y limosa, producto de la alteración de *detritus* residuales y calizos, que son el resultado de la explotación minera, en un delgado horizonte superficial formado en 30 años en el Nordeste de Estonia.

3.6.3.-Elementos gruesos.

Los materiales de tamaño superior a los 2 mm de diámetro, que se encuentran embebidos en la masa de suelo, son los tradicionalmente llamados elementos gruesos o, también, fragmentos rocosos. Los fragmentos rocosos reducen la disponibilidad de agua en el suelo en proporción directa a su volumen, a menos que dichos elementos gruesos sean porosos. El alcance en la reducción de la capacidad de almacenamiento de agua depende, por tanto, de la cantidad de elementos gruesos y de su porosidad. También se ha señalado que el exceso de elementos gruesos puede dificultar la propagación vegetal a partir de semillas en terrenos alterados (Bradshaw *et al.*, 1973), debido a que un elevado contenido de elementos gruesos puede suponer restricciones físicas a la dispersión de semillas, dificultar la emergencia de las plántulas y reducir el contacto suelo-semilla.

Poesen & Lavee (1994), basándose en diferentes investigaciones, señalan que, aunque la relación entre el contenido en fragmentos gruesos y la producción vegetal es compleja, se pueden establecer algunas ideas generales:

- El efecto beneficioso de los elementos gruesos es mayor en suelos arcillosos que en arenosos.
- La proporción óptima de fragmentos rocosos oscilaría entre 10 y 30% en volumen. Con mayores contenidos comenzaría a verse afectado el crecimiento vegetal debido a: restricciones de espacio para las raíces, aumento excesivo de la temperatura del suelo y disminución del contenido de nutrientes.
- En condiciones climáticas secas, los elementos gruesos parecen crear un ambiente más favorable para el desarrollo vegetal.

Limstrom (1960) observó que una pequeña cantidad de tierra fina -alrededor de 20%- es suficiente para la reforestación de terrenos mineros. Para Ashby & Vogel (1994), la existencia de elementos gruesos es beneficiosa en los suelos y estériles mineros con vistas a la plantación de especies de árboles forestales por las siguientes razones:

- Proporcionan superficies de interfase dentro de la matriz de suelo que facilitan el movimiento del aire, del agua y de las raíces.
- Pueden formar un mulch de piedra protector que elimina la necesidad de una cubierta herbácea protectora y competitiva a su vez.
- Liberan nutrientes durante su alteración.

Dichos autores advierten también que determinados estériles con tan sólo un 20% de finos pueden proporcionar una buena supervivencia y crecimiento de árboles y arbustos y con un 25 a 50% han demostrado capacidad para soportar buenos crecimientos de especies forrajeras (Ashby & Vogel, 1994).

Varios estudios y observaciones sugieren que el volumen de tierra fina útil para el crecimiento de las plantas puede no descender con la presencia de piedras en el suelo minero, pues se produce una compensación de la pérdida de volumen debida a las piedras a través de una mayor profundidad de enraizamiento. Sin embargo, el mayor desarrollo radicular se produce a expensas de un consumo de fotosintatos que deja de ser aprovechados por la parte aérea de las plantas (Schafer *et al.*, 1979). Con frecuencia las raíces se afelpan alrededor de un elemento grueso y después se expanden de nuevo entre los menores fragmentos gruesos y los finos. Cuando encuentran rocas, las raíces a menudo se ramifican, incrementándose la extensión y utilización de los recursos de suelo (Secindiver *et al.*, 1979).

De acuerdo con Roberts *et al.* (1988a), la fracción menor de 2 mm gobierna la química de la solución del suelo, incluso si sólo representa un porcentaje de 21 a 35% del peso. Sin embargo, se ha señalado también que los fragmentos rocosos tienen una influencia primordial en los suelos mineros (Ammons, 1979): algunos se alteran rápidamente, otros ceden agua a las raíces y éstas muchas veces, forman fieltros que recubren las caras de algunos elementos gruesos. Se ha señalado que ciertos tipos de fragmentos rocosos en proceso de alteración pueden contener nutrientes utilizables en grado mayor que el que se da en los finos del suelo (Ashby *et al.*, 1984).

En cualquier caso, cuando se separan y eliminan los elementos gruesos presentes en un tipo de estéril o suelo minero se pierde importante información, dada la elevada proporción de los mismos. Ciolkosz *et al.* (1985) señalan que los suelos mineros de Pennsylvania contienen más de un 70% de fragmentos rocosos en el subsuelo y un 50 % en los horizontes superficiales.

Pedersen *et al.* (1980) aportan datos de perfiles de suelos mineros con contenidos en elementos gruesos normalmente cercanos al 70-80%, llegando en un caso hasta el 93%. Quintas & Macías (1992) encuentran contenidos de 38% de gruesos en escombreras de explotaciones de caolín y >70% en explotaciones de dunitas, anfíbolitas y cuarzo.

Brown *et al.* (2003) aportan datos sobre la pedregosidad y otros parámetros edáficos en un área de demostración sobre suelos mineros en Montana. Toman un total de 18 muestras en la capa superficial (0-15 cm), encontrando valores entre 41 y 62% de elementos gruesos.

En escombreras generadas por la minería de carbón se ha señalado que la proporción de elementos gruesos es mayor en zonas donde dominan las areniscas frente a aquellas en las que dominan pizarras y limolitas, las cuales se rompen y alteran antes, desprendiéndose partículas de tamaño limo y arcilla (Aljoe & Hawkins, 1994).

Kohnke (1950) menciona que en la superficie de escombreras de unos 20 años de antigüedad aparecen muy pocas rocas grandes. Schafer *et al.* (1980) mencionan que en suelos mineros con cincuenta años de antigüedad la mayoría de los elementos gruesos superficiales ha desaparecido, debido a una mayor actividad de los procesos de alteración física y química. Igualmente, señalan que, por procesos de alteración, se observa una tendencia a que los fragmentos rocosos superficiales sean pequeños: entre 2 y 5 mm de diámetro. Roberts *et al.* (1988a) encuentran contenidos en elementos gruesos de 65 a 79%

en estériles formados por mezcla de areniscas y limolitas. También observan como en los primeros 5 cm más superficiales se produce una disminución del contenido.

Reintam (2001) y Reintam & Kaar (2002) estudian el desarrollo edáfico sobre *detritus* calizos en explotaciones mineras después de transcurridos treinta años, encontrando un contenido creciente de elementos gruesos desde la superficie (35%) a las capas internas (52%).

3.6.4.-Estructura.

Salvo cuando se realizan aportes de "tierra vegetal", en la que puede haberse conservado en mayor o menor medida la estructura original, los estériles mineros brutos tienen ausencia absoluta de estructura edáfica (Bradshaw & Chadwick, 1988).

En Virginia Occidental Johnson & Skousen (1995), analizaron diversas propiedades de estériles mineros abandonados, con periodos de abandono que variaban entre 13 y 35 años. Dichos autores mencionan que, como máximo, pudo describirse un horizonte superficial de 5 a 15 cm de espesor con estructura granular, ligada a las raíces, sobre una masa sin estructura dominada por elementos gruesos.

Pedersen *et al.* (1980) estudiaron las propiedades físicas de cuatro perfiles de suelos mineros, encontrando agregados sólo en la capa más superficial de dos de ellos (0-20 cm) y ninguno en los demás perfiles y profundidades muestreadas.

Leiros *et al.* (1995) describen cómo la capa superficial de los perfiles de los suelos de las escombreras de As Pontes (La Coruña), han ido mostrando distintos rasgos indicativos de la acción de procesos edafogénicos, destacando el enraizamiento, en ocasiones muy denso y la formación de estructura del suelo generalmente de tipo migajoso.

3.6.5.-Densidad aparente.

Es corriente que, debido al trasiego de maquinaria pesada sobre las superficies desde donde se realiza el vertido de los estériles mineros, o por labores posteriores de remodelación topográfica, las superficies finales ofrezcan un elevado grado de compactación. Se sabe que la compactación perjudica al movimiento de agua y aire en el suelo. Si la aireación se ve impedida, puede producirse una inhibición del crecimiento radicular (Hillel, 1982), aunque de por sí, el impedimento al desarrollo derivado de la compactación también puede hacerlo. Daniels & Amos (1981) encontraron que la compactación fue el principal factor limitante para el éxito de la revegetación a largo plazo en suelos mineros de cinco a veinte años de edad.

La impedancia mecánica, o restricción que ejerce el suelo al crecimiento radicular, se ha intentado relacionar con medidas tomadas con penetrómetro, aunque claramente, la forma de penetración de la punta del aparato no es comparable con el comportamiento de las raíces. Por un lado, el cono del penetrómetro produce un desplazamiento longitudinal de las partículas de suelo, mientras que el efecto producido por la penetración de las raíces es de tipo radial (Russell, 1977). Perumpral (1984) sugiere que para obtener una mayor

similitud serían necesarios conos de menor diámetro y fijar tasas de penetración estandarizadas más lentas.

La densidad aparente es una medida ampliamente utilizada para estimar el grado de compactación del suelo. Generalmente, los suelos que muestran una baja densidad aparente presentan una inferior resistencia a la penetración (Thompson *et al*, 1986). Dependiendo de la textura y condición, pueden considerarse valores típicos de densidad aparente en suelos no alterados 1'0 a 1'8 g/cm³ (Brady, 1984).

Craul (1985) señala que con densidades aparentes de 1'7 gr/cm³ la penetración de las raíces se encuentra impedida. Según Lyle Jr. (1987), el crecimiento radicular se ve frenado con densidades aparentes de 1'4-1'5 g/cm³ en suelos de textura fina y de 1'6-1'7 g/cm³ en los suelos de textura gruesa. Según Ammons (1979), la densidad aparente de la matriz de finos es uno de los factores que controla el crecimiento radicular en suelos mineros. Dicho autor, a partir de la descripción y los análisis realizados en perfiles de suelos mineros, concluye que con valores de densidad aparente de 1'9 ó superiores es raro encontrar raíces de cualquier clase.

Pedersen *et al.* (1980) obtuvieron un valor medio de 1'78 en medidas de densidad aparente sobre agregados superficiales tomados en terrenos mineros de Pennsylvania.

Thompson *et al.* (1986) sugieren que la densidad aparente es un buen elemento de predicción del desarrollo radicular en capas profundas de suelos mineros y no tanto en las superficiales, en las que la desecación estacional del suelo abre grietas que favorecen la penetración de las raíces. Para dichos autores, es incluso mejor que la toma de medidas con penetrómetro, si bien éste último método permite la toma de muchas más medidas en menos tiempo.

Haigh (1995) encuentran que la densidad aparente fue 1'39 g/cm³ en los primeros cinco centímetros de un suelo minero en el sur de Gales, alcanzándose un valor de 1'87 entre 30 y 50 cm de profundidad.

Benfeldt (1999), por el contrario encuentra valores de 1'27 a 1'51 gr/cm² en muestras tomadas con saca-testigos en suelos mineros, incluyendo elementos gruesos pequeños. Establece que la densidad aparente de la tierra fina fue de 1'09 a 1'38 gr/cm³, estando inversamente correlacionada con el nivel de materia orgánica. Este último caso hace referencia a un suelo desarrollado sobre estériles mineros seleccionados, mejorados y con una cubierta arbórea de varias décadas, por lo que, en cierto modo, puede mostrar una imagen del tipo de suelo minero que puede llegar a desarrollarse cuando las cosas se han hecho bien.

3.6.6.-Color.

Es corriente observar que los estériles mineros generados por la minería de carbón, muchas veces, tienen colores muy oscuros, a veces, negros. Estos colores oscuros acrecientan la posibilidad de que se den temperaturas muy elevadas en su superficie.

Schramm (1966) documentó el fracaso de la colonización por la vegetación en estériles de antracita en Pennsylvania. Estos estériles eran negros, mayoritariamente pizarrosos. La mayor causa de mortalidad fue la temperatura del suelo, que llegó a superar los 75° C. Según Panagopoulos (1995), en estériles negruzcos procedentes de la minería de carbón en Ptolemaida (Grecia), llegan a alcanzarse temperaturas superficiales en verano de 50 a 70° C y Gentcheva-Kostadinova *et al.* (1994) llegaron a medir también 70° C en la superficie de estériles mineros negros en Bulgaria.

Las actividades fuertemente alteradoras pueden dar lugar a severos problemas de erosión y sedimentación, debido a la masiva exposición de material disgregado, suelo desnudo o materiales granulares sin estructura ni protección, conformados muchas veces con fuertes pendientes. Comparados con el paisaje inalterado, los estériles expuestos tienden a ser más fragmentados, más compactados, más erosionables y menos protegidos por una cubierta vegetal (Smith & Sobek, 1978). En ausencia de medidas de rehabilitación o con un bajo control de la misma el desencadenamiento de procesos erosivos es muy rápido (Poch *et al.*, 1989). Aunque los terrenos agrícolas producen los mayores volúmenes de sedimentos, los máximos ratios de erosión hídrica se producen en áreas en construcción o alteradas por minería a cielo abierto (Israelsen & Israelsen, 1982). Se ha constatado una mayor turbidez y carga de minerales disueltos en cuencas mineras que en cuencas no alteradas (Becker *et al.*, 1986). Los problemas de erosión pueden dar lugar, a largo plazo, a la práctica imposibilidad para la colonización vegetal y su mantenimiento, por arrastre de semillas y nutrientes (Harding, 1990).

La elaboración de modelos representativos de un fenómeno es fundamental para su análisis, comprensión y en consecuencia, para el planteamiento de actuaciones con el fin de regularlo. El diseño de modelos que permitan evaluar la erosión y sistematizar la comparación entre zonas mineras puede tener gran aplicación para la selección preferente de áreas de actuación en materia de conservación de suelos, o en el seguimiento en áreas restauradas. No obstante, parece cierto que cuando se trata de proyectar una restauración es más factible y lógico atender al diseño de las formas como tema fundamental

3.7.-PROPIEDADES QUÍMICAS

Antes de comentar algunos aspectos relativos a las propiedades químicas de los suelos mineros conviene destacar que, como lo general es que en la superficie queden mezclados aleatoriamente materiales procedentes de distintas capas o estratos, la composición química puede variar mucho de un sitio a otro. La variabilidad es muy grande dentro de una mina y entre diferentes minas, por lo que la utilización de un valor medio para caracterizar estos parámetros no parece justificada, siendo más apropiado hablar de rangos encontrados (Severson & Gough, 1983).

3.7.1.-Riqueza en nutrientes principales.

Parece claro que los ecosistemas, incluso en estados juveniles, requieren considerables cantidades de nutrientes y que estas sustancias son normalmente limitantes en medios severamente alterados, especialmente el nitrógeno (Bradshaw, 1985). Los suelos incipientes originados de modo natural después de importantes fenómenos erosivos o

deposicionales pueden contener abundantes cantidades de nutrientes, aunque éstos pueden no estar disponibles (Bradshaw & Chadwick, 1988).

Nitrógeno, fósforo y potasio son los nutrientes considerados mayores para las plantas y junto con calcio, azufre y magnesio son los elementos esenciales abundantes o macroelementos, a los que se suman los oligoelementos: boro, hierro, cinc, manganeso, cobre, molibdeno y cloro.

En estériles mineros, usualmente, los contenidos en elementos menores son adecuados para el desarrollo vegetal y los elementos nutritivos que aparecen en concentraciones limitantes en estos suelos son el N y el P, a los que se une el Ca y Mg en suelos ácidos (Sandoval *et al.*, 1973; Smith *et al.*, 1987; Daniels & Zipper, 1988; Bhumbra & Sencindiver, 1989). Como es sabido, la mayoría del potasio presente en los suelos es un componente estructural de los minerales y no está disponible para las plantas. Sin embargo, no suelen presentarse problemas carenciales de K en suelos mineros. Mitchell *et al.* (1981) encuentran que los impedimentos de carácter químico más limitantes para el establecimiento de la vegetación en escombreras abandonadas, sitas en Jonesville (Alaska) se derivan de la falta de nitrógeno, fósforo y, en menor medida, de potasio. Encuentran valores de pH de 8.3, lo que puede explicar la baja disponibilidad de P y de otros micronutrientes. Bauer *et al.* (1978) consideran que los ensayos normalmente empleados para establecer juicios sobre niveles de fertilidad resultan adecuados para muestras de estériles y suelos mineros

A) Nitrógeno

Los niveles óptimos de niveles extraíbles en el suelo dependen del tipo de cultivo o de vegetación establecida en el mismo. Las recomendaciones de fertilización se hacen considerando las necesidades de los cultivos y los niveles obtenidos analíticamente. Normalmente las medidas de nitrógeno en el suelo son poco útiles debido a que este puede estar en formas diferentes que cambian rápidamente y su contenido total cambia también rápidamente por procesos naturales. Sin embargo, en general, puede admitirse que, para nuestros climas y suelos cultivados, un suelo es pobre o muy pobre con un contenido de N de menos de 0.1%, de tipo medio con 0.1 a 0.15% y fértil con >0.15%.

Un suelo incipiente, formado de modo natural por la retirada de una lengua glaciaria o por un depósito importante de materiales no tiene materia orgánica, por lo que lo corriente es que carezca de nitrógeno. Éste es un razonamiento lógico importante que, por semejanza, se ha considerado muchas veces aplicable a los terrenos alterados por la minería. Así, se ha afirmado que el N es frecuentemente el nutriente más limitante para la producción agrícola en suelos mineros (Roberts *et al.*, 1988a). El N no es un componente habitual de las rocas, por lo que su falta suele ser un impedimento muy importante en áreas alteradas, donde no ha existido tiempo de acumulación por fijación biológica y, además, suele existir un fuerte lavado (Bradshaw & Chadwick, 1988). Por ello, en principio, las adiciones de N en áreas alteradas han de considerarse necesarias para posibilitar la revegetación (Smith *et al.*, 1974). Según Reeder & Savey (1987), la deficiencia en N disponible es una limitación corriente para el éxito de una revegetación exitosa y la estabilidad a largo plazo en los terrenos alterados por minería a cielo abierto. En otros trabajos se afirma que la deficiencia en nitrógeno rara vez limita el establecimiento de

plantones en terrenos mineros restaurados (Cook *et al.*, 1974, Woodmansee *et al.*, 1978, Mc Ginnies & Crofts, 1986), aunque la deficiencia sí puede afectar a la estabilidad a largo plazo en un lugar, debido al deterioro de la comunidad vegetal si la deficiencia persiste.

Contrariamente a las afirmaciones anteriores, también se ha sugerido que el N retenido dentro de los minerales silicatados puede servir como fuente para las plantas pioneras sobre paisajes estériles (Adams & Stevenson, 1964). Power *et al.* (1978) afirman que en ciertas pizarras, comunes entre los recubrimientos de carbón de las Grandes Praderas, hay nitrógeno amoniacal que se nitrifica rápidamente y se lava cuando estas son expuestas a la intemperización. Vandevender & Sencindiver (1982) también comentan que ciertas capas de recubrimientos de carbón pueden contener cantidades apreciables de nitrógeno y que incluso, el aporte del mismo puede no ser necesario cuando están presentes.

El N puede aparecer en forma de ión amonio en rocas relativamente inalteradas, particularmente pizarras. Este N fue aparentemente incorporado a la roca durante la deposición y fijado en la estructura cristalina de los silicatos (hasta 400 ppm en algunas pizarras). Otros constituyentes de las rocas, como los kerógenos (materia orgánica insoluble), pueden contener cantidades significativas de N, si bien es considerado poco disponible para las plantas (Stevenson, 1962; Vandevender & Sencindiver, 1982). El N de los materiales geológicos puede ser físicamente mucho menos susceptible a la mineralización microbiana, debido a la significativamente menor superficie expuesta en comparación con la que ofrecen las partículas de suelo (Woodmansee *et al.*, 1978). Li & Daniels (1994) encuentran que pueden existir importantes cantidades de N en los estériles frescos de carbón. Según dichos autores, se trata de nitrógeno en forma de ion amonio ligado a las micas y de nitrógeno orgánico no hidrolizable procedente del carbón. Remarcan que ambos tipos son estables y no disponibles para las plantas y que es con el transcurso del tiempo, según se va desarrollando un horizonte A en superficie, cuando se produce una acumulación de N que puede alcanzar los 23'4 kg/ha y año en los primeros cinco centímetros de suelo.

Por todo lo comentado anteriormente y sobre todo en lo que se refiere a estériles de carbón, no queda claro en qué medida puede haber N disponible, aunque se suele asumir, con un criterio conservador, que existe siempre una práctica ausencia de N en los estériles mineros. Esto justificaría la recomendación de considerar necesario el aporte de la cantidad total de N requerida para sostener el desarrollo vegetal mediante una fertilización inicial y posteriormente, esperar que las necesidades sean cubiertas por fijación biológica, en la que el papel de las leguminosas puede ser de gran importancia en las primeras fases (Daniels & Zipper, 1988). La introducción de leguminosas ha sido considerada por algunos investigadores la vía más eficiente de acumular N en terrenos mineros, encontrando mayor cantidad de N hidrolizable y mineralizable donde estas plantas están presentes, que en aquellos lugares donde se aportó fertilizante inorgánico (Palmer & Chadwick, 1985). En todo caso, Mc Ginnies & Crofts (1986) opinan que los aportes de fertilizantes nitrogenados en suelos mineros son mejor aprovechados después de que se produzca la primera implantación vegetal.

B) Fósforo

La disponibilidad de fósforo ha sido también citada como uno de los factores limitantes de la productividad vegetal en suelos mineros (Bradshaw, 1983; Smith *et al.*, 1987; Daniels & Zipper, 1988). Según Bradshaw (1983), el fósforo puede verse limitado como consecuencia de la alta capacidad de fijación del mismo en estériles con grandes contenidos en fragmentos gruesos procedentes de areniscas. Este potencial de adsorción y retención de P en suelos mineros ha sido demostrado por Roberts *et al.* (1988a). Por ello, el mantenimiento del nivel de P asimilable en los suelos mineros es otro de los aspectos importantes desde el punto de vista de la fertilidad. Además, en el caso de estériles mineros ricos en sulfuros de hierro, la alteración de los mismos determina que se enriquezcan en óxidos de Fe, que secuestran el P. Esta tendencia se incrementa con el tiempo. Como el P ligado a la materia orgánica no está sujeto a esa fijación, puede ser crítico el establecimiento de una reserva orgánica de P durante el proceso de restauración. Grandes cantidades de fertilizante pueden asegurar que suficiente P pueda estar disponible durante los primeros años, hasta que se construye esa reserva orgánica de P (Daniels & Zipper, 1988).

Según Mortvedt *et al.* (1996), en terrenos alterados por minería puede calificarse el contenido en P y K del suelo como se muestra en la tabla 3.5.

Tabla 3.5.-Niveles de fertilidad en terrenos alterados (Mortvedt *et al.*, 1996).

| Nivel relativo del contenido en el suelo | Bajo | Medio | Alto |
|--|--------|----------|------|
| ppm P extraíbles con NaHCO ₃ | 0 – 6 | 7 – 14 | >14 |
| ppm K extraíbles con acetato amónico | 0 – 60 | 60 – 120 | >120 |

En términos generales, los valores recogidos en la tabla anterior han de considerarse orientativos, pues en estos materiales se da una gran variabilidad de todos los parámetros punto por punto, lo que es todavía más cierto si se hace referencia a los niveles de nutrientes. Además, la mayoría de las medidas de nutrientes disponibles realizadas habitualmente en otro tipo de suelos no han sido probadas en suelos mineros, ni correlacionadas con medidas de extracción real por la vegetación. Por ello, la aproximación tradicional para dar recomendaciones sobre aplicación de fertilizantes pueden no servir y tal vez sea mejor un aporte estándar que un ajuste afinado, como sugieren Daniels & Zipper (1997).

3.7.2.-pHs extremos y toxicidad.

A) Acidez

La medida del pH es considerada un elemento de juicio fundamental en la caracterización de suelos y muestras de suelo debido a que afecta a la disponibilidad de nutrientes y a la actividad microbiana. El rango más favorable de pH está entre 6 y 7, pues la mayoría de los nutrientes están disponibles a este pH. Entre 6'6 y 7'3 la actividad microbiana se maximiza, lo que contribuye a la disponibilidad de nitrógeno, azufre y

fósforo. Las clases que suelen establecerse en función de los rangos de pH son (Soil Survey Staff, 1993):

- Ultra ácido: <3'5
- Extremadamente ácido: 3'5 – 4'4
- Muy fuertemente ácido: 4'5 – 5'0
- Fuertemente ácido: 5'1 – 5'5
- Moderadamente ácido: 5'6 – 6'0
- Ligeramente ácido: 6'1 – 6'5
- Neutro: 6'6 – 7'3
- Ligeramente alcalino: 7'4 – 7'8
- Moderadamente alcalino: 7'9 – 8'4
- Fuertemente alcalino: 8'5 – 9'0
- Muy fuertemente alcalino: >9'0

La acidez ha sido la base de todos los sistemas de clasificación y evaluación de suelos mineros desde 1948 (Lyle Jr., 1980), junto con otros caracteres como la pedregosidad, el color y la textura. Existen varios ejemplos del uso de los datos de pH como principal discriminante en la calificación de las aptitudes de terrenos alterados por minería de carbón (Tyner *et al.*, 1948). En Smith *et al.* (1974) se propone la medida del pH dominante en los primeros 25 cm como criterio para subdividir las familias de suelos mineros dentro del sistema de clasificación propuesto por investigadores de West Virginia University (Sencindiver *et al.*, 1974):

- pH<4: extremadamente ácidos.
- pH entre 4 y 5'5: ácidos.
- pH entre 5'5 y 8: neutros.

Sin embargo, es difícil hacer extensiva esta clasificación –o cualquier otra- a una superficie amplia, pues como señalan Daniels & Zipper (1997), en referencia a suelos mineros originados por la minería de carbón, el pH puede cambiar rápidamente cuando los fragmentos rocosos se alteran y oxidan. En pocos meses puede pasarse de 8 a 3 en el mismo punto. También comentan dichos autores que su valor puede variar mucho en decímetros de distancia recorridos sobre el terreno que se muestrea.

A pesar de esto, el pH, sobre todo en relación con la acidez potencial de ciertos tipos de estériles mineros, es uno de los aspectos más estudiados de cara a la restauración de los terrenos alterados por minería a cielo abierto (Bradshaw & Chadwick, 1988). En los suelos naturales, el pH está fuertemente controlado por la mineralogía, el clima y el grado de evolución del suelo. Sin embargo, como todas aquellas actividades que suponen fuertes perturbaciones sobre la superficie del terreno, la minería expone enormes superficies de roca fresca o sedimentos a condiciones de meteorización aceleradas. Mediante este proceso, los diversos minerales se descomponen física y químicamente, dando productos de alteración que rápidamente interaccionan con el agua y afectan al quimismo de las aguas de drenaje generadas en el lugar, por eso la medida de la capacidad de generación de acidez es el aspecto más clave y el más discutido hasta hoy.

Hay algunos componentes mineralógicos que, cuando están presentes, tienen un efecto dominante sobre la composición química de las aguas de drenaje interno y externo. Éstos son los sulfuros de hierro -pirita, troilita y marcasita-, comúnmente denominados de forma colectiva piritas (Caruccio & Geidel, 1982). Pero también intervienen otras formas de azufre. La realización completa del proceso de oxidación permite evaluar la acidez generada como dos moles de acidez por cada mol de FeS₂ (*ver reacción*). Sin embargo, este proceso no es simple y depende de muchos factores: pH, concentración, O₂, temperatura, contenido de humedad, equilibrio de iones ferroso y férrico y presencia de bacterias (*Acidithiobacillus ferrooxidans* y *A. thiooxidans*, principalmente). Asumir que todo el proceso completo de oxidación del azufre pirítico de una capa se va a producir implica aceptar que se está contando con la máxima capacidad de generar acidez en la misma debida a los sulfuros.

En el caso del carbón, la gran mayoría de los sulfuros asociados se dan en forma de pirita y marcasita, ambas con un 53'4% de S, si bien los yacimientos objeto de explotación minera o los recubrimientos que engloban diversos tipos de sulfuros son extraordinariamente variados en origen y composición: anfibolitas, sulfuros complejos, pizarras, arcillas carbonosas, lignitos, etc.

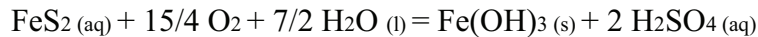
Por otro lado, la mayoría de iones ferrosos, hidrogeniones e iones sulfato liberados durante la oxidación de la pirita sufren posteriores reacciones. La mayoría del sulfato queda en solución y es lavado fuera del sistema y el resto es absorbido o precipita como jarosita o yeso -en ambientes secos- (Van Breemen, 1982). Cualquier acidez generada por la alteración de la jarosita es pequeña en comparación con la producida por la oxidación de la pirita (Sobek *et al.*, 1987)

El proceso natural de oxidación de la pirita es fundamental en la alteración superficial de depósitos minerales, la formación de suelos de sulfatos ácidos y el desarrollo de acidez y movilización de metales en aguas naturales (Nordstrom & Alpers, 1997). La oxidación de la pirita ocurre en ausencia de actividades mineras y existen numerosos puntos en todo el mundo en los que son conocidas las propiedades ácidas de las aguas superficiales (Runnells *et al.*, 1992). Aunque no hay duda de que esto es cierto, en los procesos naturales la alteración de los sulfuros suele producirse generalmente en microsistemas, muchas veces fisurales y las soluciones originadas en estos ambientes pueden interactuar durante largo tiempo con las paredes de la roca, acelerando la hidrólisis de los silicatos y alcanzando, generalmente, su neutralización antes de salir a la superficie. Por el contrario, las aguas superficiales en los medios alterados pueden ser eliminadas con relativa velocidad, pudiendo alcanzar los cursos fluviales con unas condiciones nocivas por su acidez y contenido en metales (Macías *et al.*, 1992). Las reacciones geoquímicas son más rápidas en zonas mineras debido a (Nordstrom & Alpers, 1997):

- Mayor accesibilidad del aire a través de los tajos mineros y los estériles.
- Mayor superficie de sulfuros expuesta a la alteración, sobre todo en estériles y lodos mineros.
- Composición diferente de los residuos debido al procesamiento minero.

Las alteraciones sobre las aguas superficiales a causa de las "aguas ácidas" generadas sobre los residuos mineros han sido ampliamente documentadas. Skousen *et al.* (1987).

Se comprende fácilmente que aunque no siempre se alcancen tales extremos, las aguas ácidas de mina son capaces de generar importantes problemas ecológicos. La reacción química completa responsable de la formación de aguas ácidas requiere tres ingredientes básicos: pirita, oxígeno y agua. En síntesis, puede escribirse como sigue:



La reacción anteriormente descrita es útil, sin embargo, para ofrecer una imagen general de cómo el oxígeno es el agente último del proceso y de cómo se producen formas insolubles de hierro oxidado y una solución de ácido sulfúrico. Sin embargo, no explica los mecanismos geoquímicos, ni que el hidróxido férrico es una fase ficticia, ni el porqué de la lenta oxidación del hierro ferroso en solución, lo que determina las elevadas concentraciones de éste en las aguas ácidas (Nordstrom & Alpers, 1997).

Desde el punto de vista de las implicaciones que estos procesos pueden tener sobre las posibilidades y capacidades de los nuevos suelos o sustratos en los terrenos alterados por minería. Coppin & Bradshaw (1982) distinguen tres tipos de acidez:

- *Acidez activa*, que es el contenido en hidrogeniones libres de la solución del suelo y viene determinada por el pH de la misma.
- *Acidez en reserva*, relacionada con el contenido de hidrogeniones en el complejo de cambio. Es importante para determinar la cantidad de agente neutralizante que sería necesario para enmendar la acidez del suelo.
- *Acidez potencial u oxidable*, que es el poder de generación de acidez del suelo o estéril debida a elementos alterables, cuando son expuestos al aire. Es la más difícil de corregir y su corrección dependerá, en buena parte, del contenido en elementos neutralizantes de la misma masa de suelo o estéril.

B) Metales pesados

La problemática de los suelos ácidos deriva en muchos casos de la toxicidad asociada al alto contenido en aluminio, que impide el buen desarrollo radicular. Se ha afirmado que, en suelos ácidos en los que el nivel de nutrientes es adecuado y las cantidades de Al y Mn son bajas, el desarrollo es normal (Ammons, 1979).

Normalmente, los problemas ambientales derivados de la elevada presencia de metales pesados se asocian a la minería metálica, aunque también se han citado elevadas concentraciones de Mn, Zn y Ni en estériles mineros de carbón en Colstrip (Montana) (Schafer *et al.*, 1979).

El efecto drástico de la toxicidad se demuestra muy claramente en áreas que, durante cientos de años, sólo aparecen colonizadas por una escasa y dispersa vegetación de plantas tolerantes (Bradshaw, 1985). En las terrazas bajas de los valles de Tyne y South Tyne (Inglaterra), originadas sobre depósitos derivados de arrastres procedentes de

terrenos mineros situados aguas arriba, se han investigado con detalle comunidades de plantas metalófitas que incluyen típicamente a *Thlaspi alpestre* y *Minuartia verna* (ver 3.15). Sólo en los depósitos más antiguos, de unos ciento treinta años, la concentración baja lo suficiente y la vegetación se asemeja a la de los pastizales naturales intactos (Macklin & Smith, 1990).

Los metales pesados reducen la respiración radicular, el suministro de agua y nutrientes e inhiben la mitosis celular en los meristemos radiculares (Gemmell, 1977). También reducen la actividad enzimática y las poblaciones de microfauna -sobre todo en forma iónica-, tanto que los efectos de los metales pesados (níquel, cobre, hierro, manganeso, plomo y zinc) en las plantas superiores pueden ser debidos, en parte, a la inhibición de los enzimas del suelo (Clark & Clark, 1981).

La disponibilidad de los metales para las plantas puede depender de propiedades como pH, potencial redox, contenido en materia orgánica y propiedades cristalinas de los compuestos metálicos (Hossner & Hons, 1992). Para Mattigod *et al.* (1986), uno de los factores más importantes que gobierna el efecto de los metales traza en el suelo es la especiación de los mismos en las fases sólida y acuosa. La solubilidad de la fase sólida controla la transferencia de masa y la concentración de estos metales en la solución del suelo, de lo que se deriva el interés de conocer los contenidos ligados a las diferentes fracciones o fases. En este sentido, todo parece indicar que los mejores métodos analíticos, o los que más información aportan sobre las posibles implicaciones ambientales –o de cualquier tipo-, son los métodos de fraccionamiento, destacando el ya clásico procedimiento de Tessier *et al.* (1979), así como los trabajos de Quian *et al.* (1984) y Beckett (1989). También es de rigor dar referencia de los métodos de fraccionamiento empleados por Dold (1999) y Dold & Fontboté (2001), los cuales pueden resultar de inestimable valor para conocer y diagnosticar problemas sobre las fracciones finas de suelos mineros.

C) Salinidad y alcalinidad

La salinidad afecta al crecimiento vegetal por inhibición de la germinación, reducción de la velocidad de crecimiento y reducción del rendimiento productivo (Rhoades & Loveday, 1990). La elevada concentración de sales incrementa las dificultades de tomar agua para las raíces de las plantas por razones de tipo osmótico, al margen de que la excesiva concentración de algunos iones puede resultar tóxica.

Sandoval & Power (1977), en su trabajo sobre métodos analíticos aplicables a estériles mineros, incluyen algunos que son apropiados para la caracterización de materiales salinos o con problemas derivados de la presencia de sodio y comentan que este tipo de materiales se da frecuentemente en el Oeste de los Estados Unidos. Opeka & Morse (1979) comprobaron como los rendimientos de cultivo se correlacionan inversamente con los niveles de sales solubles en un suelo minero de carácter calcáreo.

La presencia de elevadas concentraciones de sales en suelos mineros puede ser producto del empleo de recubrimientos ricos en sales (Sandoval & Power, 1977) o como consecuencia de la oxidación de los sulfuros de hierro presentes en algunos tipos de estériles mineros (Daniels & Zipper, 1997). Torbert *et al.* (1989) señalan la elevada

concentración de sales como uno de los posibles factores limitantes para la productividad en suelos mineros. Las sales que suelen estar presentes en suelos mineros desarrollados sobre estériles de carbón son sulfatos de Na, Ca, Mg y K (Daniels & Zipper, 1997).

Wilden *et al.* (1999) destacan el bajo pH y la extremadamente elevada conductividad eléctrica encontrados en estériles procedentes de la explotación de lignitos en Lusatía (Alemania), interpretando que ambas características derivan de la oxidación de los sulfuros inicialmente presentes. Señalan que, aunque la concentración de solutos va descendiendo con el tiempo transcurrido desde el vertido o extendido de los estériles, pueden resultar varios órdenes de magnitud superior a la presente en terrenos inalterados, incluso después de 55 años.

Otro inconveniente que ha sido documentado, en relación con la calidad o potencialidad de los estériles y suelos mineros, es la elevada presencia de sodio de cambio. Una elevada proporción de Na^+ en relación con el contenido en Ca^{2+} de cambio, lo que se denomina sodicidad o alcalinidad, revierte en un deterioro de la estructura del suelo (Rhoades & Loveday, 1990). Los materiales con un SAR (relación de absorción de sodio) elevado se dispersan rápidamente en contacto con el agua y, como consecuencia, se reduce enormemente la infiltración (Gilley *et al.*, 1977). Los mismos autores describen estériles mineros con valores de SAR que variaban entre 33 y 41, en una localización situada al norte de las Grandes Praderas.

La mayoría de datos referentes a problemas derivados de elevados contenidos en sodio provienen de investigaciones realizadas sobre terrenos alterados por un tipo de minería un tanto específico: la que se ocupa de la explotación de bentonita sódica en el Norte de las Grandes Praderas. Por ejemplo, Schuman *et al.* (1994) encuentran valores medios del SAR de hasta 63'1 en muestras de estériles mineros procedentes de la explotación de bentonita sódica en Wyoming.

3.7.3.-Contenido en materia orgánica.

No hay un nivel específico de materia orgánica que sea absolutamente necesario para una adecuada producción vegetal (Ammons, 1979). Las plantas pueden vivir sin materia orgánica, pero se reconoce que la presencia de la misma facilita mucho las cosas en procesos de restauración de terrenos mineros (Bradshaw & Chadwick, 1988).

Lo cierto es que la materia orgánica es considerada uno de los indicadores más útiles para la evaluación de la calidad y estabilidad del suelo (Larson & Pierce, 1994). Es un componente esencial debido a que proporciona carbono y energía a los microorganismos del suelo, estabiliza y une a las partículas del suelo en agregados, mejora la capacidad del suelo para almacenar y permitir el flujo de agua y aire, proporciona nutrientes, incrementa la capacidad de intercambio catiónico y disminuye la posibilidad de compactación. La materia orgánica es uno de los factores más importantes en el desarrollo de la estructura del suelo (Smith *et al.*, 1987). En la mayoría de los suelos minerales es la responsable del 30 al 65% de la CIC total (Campbell, 1978). Bendfeldt (1999) hace referencia al contenido en materia orgánica, junto al nitrógeno mineralizable y la estabilidad estructural, como variables clave para determinar la calidad de suelos mineros,

remarcando que en suelos mineros jóvenes la capacidad de intercambio catiónico está fuertemente influenciada por el contenido en materia orgánica.

La cuantificación de los contenidos en materia orgánica del suelo normalmente es realizada a partir de la pérdida de peso que supone su eliminación en la muestra analizada, o por determinación de un componente principal, como es el carbono orgánico.

Los principales métodos propuestos para la determinación de la materia orgánica a través del carbono orgánico del suelo son: por oxidación de la materia orgánica por vía seca (Young & Lindbeck, 1964); por vía húmeda con dicromato en medio ácido, destacando los métodos de Schollenberger (1927, 1945) y de Walkley & Black (1934); y por cromatografía (Dean, 1974). La materia orgánica puede determinarse también de forma directa por gravimetría con incineración en estufa (Ball, 1964; Jackson, 1964) y por termogravimetría (Wendlandt, 1986; Beltrán *et al.*, 1988).

El método más empleado en la determinación de la materia orgánica del suelo y también en terrenos alterados por minería, ha sido el de oxidación por vía húmeda con dicromato en medio ácido, que es conocido como método de Walkley & Black (1934), existiendo diversas variantes. Cuando en el suelo existe hollín, carbón o carbonilla, este método recupera una parte de estos materiales que puede variar entre un 2 y un 36% (USDA, 1999). Sin embargo, es curioso que se encuentren muy pocas referencias sobre los problemas que pueden aparecer cuando se mide el contenido en materia orgánica del suelo en estériles que contienen restos de carbón. Muy posiblemente, esto se deba a que gran parte de la literatura dedicada a estériles y suelos mineros sea norteamericana, donde, desde hace muchos años, los estériles mineros han sido recubiertos normalmente con estériles seleccionados no carbonosos o suelos nativos. Entre las citas que tratan el tema, puede ponerse como ejemplo el comentario de Whitford & Elkins (1986), el cual expresa literalmente que los estériles mineros procedentes de la minería de carbón pueden contener elevados niveles de materia orgánica, la cual es esencialmente carbón residual y que este material orgánico no puede considerarse equivalente a la materia orgánica del suelo.

También Mc Ginnies & Crofts (1986) interpretan que el elevado valor de materia orgánica (5.5 %) obtenido sobre una muestra compuesta de estériles mineros es debida a la presencia de fragmentos de carbón. Opeka & Morse (1979) fueron mucho más explícitos, demostrando que el carbón (especialmente las partículas no visibles) interfiere en las medidas de materia orgánica. Concluyeron que puede ser necesario desarrollar métodos de medida de contenidos de materia orgánica en suelos mineros que consigan eliminar las interferencias producidas por el carbón, las pizarras carbonosas y, posiblemente, otras sustancias.

Por fin, en WDEQ (1994), se expresa literalmente que un contenido superior al 10% de carbono orgánico medido por el método de Walkley-Black (1934), identifica estériles carbonosos problemáticos, los cuales deben ser recubiertos con una capa de un metro de materiales aptos para la revegetación.

Como ocurre con el carbón, la carbonilla, el hollín y los productos orgánicos de la combustión de combustibles fósiles y vegetales han sido considerados relativamente inertes desde el punto de vista bioquímico. Sin embargo, estudios recientes indican que la

degradación de estos materiales orgánicos, aunque siempre lenta, se produce con variaciones que dependen del tamaño de partícula, la composición química, el marco ambiental y la escala de estudio. Algunos rasgos que comparten estos compuestos con el carbón son los anillos aromáticos policíclicos como constituyente principal y probablemente también la presencia de poros pequeños, inaccesibles para los microorganismos (Schmidt, 1999). Se ha demostrado que algunos basidiomicetos descomponedores de la madera y las hojas muertas pueden atacar el carbón mediante enzimas oxidativas extracelulares, para lo que es necesaria la presencia de una fuente de C fácilmente oxidable, de modo semejante a como ocurre en el proceso cometabólico de la degradación de la lignina (Cohen & Gabriele, 1982; Hofrichter & Fritsche, 1997), si bien Rumpel *et al.* (1998) demuestran que la descomposición del lignito es mucho más lenta en comparación con la materia orgánica de origen edáfico.

Schaaf (2002), por ejemplo, interpreta que los estériles ricos en lignitos en Lusatia (Alemania) dan valores superiores en carbono y nitrógeno, al mismo tiempo que poseen una capacidad de intercambio catiónico superior a los estériles libres de restos de lignito y los suelos naturales, mostrándose más activos desde el punto de vista de los procesos edáficos y la dinámica de la vegetación. Sin embargo, afirman también que las partículas de lignito muestran una elevada estabilidad y resistencia a la descomposición fúngica o bacteriana.

Así pues, parece claro, por un lado, que la presencia de materia orgánica de origen geogénico va a interferir en las medidas analíticas de materia orgánica del suelo y por otro, que aunque es posible que retorne al ciclo actual de la materia orgánica por intervención de los hongos (Stevenson & Ardakani, 1983), no está claro que esto ocurra a corto plazo y queda sin resolver en qué proporción estará presente cuando se interprete un valor obtenido en laboratorio por los métodos corrientes de medida, ni que importancia ecológica inmediata puede jugar ese carbono orgánico de origen geogénico.

Evidentemente, una medida del contenido de carbono orgánico debido a la presencia de carbón, que podría acompañar a las medidas de contenido en materia orgánica del suelo en estos casos, sería una datación del ^{14}C , pero esto no resultaría del todo práctico.

En el futuro, en estériles procedentes de la minería de carbón, además de la medida del contenido orgánico empleando el método de oxidación por dicromato u otro, podría ser muy interesante realizar otra medida paralela, empleando un procedimiento diferente (Arranz, 1993). En particular, podría experimentarse algún tipo de separación física o técnica de fraccionamiento, como las que suelen usarse en la separación de las fracciones ligeras y pesadas de la materia orgánica del suelo, eligiendo un medio de peso específico adecuado, que permitiera la desunión de la materia orgánica fósil, junto con la materia orgánica más humificada y ligada a minerales, de aquella otra fracción más ligera y generalmente considerada de carácter menos recalcitrante. La fracción ligera es generalmente considerada como una reserva transitoria de la materia orgánica del suelo, dominada por residuos vegetales y animales. Christensen (1992) sugiere que, en general, la fracción ligera de la materia orgánica del suelo es un indicador mejor y más rápido sobre las consecuencias del manejo del suelo. Bendfeldt (1999) examina la fracción ligera en suelos mineros, concluyendo que es más influyente sobre los indicadores de calidad del

suelo que la materia orgánica total y que puede ser un buen indicador de calidad en sí mismo.

En el trabajo de Schmidt *et al.* (1999) se evalúa un método combinado de fraccionamiento y dispersión con aplicación de ultrasonidos, con objeto de distinguir las fracciones geogénicas y edafogénicas en suelos mineros, no llegando a conclusiones claras sobre la definición de un posible método sencillo y reproducible que permita resolver el problema en suelos de este tipo.

Algunos investigadores alemanes emplean un método para medir el contenido húmico mediante ataque con agua oxigenada al 6 % durante dos horas, cuando estudian este tipo de suelos (Burghardt, 1989; Burghardt & Niggemeyer, 2002; Burghardt *et al.*, 2003). El estudio de los resultados obtenidos y la comparación de los datos resultantes de aplicar conjuntamente el método de Walkley-Black y alguno de los otros procedimientos sugeridos sobre muestras tomadas en estériles y suelos mineros con restos de carbón podría ser objeto de futuros trabajos de investigación de enorme interés.

3.8.-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 (Sencindiver & Skousen, 1989).

Alexander, en su conocida obra *Introduction to soil microbiology* (1980) señala la importancia de una variada flora rizosférica para potenciar el crecimiento vegetal. También es ya parte del acervo edafológico el conocimiento de la trascendencia que tienen las asociaciones microbio-planta (diazotrofia, micorrización) o los procesos de mineralización de nutrientes para el establecimiento de las plantas.

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. El reestablecimiento de poblaciones viables puede ser relativamente lento (Ashby & Vogel, 1994). Cundell (1977), en referencia a los suelos mineros, afirmaba que éstos requieren actividad microbiana para poder ser y mantenerse estables y productivos. Por otra parte, la presencia de vegetación incrementa su número y actividad. 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 & 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 -como los hongos micorrizales-. Por ello, el desarrollo conjunto de la comunidad vegetal y microbiana puede facilitar la recuperación de ciertos medios alterados (Perry & 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).

Utilizado conjuntamente con ensayos enzimáticos, rápidos y de fácil reproducción, se obtiene una más clara imagen de la comunidad microbiana presente, a través de la medida de la capacidad del suelo para catalizar reacciones claves en los ciclos de nutrientes. Las más comúnmente analizadas son las actividades ureasa y fosfatasa, pues catalizan reacciones de mineralización extracelulares. Otro aspecto que se ha mostrado de enorme interés en rehabilitación de terrenos mineros es la actividad de las micorrizas.

Las micorrizas son un importante vínculo de conexión entre la planta y el suelo siendo responsables de incrementar el aprovechamiento de elementos minerales a través del aumento de volumen de suelo explorado. Las asociaciones micorrícicas han mostrado una mejora de la capacidad de supervivencia y del crecimiento de algunas plantas sobre estériles mineros (Lambert & Cole, 1980; Khan, 1981).

El establecimiento de estas asociaciones ha sido reconocido por algunos autores como un elemento fundamental en la rehabilitación de terrenos mineros (Marx, 1975; Zak & Parkinson, 1983). Danielson (1985) afirma que la existencia de micorrizas puede aliviar el estrés generado por la acidez y las elevadas temperaturas que a veces se alcanzan en suelos mineros.

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 & Eijsackers, 1989): bajo pH, alta salinidad, presencia de metales pesados 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. Los principales efectos que la fauna edáfica produce sobre las propiedades físicas del suelo son (Curry & Good, 1992):

- Labor de mezcla de material mineral y orgánico del suelo a través de la ingestión-excreción. Sobre todo los Lumbrícidos, Enquitreidos, Isópteros, Ácaros, Colémbolos y larvas de Dípteros contribuyen enormemente a la formación de suelo en condiciones de infertilidad, siempre que exista cierta acumulación de materia orgánica en superficie.
- Mejora de la porosidad y aumento de la descompactación mediante las galerías que excavan, especialmente los Lumbrícidos e Isópteros.
- Intervención en los procesos de humificación mediante la predigestión de los restos orgánicos, favoreciendo así el posterior ataque fúngico y bacteriano.

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 & Vogel, 1994). En lo que se refiere a la reintroducción de la fauna edáfica puede ser necesario un esfuerzo de investigación importante, pues existe un vacío evidente.

3.9.-EDAFOGÉNESIS EN SUELOS MINERO

De acuerdo con Severson & 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. Como se dijo anteriormente, esta es la definición que incluye una mayor variedad de casos reales y que está de acuerdo con el concepto de suelo siguiente: “*colectivo de cuerpos naturales de la superficie terrestre, en lugares modificados o, incluso, creados por el hombre a partir de materiales terrosos, que contienen materia viva y soportan o son capaces de soportar plantas en su superficie*” (USDA-Soil Surve Staff, 1975).

Desde que queda terminado el proceso de construcción del 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. Cuando se han empleado materiales procedentes de suelos nativos, el nuevo suelo conservará una impronta marcada por la herencia edafogenética acumulada en dichos materiales, pero no será el mismo (Lacalle *et al.*, 2000). 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.

El interés que pueden tener las investigaciones sobre génesis de suelos mineros –al margen del estrictamente científico-, estriba en que los conocimientos que se adquieran pueden servir, mediante retroalimentación de la información, a mejorar la toma de decisiones durante las primeras fases de restauración, permitiendo realizar mejores pronósticos sobre la potencialidad del suelo y planificar técnicas de manejo más refinadas (Hargis & Redente, 1984).

Uno de los trabajos más clásicos sobre génesis de suelos mineros es el de Schafer *et al.* (1979). Dichos autores estudiaron suelos de 50 años de antigüedad en un medio semiárido (Colstrip, Montana). Observaron una elevada proporción de elementos gruesos blandos dentro del perfil, los cuales proporcionan agua a las raíces. Refieren que la textura es continuamente modificada por la alteración de los elementos gruesos. Cuando no se restituyeron las capas superiores de los suelos originales, los suelos desarrollados sobre estériles de recubrimiento fueron peores, aunque reconocieron que dichos materiales funcionaron bien como base de la zona radicular. En el citado trabajo, se reconoce también que la juventud de los suelos no es un impedimento para conceder capacidad productiva. Se vio que algunas propiedades cambiaron 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. Finalmente,

observaron que la redistribución del carbonato cálcico de los suelos, hasta dar perfiles semejantes a los del entorno natural puede tardar en producirse tanto como 1.000 años y que algunas características (color del horizonte C, contenido en elementos gruesos y espesor) serán para siempre diferentes a los de los suelos naturales.

Chichester & Hauser (1991) evaluaron los cambios químicos producidos en cuatro perfiles distintos de suelos mineros de Texas entre los años 1981 y 1986. Encuentran que el contenido en carbono fósil y el pH descienden con el tiempo, mientras que el contenido de sales aumenta con la profundidad por efecto de la alteración y el lavado.

Haering *et al.* (1993) estudiaron el desarrollo de los suelos mineros sobre areniscas y limolitas procedentes de la minería de carbón en los Apalaches. Observan como, en sólo dos años, se forma claramente un horizonte A enriquecido en materia orgánica. A los cuatro años, son visibles rasgos de horizonación a mayor profundidad. Estos procesos son más pronunciados y evidentes a los ocho años. Como en otros casos, el contenido en fragmentos gruesos desciende y aumenta el contenido en limo, producto de la alteración de las limolitas. Durante los primeros tres años el pH y los contenidos en Ca y Mg descienden, para recuperarse después hasta los niveles iniciales. Esto último se interpreta como un efecto de la alteración de los carbonatos de las rocas y un retorno al ciclo realizado por la vegetación.

Leiros *et al.* (1995) describen cómo la capa superficial de los perfiles de los suelos en proceso de desarrollo sobre escombreras en Galicia, van mostrando distintos rasgos indicativos de la acción de procesos edafogénicos. Estos rasgos son: el enraizamiento, en ocasiones muy denso; la formación de estructura del suelo, generalmente de tipo migajoso; o bien, la presencia de coloraciones más oscuras en la superficie del perfil, debido al enriquecimiento de dicha capa en materia orgánica humificada. La presencia e importancia de estos rasgos responde a la edad del suelo. Así, en perfiles de suelos de 1 y 2 años de edad, no existe apenas diferenciación morfológica entre la parte superior y el resto del perfil. El único rasgo de edafogénesis es la presencia de un fuerte enraizamiento. En los suelos de 3 años fue posible observar una pequeña capa -de 2 cm- con una ligera estructura, en unos casos migajosa y en otros poliédrica. En los perfiles de 4 años la separación entre horizontes fue más clara que en los de 3 años.

Generalmente se observó un límite neto entre la capa superficial y las siguientes. En todos los casos, el horizonte superficial presentó fuerte enraizamiento, estructura migajosa y menor abigarramiento que las capas subyacentes. El espesor de la capa superficial llegó a alcanzar los 15 cm pero en general, sólo afecta a los primeros 5 cm. En los suelos de 5 años se advirtió ya un horizonte superior granular de hasta 28 cm, con límite neto sobre una capa de estructura poliédrica. Todos los perfiles descritos fueron siempre de tipo AC y se calculó la velocidad media de formación del horizonte superior en unos 2,4 cm/año.

Thomas *et al.* (2000) estudiaron suelos mineros de diversas edades, desarrollados sobre estériles de carbón en Virginia Occidental. Describen horizontes A en todos ellos, con espesores que fueron desde los 6 cm (en un suelo de 2 años) a los 10 cm (en un suelo de 23 años). Describen un horizonte Bw en el suelo más viejo (23 años). El espesor total del solum fue siempre inferior en los suelos mineros que al que puede encontrarse en los suelos mineros del entorno, pero, sin embargo, con excepción del suelo minero de dos

años, el grosor de los horizontes A en los suelos mineros superó al de los suelos naturales. La formación de agregados se incrementó con la edad del perfil estudiado.

Reintam (2001) investigó los suelos en desarrollo sobre detritus calizos con restos de pizarras bituminosas en el Noreste de Estonia. Dichos lugares fueron reforestados con *Pinus sylvestris* entre los años 1965 y 1970. Se encontraron horizontes A delgados, de color negro pardusco y horizontes de tipo AC pardo grisáceo oscuro que alcanzan hasta los 20–25 cm. También se observó cómo se produce una acumulación de arcilla y humus en el horizonte superior y de limo por debajo de él.

Así pues, parece que los cambios más significativos a corto plazo llevan a la formación de un horizonte A delgado y enriquecido en materia orgánica en la práctica totalidad de los casos en los que se ha establecido algún tipo de cubierta vegetal, dando lugar a perfiles de tipo AC y sólo excepcionalmente a perfiles más evolucionados.

3.10.-CLASIFICACIÓN DE SUELOS MINEROS

Según Ammons (1979), el estudio de los suelos mineros, basado en una toma de datos sobre el terreno y con apoyo analítico, debe quedar reflejado en una clasificación realista, que sirva como punto estándar de referencia para futuras investigaciones, que pueda permitir la comparación, así como para que la evaluación de suelos pueda ser lo más homogénea posible en diversas localizaciones y tipos de minería.

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. Lyle (1980) revisó once modelos de clasificación de suelos mineros asociados a la minería de carbón, concluyendo que el sistema que puede ser más útil debe estar basado en el esquema de clasificación de la Soil Taxonomy.

Por otro lado, conviene no olvidar que, en buena medida, 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.

Según Indorante & Cansen (1984), durante bastantes años, las áreas afectadas por minería a cielo abierto en Estados Unidos eran sencillamente delimitadas en las cartografías de suelos y señaladas como mine dump o strip mine (escombreras de mina o minas a cielo abierto). Durante los años 70 las investigaciones de suelos generalmente identificaban las tierras mineras como Orthents. En los años 80, la mayoría de los terrenos alterados por minería del Este de USA han sido cartografiados como Udorthents, a veces con diferenciación de fases. En algunos casos se realizaban algunas distinciones; por ejemplo, en St. Clair County (Illinois) se distinguían entre escombros remodelados y no remodelados. De manera semejante, en The Saline County, también en Illinois, se hizo la distinción entre escombros ácidos (tóxicos) y escombros no tóxicos. En otros casos se utilizaron modificadores que hacían referencia a las características texturales. Desde 1984 la política del Servicio de Conservación de Suelos (USDA) tendió a definir series de suelos en las áreas alteradas y cartografiar fases de series.

Según Thurman & Sencindiver (1986), el National Cooperative Soil Survey empleó la clasificación americana (Soil Survey Staff, 1975) para clasificar y cartografiar los suelos mineros en el condado de Belmont y en los condados de Monongalia y Marion, respectivamente (Rubel *et al.*, 1981, Wright *et al.*, 1982). Ohio puede haber sido el primer estado norteamericano que ha usado formalmente series de suelos mineros (Rubel *et al.*, 1981). Desde aquellos años, la mayoría de estados con abundancia de terrenos alterados por minería ha utilizado las series de suelos mineros, siendo clasificadas la mayoría de ellas dentro de varias familias de los Typic Udorthents.

Salvo en las mencionadas excepciones, 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 óchricos, lleva a clasificar a los suelos mineros siempre como Orthents. Esto quiere decir, efectivamente, que la Soil Taxonomy admite la inclusión de estos suelos dentro de su sistema, aunque en una categoría que, en cierto modo, funciona como un “cajón de sastre”.

En los finales de la década de los 70, investigadores de la Universidad de Virginia Occidental (West Virginia University, WVU) presentaron datos que sugieren que los suelos mineros no están apropiadamente definidos en la Soil Taxonomy. Por ello, 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) presentaron el nuevo suborden en el 11º Congreso Internacional de la Ciencia del Suelo, que se celebró en Edmonton (Canadá).

Las enmiendas propuestas al sistema de clasificación americano no han sido todavía oficialmente aceptadas (Soil Survey Staff, 1994), aunque, desde entonces, dicho sistema de clasificación de los suelos mineros ha sido regularmente utilizado por el grupo de investigadores de la WVU.

Las modificaciones sugeridas a la Soil Taxonomy son el resultado del estudio de suelos mineros de menos de un año a más de 150 años de edad en los estados de los Apalaches y del Centro-Oeste, de los Estados Unidos. Como consecuencia de dichos trabajos se llega a la conclusión de que, generalmente, estos suelos reúnen al menos tres o a menudo todas las particularidades siguientes (Sencindiver *et al.*, 1978; Thurman *et al.*, 1985; Sencindiver & Ammons, 2000):

- Fragmentos gruesos desordenados.
- Moteados de color no asociados con la horizonación, o sea, independientes de la formación de horizontes.
- Distribución irregular del carbono oxidable.
- Formación de puentes de fragmentos gruesos entre vacíos o vanos.
- Bordes afilados, puntiagudos o astillados en los fragmentos gruesos.
- Horizonte superficial delgado rico en materiales finos.
- Artefactos o materiales extraños.
- Fragmentos gruesos carbolíticos.
- Bolsas de materiales diferentes a lo que les rodea.

Estas características de los suelos mineros no se insertan en las definiciones y los conceptos de los subórdenes de la taxonomía de suelos americana.

Todos los Spolents que han sido clasificados, son Udispolents. Dentro de dicho gran grupo se han distinguido los siguientes subgrupos (Smith & Sobek, 1978; Thuman *et al.*, 1985):

- *Fissile*, con al menos un 65% de elementos gruesos formados por pizarras, (con pizarrosidad) que se alteran rompiéndose en escamas o láminas.
- *Plattic*, con al menos un 65% de elementos gruesos areniscosos, grises.
- *Regolithic Plattic*, con un 90% ó más de elementos gruesos areniscosos de color pardo.
- *Carbolithic*, con más de un 50% de elementos gruesos negruzcos, carbonosos y restos de carbón pulverulento.
- *Schlickig*, con al menos un 10% de elementos gruesos, de los cuales más del 65% proceden de limolitas sin pizarrosidad y sin reacción ante el HCl.
- *Kalkig*, con al menos 65% de elementos gruesos calizos o procedentes de calcilutitas (con reacción ante el HCl).
- *Matric*, con menos de 10% de elementos gruesos.
- *Pyrolithic*, con al menos un 50% de los elementos gruesos vítreos, cerámicos o cenicientos, formados por la combustión de materiales carbonosos. Suelen tener colores rojos, pardos o amarillos, con oquedades.
- *Typic*, cuando no domina ningún tipo de roca, o no puede incluirse en otro subgrupo.

Smith & Sobek (1978) establecieron como criterios de distinción de familias de suelos mineros: la textura, la mineralogía, la reacción y la temperatura del suelo. Sencindiver & Ammons (2000) comentan que el sistema ha resultado adecuado en suelos mineros originados por tipos de minería distintos de la del carbón.

Desde un punto de vista más general, este tipo de suelos han sido incluidos dentro de términos como antropogénico, o antropogeomórfico, los cuales son términos tan vagos como “litogénico” “topogénico”, suelo “de bosque” o “de pradera”. En Rusia (Shishov *et al.*, 2001) ha incluido estos suelos en lo que ha llamado “formaciones superficiales tecnogénicas”.

Para terminar, en la Base Mundial de Referencia para los Recursos de Suelos (WRBSR, 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.

B-RELACIÓN ENTRE SUELO Y PLANTA

**3.11.-LOS METALES PESADOS EN EL SISTEMA SUELO-PLANTA:
ASIMILACIÓN POR PLANTAS**

Las interrelaciones que afectan la dinámica de los metales pesados entre el suelo y la planta se han agrupado en la fig. 3.1 Aquí, el sistema suelo-planta se considera abierto, sujeto a entradas, como contaminantes, fertilizantes, plaguicidas etc. y pérdidas como la exportación de metales por cosechas, lixiviados, erosión y volatilización.

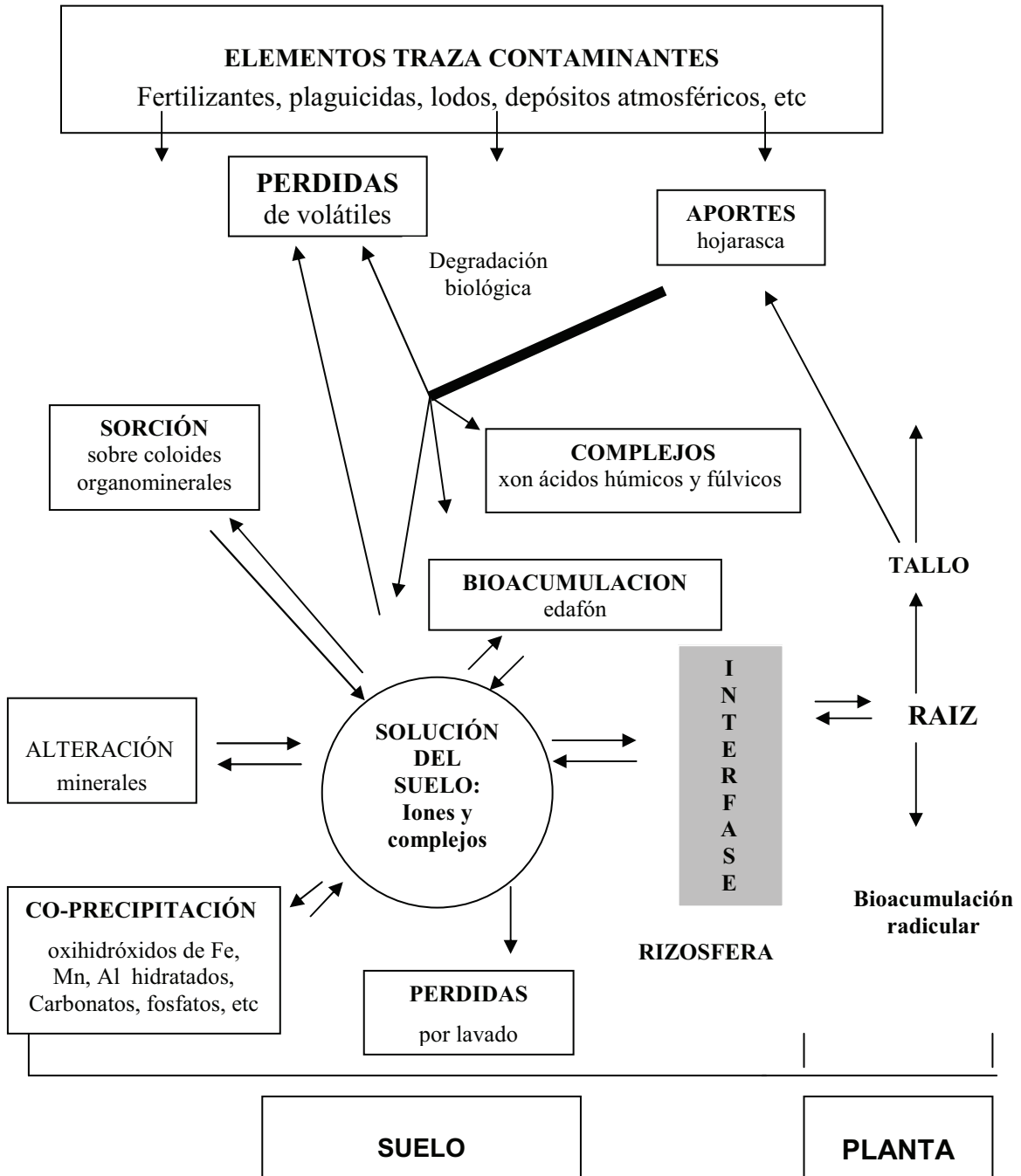


Figura 3.1.-Dinámica general de los elementos traza en el sistema suelo planta (adaptación del modelo de Peterson & Alloway (1975).

A) Mecanismos que condicionan la biodisponibilidad de nutrientes

En la figura 3.2., se puede observar la complejidad de los mecanismos que condicionan la biodisponibilidad edáfica de nutrientes, tanto para los microorganismos como para los vegetales. Los pozos depósito están constituidos por las especies particuladas y las coloidales, que se rigen por isotermas de adsorción/desorción con el pozo de intercambio o fase líquida (“solución del suelo”).

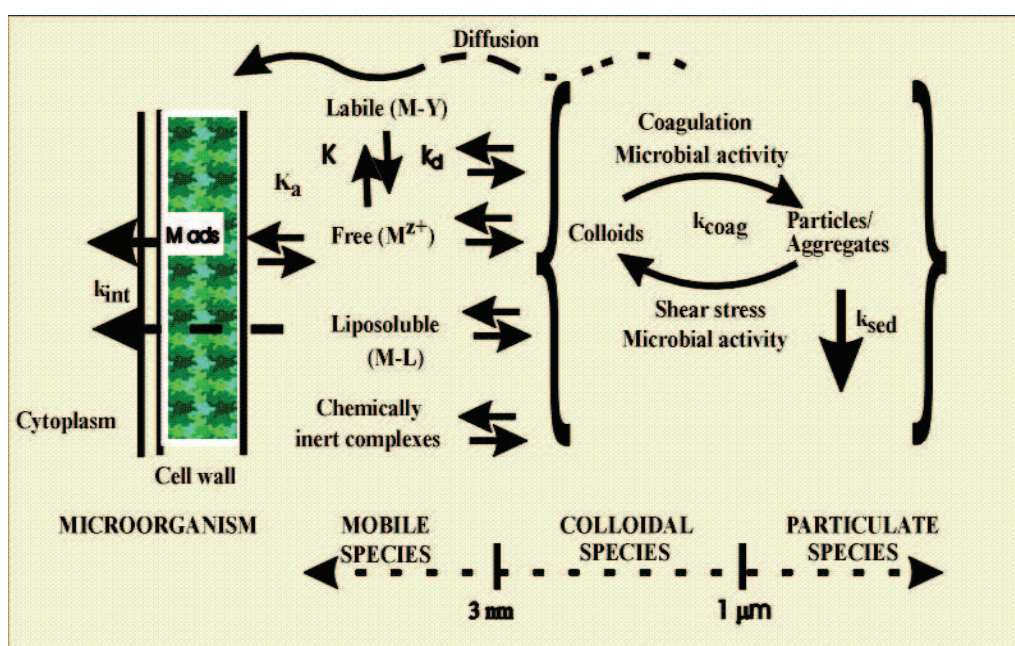


Figura 3.2.-Conjunto de mecanismos que están implicados en la biodisponibilidad edáfica de nutrientes.

Si los mecanismos anteriores son de naturaleza puramente fisicoquímica, los seres vivos que conforman el ámbito rizosférico cooperan a la movilización de aquellos nutrientes de biodisponibilidad limitada, aportando moléculas con capacidad quelante, capaces de modificar su límite de solubilidad y movilidad en el seno de la interfase suelo-planta. También la presencia y tipo de vegetación afecta al comportamiento de los metales pesados en el suelo, puesto que las condiciones de la rizosfera, condicionados por los rizodepósitos, modifican la disponibilidad de estos elementos (Basta & Tabatabai, 1992; Chen *et al.*, 1995).

Por otra parte, estos metales si se introducen en el suelo en forma de aportes o enmiendas, entrarán en la dinámica del mismo, sufriendo una serie de reacciones de adsorción, precipitación, etc. Estas reacciones se producen en mayor o menor extensión dependiendo del tipo de metal y del material presente en el suelo. Si hablásemos del Ni, metal con poca tendencia a ser fijado en forma no intercambiable (Berrow & Mitchel, 1980; Emmerich *et al.*, 1982), estas reacciones tenderán a modificar las relaciones fase sólida-fase disolución con otros elementos en el suelo, al interferir en su dinámica. Los trabajos realizados por Lacalle *et al.* (2000), con tres tipos de suelos y estando unos contaminados y otros no, demostraron que existen diferencias para la biodisponibilidad del

Ni, Cr y Pb en suelos contaminados con metales pesados, respecto a suelos no contaminados.

En cuanto a los materiales presentes o adicionados al suelo como enmendantes, también modificarán la movilidad y disponibilidad de estos elementos en el suelo, obteniéndose comportamientos distintos si estos materiales son suelos mineros, lodos de depuradora, turba, fertilizantes inorgánicos, enmiendas alcalinas, etc., (Lorenz, *et al.*, 1994; Gorlach & Gambús, 1991; Harter, 1992).

B) Absorción radicular

Según Wild (1988) y Chaney & Giordano (1977), los factores que afectan a la cantidad de cada metal asimilado por los vegetales dependen de los siguientes factores:

- Concentración y especiación del metal en la solución del suelo.
- Movimiento del metal desde la masa del suelo hasta la superficie de la raíz.
- Transporte del metal desde la superficie de la raíz hasta la raíz.
- Translocación desde la raíz al brote.

Los vegetales adquieren los iones presentes en la solución del suelo. Su absorción está ampliamente determinada por la cantidad total de aquellos, presentes en la solución, pero, en el caso de iones fuertemente adsorbidos, la absorción es más dependiente de la cantidad de raíz producida (Wild, 1988). Las micorrizas son hongos simbióticos en los cuales incrementa efectivamente el área de absorción de la raíz y puede ayudar en la toma de iones nutrientes, como el ortofosfato y micronutrientes. Las raíces tienen una capacidad de intercambio iónico verdaderamente grande, por la presencia de grupos carboxilo y éstos pueden formar parte de los mecanismos de los movimientos de iones a través de la parte exterior de la raíz hasta el plasma donde tiene lugar la absorción activa.

La absorción de los metales en la raíz se realiza mediante mecanismos pasivos (no metabólicos) y activos (metabólicos) y su ritmo de asimilación depende a su vez de la satisfacción “*on line*” de sus necesidades metabólicas y estado de las reservas en cada momento fisiológico de la planta.

La absorción pasiva implica difusión de iones desde la solución del suelo hasta la endodermis radicular. La absorción activa toma un lugar contrario al gradiente de la concentración pero requiere energía metabólica y puede, por lo tanto, ser inhibida por toxinas. Los mecanismos son diferentes entre los metales asimilados; por ejemplo la absorción del Pb está generalmente considerada como pasiva mientras que la del Cu, Mo y Zn, es metabólicamente activa, o una combinación de ambas activa y pasiva (Kabata Pendias & Pendias, 1992).

Los mecanismos de absorción pueden variar para los diferentes iones metálicos, pero los iones los cuales son absorbidos dentro de la raíz por los mismos mecanismos son igualmente competitivos con cada uno de los otros. Por ejemplo, la absorción del Zn es inhibida por la del Cu y H^+ , pero no por el Fe y el Mn; la absorción del Cu es inhibida por la del Zn, NH_4^+ , Ca y K (Barber, 1984; Graham, 1981).

La rizosfera es la zona alrededor de 1-2 mm de espesor entre las raíces de la planta y el suelo circundante (Fig. 3.1). Recibe apreciable cantidad de materia orgánica de las raíces, incluyendo exudados, rizodepósitos, mucigel, etc., (Marschner, 1986). Estos componentes orgánicos condicionan en la rizosfera una actividad microbiológica y bioquímica intensa y facilitan que las raíces movilicen (por acidificación, cambios redox, o formación de complejos orgánicos) ciertos de los metales fuertemente adsorbidos en el suelos. Componentes fenólicos y ciertos aminoácidos y péptidos son conocidos por su implicación en la solubilización de Fe^{3+} y Mn^{4+} (Marschner, 1986).

Cuando los exudados de raíces contienen sustancias como el ácido fitosiderófori 2'-dioximugénico capaz de retener diversos metales de la solución, en las proximidades de la raíz, no aparecen serias deficiencias en micronutrientes tales como el Fe y Zn (Kabata Pendias & Pendias, 1992). Mench & Martin (1991) mostraron que los exudados de raíz de maíz y tabaco (con contenidos idénticos de carbono) extraían distintas cantidades de Mn, Cu, Cd y Fe que eran distintas a las de los exudados de otros vegetales. Los exudados de la raíz de tabaco aumentan la extracción del Cd pero disminuían la del Fe; mientras que los de maíz no afectaban a ninguna de las concentraciones de estos metales y sin embargo hiperacumulan Pb en su tallo.

Una de las técnicas habituales para la corrección del pH de los suelos es el encalado. Sus efectos en cuanto a la disponibilidad de los metales en suelos enmendados con biosólidos aportaron reducciones en cuanto a la solubilidad y formas intercambiables de cadmio, níquel y cinc, disminuyendo la absorción de éstos por las plantas (Krogmann, *et al.*, 1997).

Peles *et al.* (1996), por el contrario encontraron como el efecto del encalado en suelos que habían recibido biosólidos durante 11 años, no era consistente en lo referente a la reducción de la absorción de metales en diferentes cultivos (soja y trigo). Para estos cultivos el encalado disminuye significativamente la concentración de cadmio y cinc en la soja, pero no se afecta al cobre y plomo en este mismo cultivo y esta práctica no reduce ningún metal en los suelos enmendados con biosólidos si el cultivo es el trigo. La absorción de metales en un cultivo de cebada incrementaba, en un suelo calcáreo enmendado con compost, cuando aumentaba la concentración de metales pesados, la concentración de cadmio y cinc en el suelo se correlacionaba positivamente con las concentraciones de cadmio y cinc en la planta (Moreno *et al.*, 1996).

En otras palabras, aceptando que las enmiendas con biosólidos, incrementaban las concentraciones de nitrógeno, fósforo, hierro, cobre y cinc en el suelo, también modifican la salinidad del suelo y el contenido de materia orgánica Navarro Pedreño *et al.* (1996) y con ella el concepto de transferencia hacia la planta.

Otras experiencias demuestran que la absorción de metales desde el suelo es más alta en plantas cultivada en macetas con suelo en un invernadero que con el mismo suelo en el campo (Graham, 1981, Marschner, 1986). Page & Chang (1978) y De Vries & Tiller (1978), encontraron que las lechugas y los bulbos de cebolla absorbían 6 y 25 veces más de Cd, respectivamente, cuando se cultivaban en macetas y en el campo, empleando el mismo suelo.

Las diferencias relativas en la absorción de iones metálicos entre especies de plantas y sus cultivares se atribuye a diferentes factores, incluyendo:

- Área de superficie de la raíz.
- CIC de la raíz.
- Exudados de raíz.
- Velocidad de evapotranspiración.

Este último mecanismo afecta al flujo de masa de la solución del suelo en torno a la raíz y por lo tanto al movimiento de iones hacia la superficie. Kloke *et al.* (1994) establecieron un orden general para los coeficientes de transferencia para la mayoría de los metales pesados biológicamente importantes los cuales se muestran en la tabla 3.6.

Cada coeficiente de transferencia se establece por la diferencia de concentración del metal en el tejido de planta y en el suelo, dividida por la concentración total de metal en el suelo. Aunque numerosos factores del suelo y la planta pueden afectar a la acumulación de metales en las plantas, los valores dados son entendidos como guías para el orden de magnitud de los coeficientes de transferencia y no los valores precisos.

Tabla 3.6.-Coeficientes de transferencia en el sistema suelo-planta (Kloke *et al.*, 1994).

| Elemento | Coefficiente de transferencia |
|----------|-------------------------------|
| Cd | 1-10 |
| Co | 0,01-0,1 |
| Cr | 0,01-0,1 |
| Cu | 0,1-10 |
| Hg | 0,01-0,1 |
| Ni | 0,1-1 |
| Pb | 0,01-0,1 |
| Tl | 1-10 |
| Zn | 1-10 |
| As | 0,01-0,1 |
| Be | 0,01-0,1 |
| Se | 0,1-10 |
| Sn | 0,01-0,1 |

De los valores expuestos los coeficientes de transferencia más altos corresponden a Cd, Tl y Zn y son, de entre todos los metales considerados, los que se absorben y translocan más rápidamente.

C) Translocación de metales en el interior de las plantas

Una vez que estos iones metálicos han sido absorbidos por raíces y hojas y han alcanzado los vasos xilemáticos y/o floemáticos, se distribuyen por toda la planta. La velocidad y la extensión de su movimiento en el interior de las plantas dependen de cada uno de los metales implicados, el órgano y la edad de la planta y el ritmo fotosintético. Así, Mn, Zn, Cd, B, Mo y Se fueron clasificados por Chaney & Giordano (1977) como elementos de traslocación rápida, alcanzando rápidamente las partes aéreas de la planta; Ni, Co y Cu quedaban en lugares intermediarios y Cr, Pb y Hg se acumulaban en el área radicular.

Los trabajos llevados a cabo en el fluido xilemático han mostrado que el Mn se puede encontrar presente como ión libre; sin embargo en el arroz el 35 % de Mn está en forma orgánica; Ni y Zn pueden existir como complejos aniónicos y el Cr tiene preferencia por un anión trioxalato-Cr³⁺ (Bowen, 1979). El Cu puede formar complejos orgánicos con aminoácidos o con otras formas aniónicas complejas (Loneragan, 1979). En las hojas, los iones metálicos pueden incorporarse configurando metal-proteínas o traslocados al tallo de la planta por vía floemática acompañando al fotosintato.

Otros autores afirman la existencia de un orden decreciente de translocación, que afecta y ordena a ciertos elementos: Cd > B > Zn > Cu > Pb (Kabata Pendias & Pendias, 1992). En experiencias propias realizadas en campo con cultivos de cebada abonados con diferentes agroquímicos y enmiendas se han obtenido ciertas coincidencias.

Es importante reconocer que muchas especies de hongos y líquenes pueden acumular cantidades de metales relativamente grandes, incluso en suelos forestales no contaminados. Esto es muy importante en el caso de especies comestibles, particularmente el champiñón, el cual puede acumular metales potencialmente peligrosos, como el Cd, hasta niveles significativamente altos, cuando los suelos se encuentran contaminados.

D) Interacciones entre “metales pesados” y “nutrientes” en el seno vegetal

Jenne (1986) organiza las interacciones entre distintos elementos traza que se encuentran presentes en un ser vivo. Cuando dos o más elementos interaccionan generando una toxicidad menor que la esperada de la suma de las capacidades tóxicas individuales se dice de la mezcla que tiene efecto antagónico, mientras que si esta es mayor, el conjunto de los elementos genera un efecto sinérgico y si es igual, del conjunto se dice tener un efecto aditivo. Kabata Pendias & Pendias (1992) agrupa estos efectos entre los elementos traza en el seno del metabolismo vegetal y en el ámbito de la interfase suelo-planta y de la superficie radicular, donde las interacciones químicas entre aquellos pueden afectar a la absorción nutricional

3.12.-METALES PESADOS Y TOXICIDAD VEGETAL

Las concentraciones excesivas de cationes (incluidos los esenciales) una vez superado el umbral de cada especie vegetal afectan a diferentes áreas metabólicas y fisiológicas, muestra una variada gama de mecanismos de actuación

Tabla 3.7.-Alteraciones fisiológicas o metabólicas generales detectadas por diferentes cationes al sobrepasar el dintel umbral de toxicidad.

| Alteración fisiológica o metabólica | Catión responsable del efecto |
|---|--|
| Cambios en la permeabilidad de la membrana de la célula | Ag, Au, Br, Cd, Cu, F, Hg, I, Pb, UO ₂ |
| Reacciones de grupos de sulfhídrico (-SH) con cationes | Ag, Hg, Pb |
| Competición por los lugares con metabolitos esenciales | As, Sb, Se, Te, W, F. |
| Afinidad para reaccionar con grupos fosfato y grupos activos de ADP o ATP | Al, Be, Y, Zr, lantánidos y posiblemente todos los metales pesados |
| Sustitución de los iones esenciales (principalmente los cationes más importantes) | Cs, Li, Rb, Se, Sr |
| Ocupación de los lugares por grupos esenciales tales como fosfato y nitrato | Borato, bromato, seleniato, telurato y tungstato |
| Desacoplantes energético | Arseniato, fluoruro. |

Sin embargo, en los vegetales, las manifestaciones de toxicidad de los diferentes metales pueden variar por el genotipo de la planta y las condiciones experimentales. Cuando la concentración de los metales se hace excesiva, los síntomas se manifiestan con mayor claridad con Hg, Cu, Ni, Pb, Co, Cd, Ag, Be y Sn (Mench & Martin, 1991).

Entre los mecanismos de tolerancia a metales que presentan los vegetales, se incluyen (Kabata-Pendias & Pendias, 1992):

- Absorción selectiva de iones.
- Descenso de la permeabilidad de membranas y alteraciones en la estructura y función de las membranas y paredes radicales de tejidos.
- Inmovilización de iones en las raíces, follaje y semillas.
- Transporte de iones del metabolismo por deposición y fijadas en formas insolubles.
- Alteración metabólica: aumento del sistema enzimático que es inhibido o aumento del metabolismo antagónico, o reducción metabólica en los lugares de inhibición.
- Adaptación de los metales tóxicos reemplazados de un metal fisiológico en un enzima.
- Liberación de iones de las plantas por lixiviación del follaje y excreción de las raíces.

La tolerancia se manifiesta de forma específica para cada metal, aunque una planta puede poseer mecanismos que la permitan tolerar excesos de más de un elemento. También se presentan distintos mecanismos de adaptación por parte de distintos seres vivos frente a un determinado metal (Lepp, 1981).

El hecho de la tolerancia de las plantas a diferentes metales es de gran utilidad en la eliminación de éstos en áreas contaminadas, siendo una de las alternativas más utilizada en la actualidad, como se expone a continuación.

C-LAS PLANTAS

3.13.-SELECCIÓN DE ALTERNATIVAS PARA LA UTILIZACIÓN DE TÉCNICAS DE RECUPERACIÓN DE SUELOS CONTAMINADOS

Existen numerosas técnicas basadas en diferentes mecanismos, que son capaces de eliminar o reducir a niveles tolerantes un determinado contaminante (Volke & Velasco, 2002), para ello se utilizan como objetivos los siguientes:

- Proteger la salud y el medio ambiente.
- Cumplir con la legislación.
- Coste reducido
- Que constituya una solución permanente

Para llevar a cabo una adecuada selección de la técnica de remediación, hay que establecer en primer lugar el diagnóstico preciso del tipo de contaminante, dimensión de la contaminación y futuro uso del lugar contaminado, además sería conveniente establecer un diagnóstico sobre la posible incidencia de la contaminación en el agua subterránea (ITGE, 1995; MMA, 1996; Seoáñez, 1999). La evaluación de las alternativas, debe hacerse en base a una serie de criterios:

- Disponibilidad de la técnica seleccionada.
- Experiencia en el tipo de proyecto a realizar.
- Ventajas y desventajas de las diferentes alternativas

A) Técnicas físico-químicas.

En general se trata de técnicas que abarcan un amplio espectro de metodologías y cuya aplicación puede llevarse a cabo "in situ" o "ex situ". En ocasiones suponen una alta agresión para el medio edáfico, provocando alteraciones en sus características lo que provoca tras la descontaminación cambios en el suelo que impiden recuperar el uso anterior (USEPA, 1999).

1.-Técnicas de extracción. Entre ellas, las más conocidas son el "Soil Washing" ó lavado de suelos, se realiza habitualmente en depósito. Se basa en una separación o una reducción del volumen. El rendimiento depende de la solubilidad de los compuestos contaminantes en la solución de lavado que se utilice (Raghavan, 1988). Otra de las técnicas es la conocida como "Soil Vacuum". Se produce una extracción de los contaminantes y se utiliza para eliminar compuestos orgánicos volátiles y mercurio. Para potenciar la eficacia se puede utilizar además vapor de agua. Una modificación es la técnica de Soil Venting, donde se combina el efecto de extracción con la inyección de aire. En este tipo de técnicas las características fisicoquímicas del suelo pueden alterar la eficacia de la técnica (Toy & Griffith, 2001).

2.-Técnicas químicas. Decloración, Oxidación química, neutralización. Son técnicas, que se pueden realizar "in situ". La decloración se basa en originar una detoxificación en el suelo. Se puede utilizar cuando los contaminantes son compuestos halogenados de tipo aromático. La oxidación química se utiliza en casos de contaminación

por cianuros u otros compuestos fácilmente oxidables. En el caso de la neutralización además de la detoxificación se puede llevar a cabo procesos de inmovilización. Se eliminan de esta forma ácidos y bases.

3.-Técnicas de fijación y/o encapsulación. En general el objetivo es almacenar e inmovilizar, con lo que el principal problema es evitar que los productos de transformación o lixiviados no constituyan una nueva fuente de contaminación. Ejemplos de estos procesos son la vitrificación y solidificación con cal o cemento.

4.-Técnicas de tratamiento térmico. Se puede aplicar para eliminar compuestos orgánicos, pero las limitaciones se basan en la formación de gases de combustión, además de la producción de cenizas. Se trata de procesos de pirólisis, hornos rotativos o tratamientos por infrarrojos (Sengupta, 1993).

5.-Técnicas de lavado. Se aplican en lecho o "in situ" y combinan el efecto del lavado con procesos como la fotólisis (eliminación de dioxinas), precipitación (en el caso de metales), adsorción (para residuos de alto peso molecular y poco polares), o intercambio iónico; donde además de separar los contaminantes es necesario inmovilizarlos. Requiere valores de pH adecuados. Un caso particular de estas técnicas lo constituyen las electrocinéticas, basadas en la separación en cargas iónicas de los contaminantes, mediante el efecto de la corriente eléctrica a través de una solución de purga añadida al suelo (Sengupta, 1993).

B) Técnicas biológicas.

En la actualidad, se potencia la utilización de este tipo de técnicas, ya que no producen en general agresiones en el entorno, aunque la dimensión de la contaminación y el tiempo requerido para el desarrollo del proceso de descontaminación no las hacen adecuadas en todos los casos (Flechas & Latady, 2003).

De todas estas técnicas son las biológicas las más utilizadas en la actualidad en la descontaminación de suelos, pues las técnicas de tipo físico o químico son muy caras y solo se pueden realizar en casos muy concretos o en experimentación (Saxena *et al.*, 1999; Wenzel *et al.*, 1999). Dentro de las técnicas biológicas hay dos procesos diferentes: La biorremediación y la fitorremediación, siendo esta última la que va destinado este estudio.

3.14.-BIORREMEDIACIÓN

La biorremediación se define como un procedimiento natural, a lo largo del cual distintos microorganismos son capaces de eliminar los contaminantes orgánicos e inorgánicos de un determinado medio (Spain, 2003). La mayoría de los microorganismos son capaces de utilizar compuestos presentes en su entorno y transformarlos en precursores de sus constituyentes celulares y obtienen la energía que necesitan para realizar los procesos biosintéticos. A causa de esta capacidad de adaptación, las bacterias del suelo y algunos hongos son capaces de metabolizar nucleosidos y radicales relativamente inertes y utilizarlos como fuente de carbono y energía para su crecimiento. (Lynch, 1990).

De aquí surge el interés por los microorganismos en la transformación de productos de desecho tanto industriales como naturales. De esta forma además de poder abordar la descontaminación ambiental de sustancias tóxicas y/o persistentes, se conseguiría la integración del carbono y del nitrógeno contenido en los compuestos de estructura inerte al ciclo biológico del suelo, con lo que se contribuiría al mantenimiento del propio equilibrio biológico en la naturaleza (Jennings & Manoca, 1994)

En general este tipo de estudios llevan desarrollándose un par de décadas, sobre todo a escala piloto, aunque ya en los últimos años se comienzan a desarrollar a escala real, utilizando en algunos casos especies cultivadas (El-Kherbawy, 1989) y tanto en el caso de suelos contaminados como en el caso de aguas o efluentes. En el sistema a aplicar debe considerarse las condiciones específicas del medio a descontaminar, evaluando las interacciones entre el contaminante del suelo y los microorganismos, así como el conjunto de la población que acompaña a los mismos y que también interviene en los procesos de biotransformación tanto de condiciones físico como químicas (Campbell & Greaves, 1990; Karthikeyan & Kulakow, 2003).

Los procesos de biorremediación de suelos contaminados pueden realizarse "*ex situ*", como los tratamientos de landfarming, -utilización de biofiltros o biorreactores o compostaje-, así como actuaciones "*in situ*" sin excavación de suelo, que fundamentalmente se centran en la bioestimulación o bioaugmentación, la utilización de enzimas y la fitorremediación. En estas técnicas no se debe olvidar algo tan importante como las características fisicoquímicas y biológicas de los suelos a tratar (Lynch, 1982). Como se señalaba anteriormente, antes de iniciar un proceso de biorremediación, tendremos que considerar:

- los microorganismos y características del suelo.
- la naturaleza y concentración de los contaminantes
- la dinámica de los contaminantes en el suelo.
- la actividad biológica del suelo y los procesos de transformación de los contaminantes

Actualmente se está realizando numerosos estudios encaminados a la aplicación conjunta de microorganismos en colaboración con los procesos de fitorremediación ya que se ha demostrado que existe una clara relación entre la asimilación de metales y el sistema radicular, en el cual van a ser determinantes los microorganismos presentes en el suelo (Raskin, 1995; Watanabe, 1997). La rizosfera es la parte más dinámica del suelo y donde tienen lugar la mayoría de los procesos biogeoquímicos relacionados con los ciclos biológicos en los que intervienen estos microorganismos (Wenzel *et al.*, 1990). Estos procesos se producen en los 5-10 primeros cm del suelo, siendo fundamental para la formación del ecosistema, (Wolters & Achaefer, 1994), aunque dependerá también de las características de los componentes abióticos, pero debido a la gran diversidad de microorganismos siempre habrá comunidades de ellos para los diferentes medios (Lee, 1991).

Dentro de los microorganismos de la rizosfera se encuentran los hongos, sobre los cuales existe también una amplia bibliografía que relaciona su presencia junto a la de plantas presentes en suelos contaminados: (Waserman *et al.*, 1987; El-Kherbawy, 1989;

Koslowky & Boerner, 1989; Gadd, 1993) y donde se demuestra que las hifas de estos hongos intervienen directamente en la asimilación de esos metales pesados del suelo (Moorman & Reeves, 1979; Bradley *et al.*, 1981; Brown & Wilkins, 1985; Pineda, 2004).

3.15.-FITORREMEDIACIÓN

Es una solución prometedora, que ha adquirido un gran auge por ser estéticamente agradable y útil para remediar simultáneamente una gran variedad de contaminantes (Frick *et al.*, 1990), pero con limitaciones (Singh *et al.*, 2003).

El término fitorremediación se refiere a una tecnología innovadora que utiliza plantas vivas y los microorganismos asociados a su rizosfera para la remediación *in situ* y *ex situ* de suelos, lodos, sedimentos y aguas contaminados a través de la remoción, degradación o estabilización de los contaminantes. La principal motivación para el desarrollo de este tipo de tecnología es el gran potencial para la remediación de sitios contaminados a bajos costos (Baker *et al.*, 1994; Mench *et al.*, 1994). Sin embargo el uso de plantas no es nuevo pues hace 300 años ya fueron propuestas para el tratamiento de aguas residuales.

A) Descripción del proceso

La fitorremediación aplicada a suelos contaminados con elementos o compuestos inorgánicos, incluye, básicamente, tres mecanismos: la fitoextracción o fitoacumulación, la fito-estabilización y la fito-volatilización (Chaney *et al.*, 1997; Raskin *et al.*, 1997; Singh *et al.*, 2003; Prasad & Freitas, 2003). En la mayor parte de los casos el resultado es una acumulación del metal pesado en la planta, que a menudo es preferencial en unos u otros órganos de la misma -raíces, tallos, hojas, frutos- (Chaney *et al.*, 1997).

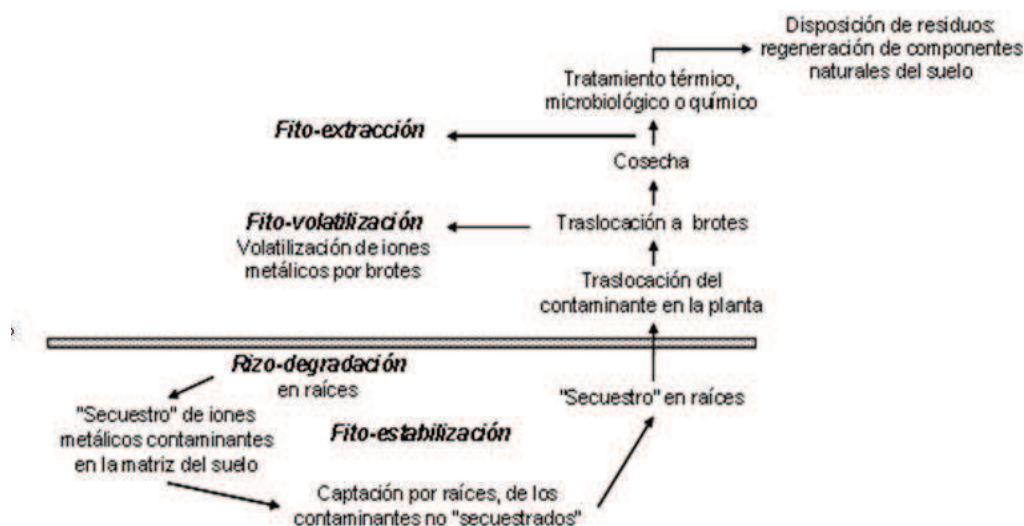


Figura 3.3.-Esquema general de la descontaminación de iones metálicos en un proceso natural de fitorremediación (Singh *et al.*, 2003)

La **Fito-extracción o fito-acumulación** se refiere a la concentración y traslocación, a través de las raíces, de contaminantes metálicos presentes en el suelo hacia

diferentes partes cultivables de la planta, dando como resultado la limpieza permanente del sitio. Es la tecnología más reconocida entre todas las de este tipo, por lo que se detalla más adelante. Algunas plantas llamadas hiperacumuladoras tienen la capacidad para acumular concentraciones de metales 10 a 500 veces mayores que otras especies, alcanzando de 1 a 5% del peso seco de la planta. Se considera que América Latina y Europa son los mayores focos de biodiversidad de este tipo de plantas (Whiting *et al.*, 2004).

Tabla 3.8.-Variantes de Fitorremediación

| Ventajas | Limitaciones |
|---|--|
| Fitoextracción | |
| Consiste en el empleo de plantas hiperacumuladoras, capaces de extraer los metales pesados contenidos en el suelo. | |
| La planta debe ser capaz de producir biomasa abundante en poco tiempo. | Las hiperacumuladoras de metales suelen ser de crecimiento lento, poco bioproductivas y con sistema radicular somero. La biomasa producida hay que almacenarla o procesarla adecuadamente. |
| Fitoestabilización | |
| Consiste en el uso de plantas metalófitas endémicas/nativas y de mejoradores de sustrato adecuados para estabilizar física y químicamente sustratos ricos en metales. | |
| Hace innecesaria la excavación o eliminación del suelo, es menos costosa y menos agresiva. Mejora las posibilidades de restauración del ecosistema. | A menudo requiere fertilización o modificación del suelo. Requiere mantenimiento del suelo a largo plazo, para evitar la formación de lixiviados. |
| Fitovolatilización | |
| Consiste en la extracción del contaminante del suelo por la planta y su emisión a la atmósfera a través de su sistema metabólico. | |
| Transforma los contaminantes en formas menos tóxicas. | El contaminante o un derivado tóxico pueden acumularse en la vegetación, pasando a frutos o partes comestibles. |
| Fitofiltración / rizofiltración | |
| Consiste en el uso de plantas terrestres y acuáticas para absorber, concentrar y precipitar contaminantes de medios acuáticos. | |
| Puede ser “in situ” o “ex situ” y es aplicable tanto en sistemas terrestres como acuáticos. | El pH del medio debe controlarse en continuo para optimizar la captación del metal. Es necesario controlar procesos de especiación e interacciones entre especies que puedan darse en el medio. Funciona como un biorreactor y requiere mantenimiento intensivo. |

La Fitoestabilización es el uso de ciertas especies de plantas para inmovilizar contaminantes presentes en suelos a través de su absorción y acumulación en las raíces, adsorción en las raíces o precipitación por la presencia de exudados (Dec & Bollang, 1994). Estos mecanismos conducen a la estabilización física de los suelos a través de una reducción en la movilidad, toxicidad y/o biodisponibilidad de los contaminantes. Las plantas usadas con este fin deben ser especies no comestibles o especies en las que la traslocación de metales a los tejidos que crecen arriba del suelo (y que puedan consumirse por animales o humanos) sea mínima, (Lasat, 2002).

La Fitovolatilización implica la captación de contaminantes volátiles (Hg y Se) por plantas y su posterior volatilización o liberación (en su forma original o modificada) a la atmósfera. Este mecanismo puede tener ventajas sobre la fitoextracción debido a que no es necesaria la cosecha ni la disposición de biomasa; sin embargo, es una tecnología de gran controversia por las implicaciones ambientales de la liberación de metales a la atmósfera. Aunque es una tecnología con potencial para la remediación de suelos contaminados con Hg y Se, es indispensable considerar el empleo de sistemas para la captura de emisiones. Se está utilizando mucho en la actualidad para la descontaminación de productos orgánicos volátiles (Núñez *et al.*, 2004).

B) Fito-extracción de metales

La fitoextracción de contaminantes metálicos de suelos es, hasta la fecha, uno de los campos con mayores avances científicos y tecnológicos. Durante este proceso, el contaminante debe encontrarse biodisponible para que la absorción por la raíz pueda ocurrir. La traslocación (movimiento) del contaminante desde la raíz a los brotes de la planta, hace que el tejido pueda cultivarse fácilmente y disminuye la exposición de los trabajadores. Es posible identificar los efectos positivos de la presencia de las plantas, pero aún no se conocen los mecanismos de la fitorremediación, tampoco el desempeño y la ponderación de las etapas en donde los contaminantes son absorbidos y transformados hasta su destino final, no obstante la numerosa bibliografía existente en este campo pone de manifiesto el interés en resolver estos problemas.

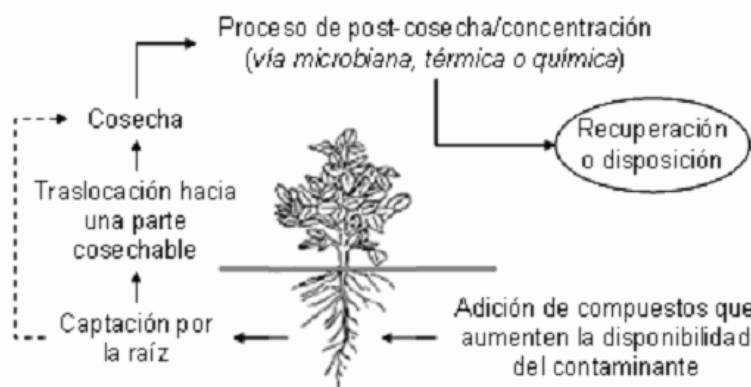


Figura 3.4.-Proceso general de fitoextracción (Cunningham & Ow, 1996)

Para mejorar el proceso de fitoextracción, la biodisponibilidad del contaminante hacia las raíces puede facilitarse a través de la adición de agentes acidificantes, de fertilizantes o quelantes (Prasad & Freitas, 2003).

Con este principio, existen dos estrategias básicas (Salt *et al.*, 1998):

1.-Fitoextracción asistida por quelantes. La adición de agentes quelantes al suelo favorece la acumulación de metales en partes cultivables de una planta. Los agentes quelantes incrementan la solubilidad de metales en el suelo. Este proceso es el que se encuentra más desarrollado y disponible comercialmente.

2.-Fitoextracción continua de largo plazo. Se basa en procesos fisiológicos especializados que permiten la acumulación de metales durante todo el ciclo de

crecimiento. Las plantas con esta capacidad pueden acumular, de forma natural, metales (> 1%) como Zn, Ni, Se o Mn.

La velocidad de remoción de un contaminante depende de la biomasa reunida durante la cosecha, del número de cosechas por año y de la concentración del metal en la biomasa cosechada. El éxito de la fitoextracción depende principalmente de: a) la capacidad de la especie para acumular grandes cantidades del contaminante (1-3% en biomasa en peso seco) en sus tejidos cultivables y de b) la capacidad para producir grandes cantidades de biomasa en corto tiempo (Cunningham & OW, 1996, Prasad & Freitas, 2003).

C) Factores que inciden en la fitorremediación y consideraciones para su uso

Uno de los principales factores que rigen la disponibilidad de iones metálicos para las plantas, es su solubilidad. La limitada biodisponibilidad de ciertos iones metálicos, debido a su baja solubilidad en agua y a su sorción a las partículas del suelo, restringe su captación/ acumulación por las plantas. La solubilidad de los iones metálicos depende de varias propiedades físico-químicas del suelo, así como de su mineralogía, concentración y especie (Chaney *et al.*, 1997; Singh *et al.*, 2003). Además de lo anterior, para considerar el uso de la fitorremediación como opción de limpieza para un sitio, debe tenerse en cuenta el nivel de limpieza requerido, las condiciones del sitio y las plantas usadas (Miller, 1996). Algunas consideraciones generales para el diseño de un plan de fitorremediación son:

- *Selección de plantas.* Las plantas usadas se deben seleccionar con base en su tasa de crecimiento y biomasa, a la profundidad de sus raíces, a su potencial de evapotranspiración y a su capacidad para tolerar y acumular contaminantes.
- *Concentración de los contaminantes.* Los altos niveles de contaminación pueden eliminar la posibilidad de la fitorremediación como una opción de tratamiento.
- *Estudios de trazabilidad.* Es recomendable evaluar el potencial de diferentes especies antes de diseñar un sistema de fitorremediación. Estos estudios aseguran que el sistema propuesto alcance los resultados esperados, proporcionan datos de transformación y toxicidad, así como información acerca del destino del contaminante en la planta.
- *Velocidad de captación de contaminantes y tiempo requerido para la limpieza.* Es necesario estimar la velocidad de captación de contaminantes por la planta, para así determinar el tiempo necesario para lograr los objetivos de la remediación (Schnoor, 1997).
- *Disponibilidad de agua, consumibles agronómicos y de mantenimiento.* Los consumibles incluyen los nutrientes (N, P, K) y materia orgánica necesarios para el buen crecimiento de la planta y los microorganismos de la rizósfera. El mantenimiento del sistema puede requerir de la adición de fertilizantes y/o agentes quelantes.

Por otra parte, la más común y tradicional de las formas de fitorremediación es la revegetación de terrenos afectados por actividades mineras, que se puede considerar una fitoestabilización básica mediante el uso de plantas para minimizar la movilidad de los metales mediante su acumulación en la raíz o su precipitación en la rizosfera (Alkorta *et al.*, 2004).

En este caso, la presencia de plantas sobre la escombrera atenúa los efectos de dispersión de los materiales que la constituyen por el viento o el agua y favorecen la generación de un suelo que actúa como una barrera, evitando parcialmente la emisión de los contaminantes que contiene. Para esta técnica pueden emplearse plantas de las denominadas ruderales (Wong, 2003), que son capaces de desarrollarse sobre suelos muy degradados, iniciando la colonización de éstos. En otros casos y para acelerar el proceso, es necesario recubrir la escombrera con suelo vegetal que facilite el empleo de plantas más comunes.

No obstante, esta técnica no es un remedio para todos los suelos contaminados, antes de que esta tecnología pueda volverse técnicamente eficiente y económicamente viable hay algunas limitaciones que necesitan ser superadas, como el conocimiento de sus mecanismos bioquímicos y fisiológicos y el descubrimiento de nuevas especies hiperacumuladoras, que cumplan más ventajas y menos limitaciones (Freitas *et al.*, 2004)

Los materiales de escombreras mineras acumulados en el paisaje ofrecen la oportunidad para investigar los procesos de sucesiones primarias siendo los factores medioambientales básicos en el desarrollo de estas especies (Jochimsen, 2001). En general varios estudios realizados sobre la evolución vegetal en distintos materiales coinciden en destacar la importancia de estos parámetros medioambientales así como la evolución en el tiempo de especies anuales hacia otras más vigorosas y resistentes, siendo las especies de leguminosas y gramíneas las más empleadas para estos estudios (Grime, 1989; Grubb, 1987; Jochimsen & Janzen, 1991; Luken, 1990; Marrs, *et al.*, 1993).

D) Ventajas y limitaciones de la fitorremediación

Como en otras tecnologías, la disposición del material contaminado es una preocupación. Sin embargo, es importante recalcar que este tipo de contaminantes no se degrada.

Tabla 3.9.-Ventajas y limitaciones de la fitorremediación (Singh *et al.*, 2003).

| Ventajas | Limitaciones |
|---|--|
| <ul style="list-style-type: none"> ● Aplicable <i>in situ</i>: Evita la excavación ● Menos destructiva para el ambiente ● Bajos costes ● Se requiere un mínimo mantenimiento y el manejo de materiales es mínimo ● Baja generación de residuos secundarios, bajas emisiones de aire y agua ● Versátil para el tratamiento de una gama de compuestos peligrosos ● Es posible atrapar metales que se encuentren en formas químicas móviles ● Usualmente el suelo queda fértil y puede crecer nueva vegetación ● Concentración del contaminante | <ul style="list-style-type: none"> ● El tipo de planta determina la profundidad de la zona a tratar ● Aplicable para sitios con concentraciones bajas o maderadas ● Riesgos de entrada de la contaminación en la cadena trófica ● Se desconoce la biodisponibilidad y toxicidad de productos ● La hiperacumulación de metales tóxicos puede resultar tóxica para la planta ● Los contaminantes acumulados en hojas pueden liberarse al ambiente ● Pueden requerirse varios ciclos de cultivo para obtener niveles adecuados de contaminantes ● Tiempos largos de remediación (1-20 años): que dependen de las estaciones del año ● Los contaminantes deben estar biodisponibles |

Algunos grupos sugieren la incineración del material vegetal para reducir significativamente el volumen del material a disponer. En algunos casos es posible recuperar metales valiosos de las cenizas ricas en dichos elementos (Prasad & Freitas, 2003).

En estudios recientes se ha demostrado que la fitorremediación es una solución prometedora para la limpieza de sitios contaminados por una variedad de metales, aunque también tiene una serie de limitaciones (Singh *et al.*, 2003). En la tabla 3.9, se presentan las ventajas y limitaciones de la fitorremediación.

E) Tiempo y costos de la remediación

La fitoextracción debe considerarse como una tecnología de largo plazo, que puede requerir de varios ciclos de cultivo para reducir la concentración de los contaminantes a niveles aceptables. El tiempo requerido depende de la concentración y tipo de contaminante(s), de la duración del periodo de crecimiento y de la eficiencia de remoción de la especie utilizada y puede durar entre uno y 20 años (Prasad & Freitas, 2003).

Debido a que los costos de crecimiento de un cultivo son mínimos comparados con los de la remoción del suelo y su sustitución, el uso de plantas para remediar suelos contaminados con metales es muy prometedor (Chaney *et al.*, 1997). Los costos de la fitoextracción dependen de las condiciones específicas del sitio y pueden variar entre 15 y 48 USD/m³, hasta cantidades en las que puede resultar inviable dicha técnica (Schoor 1997; Garbisu & Alkorta, 2001).

F) Uso de plantas transgénicas en la descontaminación de los suelos

La introducción de nuevos caracteres en las plantas de biomasa alta, en un enfoque de transgénicos, es una estrategia prometedora para el desarrollo eficaz de las tecnologías de fitorremediación (Prasad, 2004). Una serie de plantas transgénicas se han generado en un intento de modificar la tolerancia, la aceptación o la homeostasis de los oligoelementos. Los fenotipos de estas plantas aportan importantes conocimientos para la mejora de las estrategias de la ingeniería. Una mejor comprensión, tanto de adquisición de micronutrientes, la homeostasis y de los factores genéticos, bioquímicos y fisiológicos en la hiperacumulación de metal en las plantas, será de vital importancia para el éxito de técnicas de fitorremediación (Krämer & Chardonnens, 2001). A medida que más genes relacionados con el metabolismo de metal se descubren, facilitado por la secuenciación del genoma, nuevas perspectivas se abren para el desarrollo eficiente de las plantas transgénicas y la fitorremediación (Eapen & D'Souza, 2004; Rugh, 2004).

3.16.-ESPECIES NATIVAS DE SUELOS MINEROS: RECONOCIMIENTOS HISTÓRICOS

La minería y actividades asociadas generan una gran cantidad de residuos pétreos y lodos ricos en metales pesados que son depositados en la superficie del entorno minero. Así, el suelo original de la mina se degrada o se pierde irreversiblemente. 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 (como se comentó al principio de este capítulo 3), 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 metales presentes en el sustrato (Becerril *et al.*, 2007). La consecuencia directa de esta contaminación del suelo es una ausencia inicial de vegetación o la pérdida de su productividad, la disminución de la biodiversidad e indirectamente la contaminación del aire y aguas superficiales y subterráneas (Wong, 2003). Sin embargo, las poblaciones de una gran variedad de especies de plantas son capaces de colonizar estos suelos degradados por actividades mineras, si les damos la oportunidad y el tiempo necesario.

La relación entre la presencia de algunas plantas en algunos suelos ya se conoce desde la época Griega y Romana. Hipócrates, Theophrastus, Plinio y otros (Bech, 1999), ya hicieron observaciones muy detalladas al respecto. Según relata Brooks (1998), en el siglo XV, se conocía la relación entre *Minuartia verna* y suelos metalíferos ricos en oro y Caesalpinus también en ese siglo, relaciona la planta Alyson (*Alyssum bertolonii*) con el crecimiento de la misma en “piedras negras”. Henckel, en el siglo XVIII realizó el primer trabajo sobre “*Flora saturnizans*” y el en siglo XIX, hubo un gran avance: se retomó la planta “Alison” de Caesalpinus para relacionarla con suelos serpentínicos. Se relacionó la *Armeria marítima* con suelos ricos en cobre y oro y *Eriogonun ovalifolium* con plata. Bumann encontró un 1% de zinc en *Viola calaminaria* y *Thlaspi calaminaria* en Alemania. A partir del Siglo XX las publicaciones continuaron y fue en 1948 cuando se relacionó definitivamente a *Alyssum bertolonii* como hiperacumuladora de Níquel en suelos serpentínicos, aunque este término lo introduciría más tarde Brooks (1977) estudiando la relación entre plantas y suelos metalíferos.

3.17.-ESPECIES CON POTENCIAL PARA LA FITOEXTRACCIÓN DE METALES: PLANTAS HIPERACUMULADORAS O METALOFITAS

Las plantas metalofitas o hiperacumuladoras (Brook, 1998), lo forman un pequeño grupo de plantas que pueden tolerar, absorber y translocar altos niveles de ciertos metales (Chen *et al.*, 2001), gracias a que han desarrollado mecanismos biológicos que les permiten sobrevivir en suelos ricos en metales, tanto naturales (suelos serpentínicos o ultramáficos) como antropogénicos. La mayoría consigue su tolerancia restringiendo fisiológicamente la entrada de metales a las raíces y/o el transporte hacia las hojas lo que les permite mantener concentraciones constantes y relativamente bajas en la biomasa aérea independientemente de la concentración metálica del suelo en un intervalo amplio, *estrategia de exclusión*, según Baker (1981). Sin embargo, otras absorben los metales activamente a partir del suelo y los acumulan en formas no tóxicas en su biomasa aérea, *estrategia acumuladora*. Una respuesta intermedia es la que presentan las plantas indicadoras, cuya concentración metálica refleja la del suelo (Baker, 1981).

Actualmente se sabe que las metalofitas son especies muy especiales y por ello, son endémicas de suelos con afloramientos naturales de minerales metálicos. Además, de que el propio desarrollo de la minería de la zona afectada, puede eliminar la vegetación nativa

durante el desarrollo continuado de la actividad (Shaw, 1990). Además de las especies metalofitas, también encontramos otras especies, de un ámbito de distribución más extenso, pero que por la presión selectiva son capaces de sobrevivir en suelos metalíferos; son las especies pseudometalofitas (Barcelo & Poschenrieder, 1990), las cuales han sido utilizadas en las estrategias más efectivas de revegetación y estabilización de escombreras mineras, que se han realizado con poblaciones de varias especies de gramíneas de carácter exclusor (Johnson *et al.*, 1994). Aunque la presencia de genes para la tolerancia a metales es baja en especies no metalofitas, la alta presión selectiva de estos suelos posibilita la selección de poblaciones en especies normales con tolerancias mucho mayores que otras poblaciones de su misma especie. Además las poblaciones tolerantes a metales normalmente son capaces de tolerar otros factores edafoclimáticos adversos de estos entornos.

Las especies con la estrategia de acumulación, presentan mecanismos extremadamente especializados que les permiten acumular o "hiperacumular" metales (como Cd, Co, Ni y Zn) en sus hojas, hasta alcanzar concentraciones superiores al 2% de su materia seca (Brooks *et al.*, 1977). Son las denominadas "plantas hiperacumuladoras", entre las que destacan las hiperacumuladoras de Ni (que son mucho más numerosas que las de otros metales) y que pertenecen mayoritariamente a la familia *Brassicaceae*, siendo *Alyssum* uno de los géneros más representados. La fitoextracción utiliza estas plantas para extraer los metales del suelo y acumularlos en la biomasa aérea. Tras su cosecha, los restos vegetales pueden ser reciclados o confinados de una forma poco costosa, lo que constituye una estrategia económica para la limpieza de suelos contaminados.

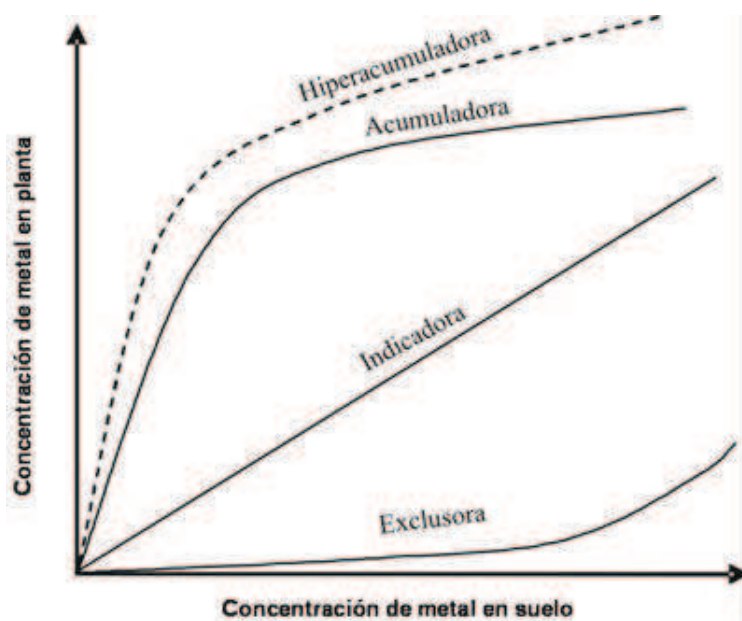


Figura 3.5.-Respuestas típicas de las plantas frente a la presencia de metales pesados en el suelo (Adriano, 2001).

Una importante limitación de la aplicación práctica de la mayoría de las especies hiperacumuladoras en la fitoextracción es su reducido tamaño y escasa biomasa. Optimizar las prácticas de manejo del suelo y la cosecha, con el objeto de incrementar su

productividad y la concentración de metales en la biomasa, así como cultivar especies hiperacumuladoras mejoradas, podría ser, por tanto, una combinación clave en el desarrollo último de esta técnica (Kidd *et al.*, 2007). Entre las acumuladoras se han reconocido diferentes grados de acumulación metálica, desde pequeñas elevaciones sobre el nivel de fondo hasta concentraciones excepcionalmente elevadas de metales pesados como el Ni, Zn y Co en su biomasa aérea sin mostrar ningún síntoma visible de toxicidad, como muestra la figura 3.5 (Brooks *et al.*, 1977).

Es más, algunas de estas plantas, no pueden completar sus ciclos vitales cuando crecen en suelos “normales”. El término “hiperacumuladora” fue acuñado por Reeves & Brooks (1995), para referirse a plantas desarrolladas en campo, capaces de acumular $>1.000 \text{ mg Ni kg}^{-1}$ de materia seca en algún tejido de su biomasa aérea (Brooks *et al.*, 1977). De forma general, las hiperacumuladoras alcanzan concentraciones de metales en hojas entre 10 y 100 veces las concentraciones “normales” (Chaney *et al.*, 2000).

Actualmente se utiliza el término hiperacumuladora de metales para designar plantas que acumulan $>10.000 \text{ mg kg}^{-1}$ de Mn y Zn, $>1.000 \text{ mg kg}^{-1}$ de Co, Cu, Pb, Ni, As y Se y $>100 \text{ mg kg}^{-1}$ de Cd (Reeves & Baker, 2000, Robinson *et al.*, 2003).

Tabla 3.10.-Umbrales de concentración de metal en planta utilizados como criterio de hiperacumulación. Número de taxones y familias de plantas hiperacumuladoras (Reeves & Baker, 2000).

| Metal | Criterio (% en peso seco de hoja) | Nº taxones | Nº familias |
|---------------|--|-------------------|--------------------|
| Cadmio | >0.01 | 1 | 1 |
| Cobalto | >0.1 | 28 | 11 |
| Cobre | >0.1 | 37 | 15 |
| Plomo | >0.1 | 14 | 6 |
| Manganeso | >1.0 | 9 | 5 |
| Niquel | >0.1 | 317 | 37 |
| Cinc | >1.0 | 11 | 5 |

El entorno de las plantas hiperacumuladoras revela la necesidad de impulsar mayores conocimientos multidisciplinarios que aumenten la rentabilidad y eficacia de dichas plantas. Sus aplicaciones son interesantes en muchas áreas (Llugany *et al.*, 2007) y particularmente importantes en la protección del ambiente (Lasat, 2002).

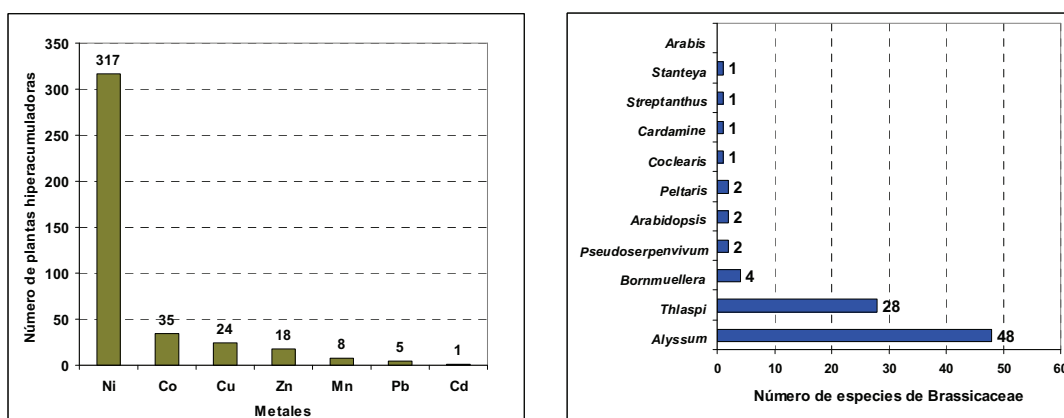


Figura 3.6.-Relación entre familias de plantas hiperacumuladoras y número de especies de la familia Brassicaceae (Prasad & Freitas, 2003).

Algunos estudios recientes sugieren que la acumulación inusual de metales confiere a estas plantas la capacidad de limitar su depredación y las infecciones microbianas causantes de enfermedades vegetales (Boyd & Martens, 1998; Pollard & Baker, 1997; Poschenrieder *et al.*, 2006).

Hasta la actualidad, se han identificado aproximadamente 400 especies hiperacumuladoras, distribuidas entre 45 familias, lo que representa sólo un 0,2% de las angiospermas (Baker *et al.*, 2000; McGrath & Zhao, 2003). No obstante, la lista sigue creciendo con citas recientes, McIntyre (2003), como la del helecho *Pteris vittata*, que hiperacumula arsénico (Ma *et al.*, 2001), o la de *Alyssum bracteatum*, hiperacumuladora del níquel (Ghaderian *et al.*, 2007).

Entre las familias dominantes se encuentran: Asteraceae, Brassicaceae, Caryophyllaceae, Cyperaceae, Cunoniaceae, Fabaceae, Flacourtiaceae, Lamiaceae, Poaceae, Violaceae y Europhobiaceae. De estas familias, Brassicaceae tiene el mayor número de taxones (11 géneros y 87 especies) con capacidad para hiperacumular metales (Prasad & Freitas, 2003). Entre las plantas comúnmente usadas para la fito-extracción de Pb se encuentran los girasoles *Helianthus annuus*, que también acumula Cd y Zn (Christie *et al.*, 2004), *Sonchus oleraceus*, propuesto como especie fitoremediadora de ambientes contaminados con este metal por Xiong (1997), y la mostaza de la India (*Brassica juncea*); para Zn, Cd y Ni, *Thlaspi sp.* (Lombi *et al.*, 2001). Asimismo, se conocen más de 300 especies que hiperacumulan Ni, 26 Co, 24 Cu, 19 Se, 16 Zn, 11 Mn, una Tl y una Cd (figura 3.6).

3.18.-HIPERACUMULADORAS DE NÍQUEL

Como ya se ha comentado las hiperacumuladoras de Ni son mucho más numerosas que las de otros metales. Se conocen al menos 317 especies que hiperacumulan Ni y están englobadas mayoritariamente en sólo dos grupos: (1) especies y géneros pertenecientes a familias como *Violaceae* y *Flacourtiaceae* o *Buxaceae* y *Euphorbiaceae* (estas dos últimas de origen tropical) y (2) géneros pertenecientes a la familia de *Brassicaceae*, de la zona templada norte.

Dentro de la familia *Brassicaceae*, las hiperacumuladoras de Ni se concentran en el género *Alyssum*, con unas 48 especies y con concentraciones de Ni de 0,1 a 3,0% (figura 3.6), confinadas casi exclusivamente a la Sección fitosociológica de *Odontarrhena* (Minguzzi & Vergnano, 1948; Brooks & Radford, 1978; Brooks *et al.*, 1979; Vergnano Gambi *et al.*, 1977). La distribución geográfica de las hiperacumuladoras del género *Alyssum*, se correlaciona con la presencia de serpentinitas y otras rocas ultrabásicas ricas en Ni del Sur de Europa (figura 3.7), el Este mediterráneo y Asia Menor (Brooks *et al.*, 1979), presentando este género un elevado grado de endemismos serpentínícolas (Baker *et al.*, 2000).

Brooks & Radford (1978) y Brooks *et al.* (1979), hicieron una revisión de la distribución de las hiperacumuladoras de Ni del género *Alyssum*. En la Península Ibérica aparecen *A. serpyllifolium* subsp. *lusitanicum* (endémica de Tras-os-Montes, NE Portugal y Melide, NW España), referida a veces como *A. pintodasilvae* y *A. malacitanum* (endémica de Andalucía). Las dos son miembros cercanos a *A. serpyllifolium*, una planta ubicua en la Península Ibérica y el Sur de Francia.

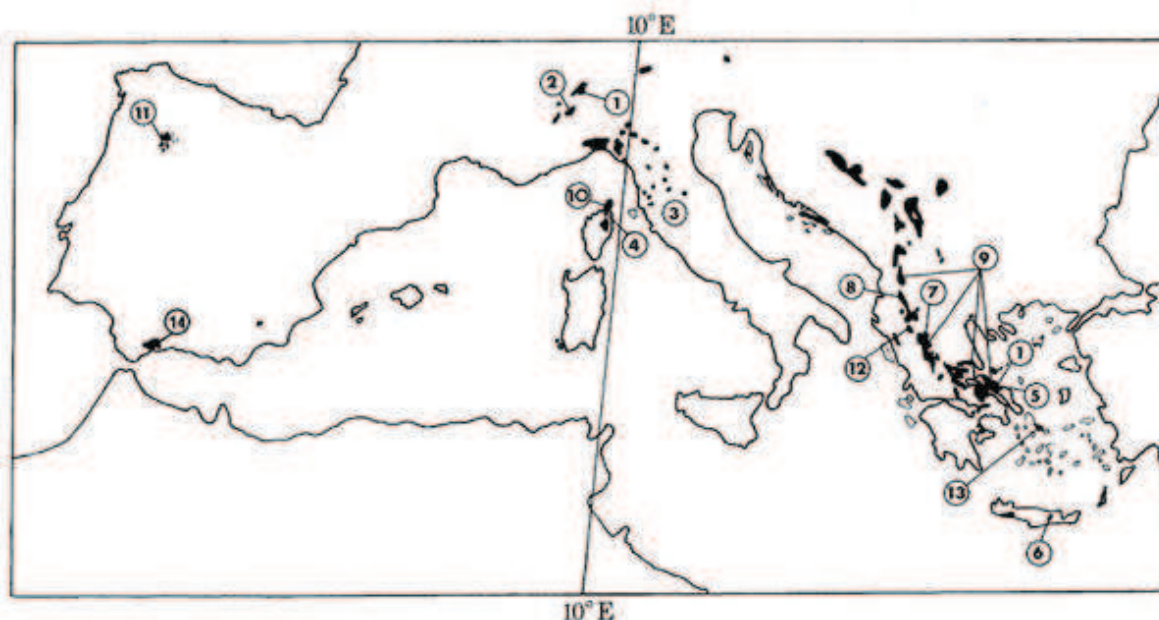


Figura 3.7.-Distribución geográfica de especies hiperacumuladoras de *Alyssum* (contenido en Ni superior a 1000 mg/kg peso seco). Las áreas oscuras indican rocas ultrabásicas (Brooks *et al.*, 1987). 1, *A. alpestre*; 2, *A. argenteum*; 3, *A. bertolonii*; 4, *A. corsicum*; 5, *A. euboicum*; 6, *A. fallacinum*; 7, *A. heldreichii*; 8, *A. markgrafii*; 9, *A. murale*; 10, *A. robertianum*; 11, *A. serpyllifolium* subsp. *lusitanicum*; 12, *A. smolikanum*; 13, *A. tenium*; 14, *A. malacitanum*.

3.19.-ESPECIES UTILIZADAS EN SUELOS MINEROS DE ESPAÑA

España es un país con un potencial minero importante (ITGE, 1995), aunque sus explotaciones se han visto reducidas en las últimas décadas. En estos lugares mineros se han realizado estudios y trabajos donde se han estado aplicando todo tipo de técnicas de fitorremediación, y sobre todo de revegetación, con tratamiento o enmiendas encaminadas a mejorar las condiciones de los materiales depositados (Alcantar *et al.*, 2000; Rodríguez, 2001). La ruptura de la balsa de contención de la mina Frailes en Aznalcollar en 1998, puso en marcha varios procesos: limpieza y retirada de lodos fuertemente tóxicos, utilización de enmiendas para neutralizar dichos lodos. También se plantaron especies vegetales, pertenecientes a la flora de España: *Populus alba*, *Quercus rotundifolia*, *Olea europea*, *Cynodon dactylon* y *Helianthus annuus* (Madejón Rodríguez, 2004), viendo que en todas ellas se acumulaban cantidades de Cd, Zn y As, aunque en diferentes partes según especie. Dicha contaminación llegó al río Guadiamar y se hizo un estudio con *Brassica carinata* y *Amaranthus blitoides* (Del Río *et al.*, 2000 y 2002), con resultados prometedores.

En Cartagena (La Unión), se han explotado minas buscando Pb, Zn, Cu, Sn, Fe y Mn, dando lugar a numerosas escombreras sobre las cuales se han probado especies vegetales: *Phragmites australis*, *Sarcocornia fructicosa*, *Salicornia ramosissima*, *Piptatherum miliaceum*, *Helichrysum decumbens*, *Lygeum spartum* y *Zygophyllum fabago* obteniendo buenos resultados de extracción en *Piptatherum miliaceum* para Pb y *Zygophyllum fabago* para Cu y Zn (Conesa *et al.*, 2007)

En el norte de España se han llevado a cabo estudios de fitorremediación sobre escombreras de carbón (Calvo & Pérez, 1994), donde se han sembrado especies naturales de la zona, normalmente con utilización de enmiendas para modificar su pH. Gil Sotres *et al.* (1992), obtuvieron buenos resultados con *Dactylis glomerata*, *Festuca arundinacea* y *Trifolium repens* y también observaron que en estos materiales, cuando cambia las condiciones físicas y químicas tan poco aptas para el establecimiento de la vegetación, rápidamente son colonizados por especies espontánea que acaban desplazando a las especies sembradas. En un trabajo reciente realizado en Vizcaya por Becerril *et al.* (2007) sobre suelos contaminados con Pb, Zn y Cd, donde estudiaron 50 especies crecidas de forma natural que pertenecían a 29 géneros y 18 familias, observaron que la mayoría eran pseudometalofitas, con niveles bajos de metales en los tejidos aéreos (*Festuca rubra*, *Agrostis capillaris*, *Pteridium aquilinum*), pero otras presentaban concentraciones altas de metales (*Thlaspi caerulescens*, *Jasione montana*, *Rumex acetosa*, *Festuca rubra*), incluso en la parte aérea (*Jasione montana*, *Rumex acetosa*). Sin embargo, los niveles más altos se encontraron en la especie hiperacumuladora de Zn, *T. caerulescens* (14.000 mg kg⁻¹ materia seca).

Estos estudios que aportan conocimiento sobre especies, tanto metalofitas como pseudometalofitas, son necesarios para descubrir nuevas herramientas biológicas, fundamentales en la revegetación y la recuperación de suelos contaminados por actividades industriales y mineras (Becerril *et al.*, 2007).

CAPÍTULO IV

MATERIAL Y MÉTODOS

4.1.-DESCRIPCIÓN DE LAS PARCELAS MUESTREADAS

4.1.1.-Escombrera de la mina Rigant de Manganeso.

Localidad: Puras de Villafranca. UTM: 30TVM8091, 960 m

Situada en las proximidades del pueblo de Alarcia y rodeada de pequeñas montañas, de hecho la escombrera ha rellenado el pequeño valle que existía entre ellas. La vegetación circundante corresponde a comunidades herbáceas con algunos ejemplares de arbustos. En ella se seleccionaron 5 puntos de muestreo. Los resultados del estudio de esta escombrera sirvieron para la realización de la tesis de licenciatura (Nicolás-Contreras, 2001).

La parcela Mn1: está situada muy cerca del borde del talud, tiene una orientación Norte y presenta pequeñas ondulaciones del terreno. Es la parcela más irregular de todas ya que solo tiene un 25% de la superficie cubierta por vegetación, siendo casi siempre especies con un solo ejemplar. Los materiales son muy heterogéneos y en algunos puntos se pueden ver restos de pirolusita.

La parcela Mn2: es la más próxima a la anterior y está cubierta de vegetación en el 100% de su superficie, la cual es plana. El horizonte en el que se tomaron las muestras es muy reducido, con una profundidad máxima de 5 cm, característica que se puede extender al resto de las parcelas. Como veremos detenidamente más adelante, en la vegetación predominan las leguminosas, con un fuerte enraizamiento en el horizonte superficial. En invierno está cubierta en algunas partes por musgo.

La parcela Mn3: tiene la característica de estar protegida por dos arbustos (*Genista anglica* y *Rosa sp.*) de cerca de 1m de altura, que crean un microclima más húmedo y propenso para el desarrollo de otras especies que necesitan esta circunstancia. Presenta una cobertura del 100% de su superficie y tiene una gran diversidad de especies. En invierno aparece cubierta por gran cantidad de musgo con máximo desarrollo en las cercanías de los arbustos. Tiene orientación Norte y la superficie presenta pequeñas irregularidades a modo de socavones.

La parcela Mn4: está situada en una pequeña inclinación lateral de orientación Este. Está cubierta en un 90% de la superficie y tiene un pequeño arbusto de aulaga (*Genista scorpius*). En invierno también se desarrolla musgo, aunque en menor abundancia que en la parcela anterior. Presenta algunas manchas claras que son acumulaciones calizas.

La parcela Mn5: es la más cercana al camino que discurre entre la montaña que rodea la escombrera y ésta. El horizonte superficial es muy pequeño y tiene cubierto el 80% de la superficie. En invierno aparece algo de musgo pero distribuido de forma muy irregular. La superficie es plana pero los materiales depositados son muy heterogéneos.

4.1.2.-Escombrera de la mina Esperanza de Hierro

Localidad: Olmos de Atapuerca. UTM: 30TVM5593, 1000 m

Situada a 2 Km del pueblo de Olmos de Atapuerca y próxima a una gran explotación de áridos, rodeada de pequeñas montañas con vegetación de encinas y quejigos, entre los cuales hay pequeñas áreas de cultivo de cereal. Al igual que en el caso anterior, se seleccionaron 5 parcelas.

La parcela Fe1: se encuentra situada en el punto de carga del material extraído de la roca, siendo este material el que forma la superficie de la parcela. Presenta un fuerte color rojo-granate, por la riqueza de material en hematites y presenta una serie de ondulaciones en torno al agujero de carga. Su orientación es Este. Hay pocas especies y están representados por un solo individuo. La cobertura es inferior al 25%.

La parcela Fe2: está situada cerca del camino de acceso a la plataforma de la escombrera, tiene una superficie lisa y presenta un mayor número de ejemplares llegando a cubrir más del 50% de la superficie, en la cual se aprecian restos de hematites y materiales heterogéneos.

La parcela Fe3: es la más próxima a la Fe1 y presenta una forma de socavón, que le confieren características muy diferentes a la anterior. Presenta una cobertura entorno al 70% y presenta algo de musgo en el invierno. Su orientación es Sureste.

La parcela Fe4: está en la parte más alejada del cargadero y en las proximidades de los campos de cultivo de cebada. El color marrón de su superficie demuestra la existencia de materiales diferentes a los propios de la escombrera y propios de un suelo agrícola. Presenta una cobertura del 100 %.

La parcela Fe5: está relativamente cerca de la anterior pero situada en plena plataforma de la escombrera. Está bastante alejada de las parcelas Fe1, Fe2 y Fe3 y seguramente los materiales de esta zona fueron los primeros estériles depositados. Presente una cobertura total y su orientación es Noreste.

4.1.3.-Escombrera de la mina Generosa de carbón Lignito.

Localidad: Contreras. UTM: 30TVM6453, 980 m

Está situada en un bosque de sabinas albar con sotobosque rico en plantas aromáticas y la distancia al pueblo de Contreras es de 4 Km. Presenta un gran tamaño en altura, con la forma típica de gran montaña con un desnivel muy inclinado que ha dado lugar a grandes cárcavas de escorrentía y una plataforma única con acceso lateral para el transporte de estériles. También en ella se seleccionaron 5 parcelas de muestreo.

La parcela Lig1: la forma una pequeña ondulación dentro de la plataforma, en las proximidades del talud más elevado. Presenta una coloración negro grisáceo y no está cubierta por vegetación, el material está formado en su mayoría por carbón, con orientación Suroeste.

La parcela Lig2: situada en la plataforma y al extremo opuesto de la anterior, presenta una coloración marrón claro y tiene algunas grietas dentro de la parcela pues los materiales ricos en limos al secarse forman fisuras. Tiene una vegetación incipiente formada por pocas especies pero gran cobertura.

La parcela Lig3: es la única que presenta una inclinación media pues está en el pequeño talud próximo al camino de acceso. La cobertura no alcanza el 50% y en invierno presenta algunas zonas cubiertas de musgo.

La parcela Lig4: representa la zona con una cobertura del 100% y tiene un ejemplar de sabina. Orientada al sur, en invierno tiene gran cobertura de briófitos. Está en la zona de la plataforma situada al lado de la parcela Lig3. El gran desarrollo vegetal y el color marrón más oscuro, hace sospechar que fueron los materiales inicialmente depositados.

La parcela Lig5: situada en la plataforma y no muy alejada de la parcela Lig1, presenta una cobertura total formada mayoritariamente por gramíneas y la orientación es Noroeste.

4.1.4.-Escombrera de la mina Nueva Esperanza de carbón Hulla

Localidad: Alarcia. UTM: 30TVM7583, 1160 m

Situada enfrente del pueblo de Alarcia y separada de éste por la carretera de Pradoluengo y por el río Arlanzón. Está formada por dos plataformas seguidas de estériles: la más alta cercana a la boca de la mina y la segunda presenta un talud muy inclinado que termina en las orillas del río Arlanzón. Se encuentra rodeada por una montaña donde la vegetación la forma un bosque de roble melojo. Se seleccionaron 5 parcelas:

La parcela Hu1: en la base de la plataforma más baja y en un lugar rico de carbón hulla que aún se puede apreciar por su color negro intenso, presenta una cobertura próxima al 25% pero con pocas especies. Orientación Noreste.

La parcela Hu2: situada enfrente de la anterior y en el talud anterior a la plataforma superior, que tiene una fuerte inclinación, de orientación Noreste, presentando pequeñas cárcavas y los materiales gris claros muestran señales de un fuerte lavado. Hay pocas especies y la cobertura es alrededor del 25%.

La parcela Hu3: en el borde de la plataforma superior y ampliamente cubierta de vegetación, entorno al 80%, en el invierno tiene abundante musgo, sin embargo el color negro de parte de su superficie manifiesta una importante presencia de carbón. La superficie es plana y tiene una orientación Sureste.

La parcela Hu4: situada en un lateral de la boca de mina y con influencia del bosque natural de *Quercus pyrenaica* que rodea la escombrera a la vez que está protegida por el mismo. Presenta una cobertura total y una gran diversidad de especies y su orientación Sur junto con un horizonte A más profundo, determinan que sea el punto de muestreo intermedio entre lo que sería un suelo del bosque y un suelo de escombrera.

La parcela Hu5: presenta la mayor cobertura por musgo en invierno, llegando en verano a la situación de que la vegetación sale entre los restos de éste. La cobertura por plantas no es total, aproximadamente un 80%. Situada en una pequeña ladera casi plana, entre los dos taludes y próximo al camino, donde gracias a éste se puede observar el perfil rico en carbón por debajo del pequeño horizonte A. Los materiales de esta parcela fueron depositados con anterioridad al resto de materiales de las otras parcelas

4.1.5.-Escombrera de la mina Carmina de Plomo

Localidad: Pineda de La Sierra. UTM: 30TVM 7872, 1320m

Las pequeñas escombreras que se generaron en la explotación de galena (sulfato de plomo) y algo de blenda (sulfato de Zinc), fue el resultado de una esperanza frustrada que duró poco tiempo, estando los estériles que forman la escombrera abandonados desde 1905. Está situada en las proximidades del puerto del Manquillo, a 5 km de la población de Pineda de la Sierra. La escombrera donde se ha realizado el muestreo está al lado de la boca de la mina, rodeada por el espeso bosque de roble melojo y haya que forma la vegetación de la zona. Solo se realizaron tres muestreos:

La parcela Pb1: en la base de la escombrera donde apenas hay un metro cuadrado, la escasa vegetación cubre un 30 % y en invierno hay pequeñas manchas de musgo. El hecho de estar rodeado de bosque hace que este la proteja del duro invierno de la zona pues la altitud es superior a 1300 m. No se aprecian restos del mineral ni aquí ni en los otros puntos de muestreo estando formados los estériles por la roca encajante del filón de galena.

La parcela Pb2: se sitúa en el pequeño talud lateral más próximo al bosque y con orientación Noreste. La cobertura sigue siendo escasa, 40% y no hay presencia de musgo en invierno.

La parcela Pb3: debajo de la anterior y en contacto con el bosque. Se aprecia un horizonte A más profundo y el color marrón del horizonte indica la existencia de materiales propios del suelo del bosque. La cobertura es total y en invierno la presencia de musgo recubre también la parcela.

4.1.6.-Escombrera de la mina de Cobre Gris

Localidad: Pineda de La Sierra. UTM: 30TVM7772, 1240 m

Esta escombrera se seleccionó por ser la única explotada en la provincia de este material (cobre en forma de fosfatos). Tampoco se obtuvieron buenos resultados y fue abandonada en poco tiempo generando una pequeña escombrera de estériles donde apenas se aprecia el material explotado. Se encuentra situado en las proximidades del pueblo de Pineda de la Sierra y a dos kilómetros de otra explotación de carbón hulla. Se encuentra rodeada de un bosque de pinos de repoblación posterior al abandono de la mina, lo cual implica un movimiento de tierras que ha podido influir en los materiales originarios de la escombrera. Se tomaron tres muestreos.

La parcela CuP1: en la plataforma de la escombrera donde la vegetación solo cubre el 30% y con solo 2 especies, siendo una de ellas, *Microphyrum tenellum*, dominante. Su orientación es Noreste y está separada del bosque de pinos (*Pinus sylvestris*) por un amplio cortafuegos. La montaña en la que se sitúa la boca mina, la está protegiendo por la cara Sur.

La parcela CuP2: situada a escasos metros de la anterior, en talud y con la misma orientación. Tiene algo de influencia del bosque por estar más próxima a éste y la presencia de dos arbustos aportan características nuevas pues entorno a ellos aparecen en invierno manchas de musgo. El número de especies es mayor y la cobertura está próxima al 70%.

La parcela CuP3: situada en la base y próxima al bosque de pinos sigue teniendo la misma orientación pero el color del horizonte A es más oscuro, lo que demuestra que a parte de materiales de la escombrera hay también aporte de suelo forestal. Presenta una cobertura total y abundante musgo en invierno.

4.1.7.-Escombrera de la mina Santa Catalina de Cobre

Localidad: Rupelo. UTM: 30TVM6762, 1000 m

A pesar de ser una explotación de cobre como la anterior, aquí el cobre está en forma de carbonatos formando minerales de azurita y malaquita ampliamente visibles en toda la escombrera. La explosión duro varios años y la escombrera tiene una superficie mayor a las anteriores. Se encuentra en las proximidades del pueblo de Rupelo y rodeada por un bosque mixto de quejigo y melojo si bien en las laderas sur se encuentran algunas manchas de encinas.

La parcela CuR1: situada en la base de la escombrera donde se pueden ver muchos restos de mineral y en la cual no hay ningún tipo de vegetación; tampoco se desarrollan briófitos en el invierno.

La parcela CuR2: en la ladera orientada al bosque que la rodea. Este talud a pesar de ser largo no presenta una gran pendiente pues esta escombrera es extensa pero bastante plana. Orientada al Este y con vegetación incipiente y escasa cobertura, entorno al 30%, presenta una clara diferencia de coloración, lo que implica algo de influencia de materiales del bosque.

La parcela CuR3: limita con el bosque circundante y tiene una cobertura total, siendo la única parcela con desarrollo briofítico en el invierno. Orientada al sur y protegida por el bosque de quejigo (*Quercus faginea*) y encina (*Quercus ilex* subsp. *ballota*), desarrolla una vegetación más mediterránea.

4.2.-ESTRATEGIA EN LA TOMA DE MUESTRAS

Dependiendo de los objetivos para realizar los análisis, de la información previa disponible del área de estudio, o de los criterios estadísticos, se empleará una estrategia u otra. Existen dos posibles, la no probabilística (también conocidas como las estrategias de conveniencia, las cuales se seleccionan en función de parámetros como la accesibilidad, coste, eficiencia, etc, en busca de minimizar el efecto de factores secundarios al disponer de información histórica del lugar a muestrear) y la probabilística (Crosby, *et al.*, 1995).

En el caso de los criterios probabilísticos, es posible diferenciar la *toma de muestra aleatoria* y la *toma de muestra sistemática* o una combinación de ambas. La primera estrategia se selecciona cuando se dispone de poca información del material a estudiar y cualquier porción de la población de la muestra tiene la misma probabilidad de ser seleccionada. El inconveniente de esta estrategia se asocia al elevado número de porciones de muestra que se generan. En la segunda estrategia, las porciones se toman a intervalos (temporales o espaciales), predeterminados y definidos en el plan de toma de muestra.

En nuestro caso el muestreo ha sido del tipo no probabilística, por las circunstancias antes expuestas y realizado en un espacio determinado de 1 m², donde se tomaron muestras en diferentes puntos para posteriormente mezclarlas y realizar el análisis del suelo, mientras que para la vegetación se recogieron varios ejemplares por cada taxón para su posterior identificación, anotando *in situ* el porcentaje de cobertura según criterios previamente determinados y otras características ya mencionadas (apartado 2.2):

- * Para una cobertura desde un ejemplar a un 5%
- + Para una cobertura >5% y < al 15%
- ++ Para una cobertura >15% y < al 30%
- +++ Para una cobertura >30%

4.3.-ANÁLISIS DE LAS MUESTRAS

Las muestras tomadas, tanto de suelo como de vegetación fueron llevadas al laboratorio para su procesamiento. En las muestras de suelo se realizaron las determinaciones físicas y químicas siguiendo los Métodos Oficiales para Análisis de Suelos del MAPA, (1981), aunque también se consultaron otros métodos de análisis (Evans *et al.*, 1995; Jackson, 1970).

En cuanto a las muestras de plantas, se confeccionó un herbario. Las especies botánicas fueron identificadas con las consultas a los volúmenes publicados de Flora Ibérica, (1980-2008), las claves de Bonnier & Layens (1975) y de Aizpuru *et al.*, (1999). También se ha consultado la bibliografía existente relacionada con estudios florísticos de la provincia (López & Allué, 2004). Todas las determinaciones fueron posteriormente revisadas por el Departamento de Botánica de la Universidad del País Vasco.

A continuación se hace una descripción de los métodos utilizados en los análisis de las muestras de suelos recogidas en las diferentes parcelas:

A.-LA DETERMINACIÓN DE LAS PROPIEDADES FÍSICAS DE LAS MUESTRAS DE SUELO

Las muestras tomadas en las parcelas seleccionadas de la escombrera y transportadas en bolsas roturadas, son llevadas al laboratorio. Allí se depositan en bandejas para que se sequen al aire. Sobre ellas se determina la Humedad Inicial. Así mismo se **determina el color** con las tablas de Munsell (2000). El interés de esta propiedad radica en que permite inferir otras propiedades del suelo.

Transcurridos unos días durante los cuales se ha ido removiendo las muestras para que se sequen de forma uniforme, se pasan las muestras por tamiz de malla inferior a 2 mm y se introducen en frascos de cristal rotulados para su posterior análisis.

1.-MÉTODO PARA LA DETERMINACIÓN DE LA HUMEDAD

FUNDAMENTO:

Para poder referir los resultados de todos los análisis a peso de muestra seca y evitar el error que pudiera suponer un distinto grado de humedad ambiental entre laboratorios de una época del año a otra, se determina el % de humedad.

Para definir el estado seco se ha convenido en fijar como temperatura de secado 105°C manteniendo la muestra en estufa (mod. 204 P SELECTA) hasta pesada constante. Este contenido de humedad puede denominarse *factor de humedad*.

PROTOCOLO EXPERIMENTAL

Se tara una placa Petri, (Pc), se pesan 5 g. de muestra tamizada a 2 mm (Ph). Se introduce en una estufa a 105°C, secar hasta pesada constante (48h). Dejar enfriar en desecador. Pesar la placa con la muestra secada (Ps).

$$\text{CÁLCULOS: } \% \text{Humedad} = \frac{Ph - Ps}{Ph - Pc} \times 100$$

Ph = peso de la placa con la muestra húmeda.

Ps = peso de la placa con la muestra seca.

Pc = peso de la placa.

Esta prueba de la humedad al igual que el resto se realiza por triplicado. El exceso de agua en los suelos favorece la lixiviación de sales y de algunos otros compuestos; por lo tanto, el agua es un regulador importante de las actividades físicas, químicas y biológicas en el suelo (Topp, 1993).

2.-MÉTODO PARA LA DETERMINACIÓN DE LA DENSIDAD

FUNDAMENTO

El suelo es un cuerpo natural y como tal posee una masa y un volumen determinado. La densidad es el parámetro físico que relaciona la masa y el volumen. Por ser el suelo un cuerpo trifásico (sólido, líquido y gaseoso), se habla de tres tipos de densidades:

A) Densidad Real.

B) Densidad Aparente.

C) Densidad Actual.

La relación entre las distintas fases del suelo no es constante y depende de diversos factores (*textura, estructura, contenido de materia orgánica, contenido hídrico, etc.*).

Para estudiar esta relación se utiliza el concepto de *densidad del suelo*. Para calcular un valor de densidad debemos conocer previamente la masa y el volumen del suelo en estudio. La densidad es la masa de materia de una sustancia contenida en una unidad de volumen.

$$\text{Densidad} = \frac{\text{Masa de la sustancia}}{\text{Volumen de la sustancia}}$$

Si consideramos un horizonte de un suelo dado, podemos encontrar valores de densidad cualitativamente distintos, según consideremos la parte sólida únicamente, la parte sólida más la gaseosa, o las tres simultáneamente, por lo que deducimos que esta diferencia es de orden cualitativo.

Si sólo consideramos la parte sólida, tendremos como resultado el valor de Densidad Real, (en este caso no se tiene en cuenta el volumen ocupado por los poros) y es prácticamente un valor constante.

Si en cambio consideramos la parte sólida y el espacio poroso cuando este se halla ocupado sólo por aire (fase gaseosa), o cuando el suelo seco (105°C), obtenemos el valor Densidad Aparente.

La diferencia entre ambas nos determina la porosidad

Existe una tercera posibilidad, la de tomar el suelo tal como se encuentra naturalmente, considerando las tres fases. Este último valor, no utilizado comúnmente, puede considerarse como la Densidad Actual del suelo. Es un valor muy variable ya que depende en gran medida del contenido hídrico del suelo.

2.1.-DETERMINACIÓN DE DENSIDAD REAL

La densidad real (D_r) corresponde a la densidad de las partículas sólidas en el suelo y es expresada como la relación de la masa total de las partículas sólidas a su volumen total, excluyendo el volumen de los poros. Esta densidad real se calcula determinando el peso de las partículas sólidas así como su volumen, calculado mediante el peso de agua que desplaza la muestra.

REACTIVOS: R-1 Tolueno.

PROTOCOLO EXPERIMENTAL

Se pesan unos 5 g de suelo, previamente tamizados a 2 mm. y secados a 105°C, se introducen en el picnómetro y se pesa todo el conjunto (**P₁**). Se vierte tolueno hasta la mitad del volumen, se introduce en un desecador a vacío hasta la eliminación total del aire atrapado entre las partículas de suelo, se llena el picnómetro por exceso de tolueno, se mantiene en baño termostizado a 20°C durante media hora, se enrasa y se pesa (**P₃**). Previamente se ha determinado el peso del picnómetro vacío (**T**) y el peso del picnómetro lleno de

tolueno (P_2) hasta su enrase. Se calcula la densidad de las partículas por la siguiente fórmula:

$$D_r = \left(\frac{P_1 - T}{P_1 - T} \right) \left(\frac{P_3 - P_2}{P_3 - P_2} \right) \times d_t \quad \text{Dt es la densidad del Tolueno}$$

2.2.-DETERMINACIÓN DE LA DENSIDAD APARENTE

FUNDAMENTO

La densidad aparente (Da) es la relación de la masa de las partículas sólidas al volumen de un suelo en su estado natural, es decir, el volumen que ocupan las partículas y los poros. La masa se considera la del suelo seco a 105°C y el volumen, por variar con el grado de humedad, se determina sobre la muestra de suelo a la capacidad de campo.

El valor de la densidad aparente depende fundamentalmente de:

A) Textura

Cuanto mayor sea el tamaño de las partículas (arena) mayor será el diámetro de los poros pero menor será la porosidad total y por lo tanto el valor de la densidad aparente será mayor en suelos arenosos y el de estos mayor que en arcillosos.

B) Densidad de la partícula

A igualdad de otras condiciones, a mayor densidad de partícula mayor densidad aparente.

C) Grado de estructuración

Cuanto mejor estructurado está un suelo mayor es el volumen de poros que hay entre las partículas sólidas y por lo tanto menor será el valor de la densidad aparente. La alteración de la estructura modifica el valor de la densidad aparente.

D) Contenido de materia orgánica

El humus tiene una densidad de 1,37 g/cm³ y la materia orgánica no descompuesta es todavía de menor densidad, por lo tanto a mayor contenido de materia orgánica menor será el valor de la densidad aparente pero no sólo por eso, sino también porque la materia orgánica es uno de los principales agentes estructurales.

Los valores más comunes de la densidad aparente están comprendidos entre 1,25 y 1,40 g/cm³, con valores extremos frecuentes que oscilan entre 1,1 y 1,7 g/cm³.

La densidad aparente tiene un valor aproximadamente de la mitad del valor de la densidad de partícula. Esto se debe a que la densidad aparente tiene en cuenta la fase gaseosa mientras que la densidad de la partícula no. En promedio un suelo normal en superficie está compuesto aproximadamente por 50% de sólidos y 50% de poros (25% de aire y 25% de agua) que para él calculo de la densidad aparente se elimina secando a 105°C hasta que sea constante el peso.

$$\text{De ahí que: } \text{Densidad Aparente} = \frac{\text{Densidad de la partícula}}{2}$$

PROTOCOLO EXPERIMENTAL

En este método se utiliza un cilindro de acero de 10 cm de altura y 8 cm de diámetro, el que a su vez lleva acoplado en uno de sus extremos un aro con borde biselado (que permite la entrada del cilindro en el suelo) y en el otro, uno que hace de tapa (sobre el cual se golpea o ejerce presión para producir la entrada del cilindro).

Se siguen los siguientes pasos:

- 1) Dentro de la escombrera que se va a estudiar se escogen las parcelas de 1 m²
- 2) Dentro de cada parcela se seleccionan 3 lugares para las tres replicas de la muestra
- 3) Los cilindros que se van a utilizar deben haber sido pesados con sus tapas (para restarlo en el peso final después de seco).
- 4) En cada uno de los lugares escogidos se clava el cilindro.
- 5) Si no se dispone de aparatos para enterrar el cilindro, se utiliza con su aro biselado y su aro-tapa. Se coloca un trozo de madera sobre el aro-tapa y con un martillo se golpea suavemente hasta lograr una profundidad algo mayor que la deseada.
- 6) Con ayuda de una pala se extrae el cilindro, quitándosele el aro biselado y el aro-tapa. Esta operación debe realizarse con todo cuidado para no perturbar la muestra.
- 7) Con un cuchillo se emparejan cuidadosamente las caras libres del cilindro con la muestra, cuidando de no apelmazarlo.
- 8) Se tapan los extremos libres de las tapas correspondientes, cubriendo los bordes libres de éstas con cinta adhesiva plástica.
- 9) En el laboratorio se retira la cinta adhesiva plástica y se pesa el cilindro con sus tapas y su contenido.
- 10) se lleva a una estufa a 105°C hasta que se sea constante el peso. Se pesa y se calcula la masa. Para el volumen se aplica la formula del volumen de un cilindro ($\pi r^2 h$).

CÁLCULOS

- a) Cálculo del volumen del cilindro.
- b) Cálculo de la masa, restando la humedad
- c) Cálculo de la **densidad aparente = M / V**

3.-ANÁLISIS ESTRUCTURAL

INTRODUCCIÓN

Las partículas elementales del suelo se agrupan en unidades de orden superior, denominadas agregados, mediante la acción de sustancias coloidales que actúan como agentes cementantes: óxidos metálicos, arcillas y materia orgánica. El resultado de este proceso de agregación es lo que se denomina estructura y de su mayor tamaño o menor grado de desarrollo dependen importantes propiedades del suelo como son: la permeabilidad, la aireación, los procesos de lavado, la erosión o la penetrabilidad de las raíces. Una estructura concreta se describe morfológicamente y se cuantifica en cuanto al grado, la clase y el tipo de agregados.

Las principales fuerzas que mantienen unidas a las partículas en agregados en suelos humectados son las tensiones superficiales de las tensiones superficiales de la interfase aire-agua y la tensión de cohesión de la fase líquida. A medida que el suelo se seca, esta fase acuosa se reduce hasta el agua de capilaridad que rodea los contactos

entre partículas adyacentes; a medida que se seca el suelo, se incrementan las fuerzas de cohesión y de tensión de las interfases y por tanto la intensidad de la unión entre partículas; en condiciones de sequedad, la reducción de agua puede producir la precipitación de compuestos inorgánicos semi-cristalinos o compuestos orgánicos amorfos que actúen como agentes cementantes.

El **grado de estructura** representa la intensidad del fenómeno de agregación, pudiendo distinguir cuatro grados de estructura:

Sin estructura. No existen agregados visibles, si es coherente se denomina aglomerado, si no lo es se considera de grano suelto.

Débil. Agregados débilmente formados e indistintos, apenas visibles.

Moderada. Agregados bien formados e individualizados, de duración moderada.

Fuerte. Agregados duraderos que se adhieren débilmente entre sí y se separan cuando el suelo se altera.

3.1.-ESTABILIDAD DE LA ESTRUCTURA

FUNDAMENTO

La determinación de la estructura consiste en medir la resistencia de los agregados a su destrucción, para ello es necesaria la aplicación de una fuerza disruptiva que debe ser estandarizada; en principio, se intentará reproducir las principales causas de disrupción naturales. Como en el campo es el agua de lluvia el principal responsable de esta destrucción, se medirá en laboratorio la resistencia de los agregados a la acción disgregante del agua. Otras fuerzas disgregantes que actúan de forma inevitable alterando el resultando de nuestros experimentos son las de impacto y abrasión que se produce en la toma de muestras y en el proceso de tamizado.

3.2.-FRACCIONAMIENTO DEL SUELO EN UNIDADES DE ESTRUCTURA

En cada uno de los métodos (secuenciales) de fraccionamiento, se aíslan normalmente cuatro fracciones, constitutivas de las formas agregadas del suelo y responsables de la estructura del mismo, denominadas de la siguiente manera:

F1: partículas de tamaño entre 2000-200 mm

F2: partículas de tamaño entre 200-100 mm

F3: partículas de tamaño entre 100-50 mm

F4: partículas de tamaño menores a 50 mm

AISLAMIENTO EN UNIDADES REALES: Son aquellas partículas que son separadas por su tamaño. Normalmente se coloca la muestra sobre una torre de tamices normalizados C.I.S.A. de 2000, 200, 100, 50 mm de luz de malla. Pero debido a la existencia de numerosas partículas superiores a 2000 mm, se ha considerado dos fracciones más.

F0: partículas de tamaño entre 5000 mm y 2000 mm

F00: partículas de tamaño superior a los 5000

PROCEDIMIENTO

Se pesa 1Kg se muestra de suelo secada al aire sobre una torre de tamices normalizados C.I.S.A., de 5000, 2000, 200, 100, 50 y se somete a vibración durante 25 minutos, a intensidad media. Se recogen las fracciones obtenidas y se pesan calculando el % de cada fracción obtenida

4.-MÉTODO PARA LA DETERMINACIÓN DE LA TEXTURA

INTRODUCCIÓN

Los análisis texturales corresponden a la medida de la distribución por tamaños de las partículas individuales en una muestra de suelo. Para ello es necesario la dispersión de los agregados del suelo en sus unidades por medios químicos, mecánicos o ultrasonidos y la posterior separación por filtrado y sedimentación de las distintas partículas en función del tamaño. Estas partículas de suelo cubren un amplio rango de tamaños, comprendido entre las piedras o rocas (> 0,25 m) y las arcillas microscópicas (< 1 mm). Las partículas inferiores a 2000 mm se subdividen a su vez en tres grandes grupos de tamaño: arenas (< 2000-50 mm), limos (< 50-2 mm) y arcillas (< 2 mm). La textura de un suelo es la combinación que de estas fracciones de diferentes tamaños de partícula presenta dicho suelo.

Clasificación de la Sociedad Internacional de Ciencia del Suelo (Escala de Attaberg)

| <u>Denominación</u> | <u>Diámetros de partícula</u> |
|---------------------|-------------------------------|
| Gravas | 20 a 2 mm. |
| Arena gruesa | 2 a 0,2 mm. |
| Arena fina | 0,2 a 0,02 mm. |
| Limo | 0,02 a 0,002 mm. |
| Arcilla | < 0,002 mm. |

CLASE TEXTURAL

Una muestra de suelo está constituida por distintas combinaciones de arenas, limo y arcillas y estas diferentes combinaciones reciben el nombre de clases texturales, de las cuales se reconocen doce:

| | |
|-------------------|-----------------------------|
| 1.-Arenoso | 7.-Franco-Arcilloso |
| 2.-Arenoso-Franco | 8.-Franco-Arcilloso-Limoso |
| 3.-Franco-Arenoso | 9.-Franco-Arcilloso-Arenoso |
| 4.-Franco | 10.-Arcilloso |
| 5.-Franco-Limoso | 11.-Arcilloso-Limoso |
| 6.-Limoso | 12.-Arcilloso-Areno |

Las clases texturales se pueden representar gráficamente mediante un diagrama denominado triángulo de las texturas. Conociendo los porcentajes de arcilla, limo y arena obtenidos mediante el análisis de tamaño de partículas, obtendremos dentro del triángulo el nombre de la clase textural correspondiente que nos da la textura de la muestra estudiada.

Los puntos que corresponden a los porcentajes de limo y arcilla presentes en el suelo estudiado, se localizan en las líneas respectivas de limo y arcilla y se proyectan hacia el interior por medio de líneas paralelas, en el 1° caso, al lado del triángulo en donde esté la arcilla y, en el 2° caso, el lado de la arena.

El nombre en el cuál las dos líneas se cruzan es el nombre de la clase textural del suelo.

Existen varios métodos de análisis texturales:

- Método rápido manual para fines agrícolas.
- Método internacional de análisis mecánico, o de la pipeta de Robinson
- Método con hidrómetro de cadena
- Método de Bouyaucos.

Los más utilizados son el de análisis mecánico y el de bouyaucos no obstante el método manual pueda llegar a dar resultados muy aproximados, incluso con muestras que presentan un alto contenido en materia orgánica, óxidos de hierro y en carbonatos, los resultados pueden ser mejores. Por dichos motivos

4.1.-MÉTODO RAPIDO MANUAL

Este método se uso durante la toma de muestras en el campo y por ser poco exacto se contrasto con el de Bouyaucos en el laboratorio.

La plasticidad de un suelo aumenta con el contenido en partículas finas, por lo que se puede utilizar para calcular de manera aproximada la granulación.

PROCEDIMIENTO

Se mezcla el suelo con agua y se observan las características de la pasta resultante con respecto a la tabla siguiente:

| CARACTERÍSTICAS | %PARTICULAS FINAS | CLASIFICACIÓN |
|---|--------------------------|------------------------|
| Suelo no ligable | 0-10 | Arenoso (A) |
| Ligable, pero no arrollable en forma de cilindro (Ø=1 cm) | 10-20 | Arenoso-Limoso (AL) |
| Ligable en forma de cilindro (Ø=1cm). La riqueza en arena se manifiesta por crujido | 20-30 | Limoso -Arenoso (LA) |
| Ligable, se nota arena al aplastarlo entre el pulgar e índice | 30-40 | Limoso (L) |
| Ligable, al aplastarlo con los dedos la superficie aparece brillante. | 40-50 | Limoso- Arcilloso (LP) |
| Ligable, la superficie muestra mucho brillo, sensación plástica | >50 | Arcilloso (A) |

4.2.-MÉTODO DEL DENSIMETRO DE BOUYAUCOS

La realización de este método requiere un tratamiento de la muestra para eliminar el contenido en: carbonatos y sales, materia orgánica y óxidos de hierro. Por tal motivo es importante conocer la muestra para saber que debemos eliminar. En nuestro caso y según que muestras, nos encontramos con un alto contenido en los tres.

Introducción.

La textura o composición granulométrica de una muestra expresa la proporción en que se encuentran las diferentes partículas minerales constituyentes del suelo, clasificadas atendiendo a su tamaño.

Al ser las partículas de forma irregular se adopta el criterio del diámetro equivalente: considerarlas esféricas y de diámetro aquel que corresponde al de una partícula con la misma velocidad de sedimentación en las mismas condiciones.

| Sistema USDA | | Sistema Internacional | |
|-----------------------|--------------|-----------------------|--------------|
| Nombre de la fracción | Diámetro mm | Fracción | Diámetro mm |
| Arena muy gruesa | 2,0 - 1,0 | I: arena gruesa | 2,0 - 0,2 |
| Arena gruesa | 1,0 - 0,5 | | |
| Arena media | 0,5 - 0,25 | II: arena fina | 0,2 - 0,02 |
| Arena fina | 0,25 - 0,10 | | |
| Arena muy fina | 0,10 - 0,05 | III: limo | 0,02 - 0,002 |
| Limo | 0,05 - 0,002 | | |
| Arcilla | < 0,002 | IV: arcilla | < 0,002 |

Las partículas se agrupan en tres fracciones principales: arena, limo y arcilla. Pero sin embargo existen dos escalas o criterios de fijar los límites de estas fracciones:

Según la proporción que exista de cada una de esas tres fracciones el suelo pertenecerá a una determinada clase textural. Las clases texturales se definen por tanto según el porcentaje en peso de cada una de las fracciones del suelo y se denominan combinándose los nombres según el suelo adquiera como características dominantes las de una o mas fracciones. La ausencia de dominancia de las propiedades de una de estas fracciones corresponde a la clase franca.

La Ley de Stokes indica la velocidad de caída de las partículas en función de su radio y a partir de ésta se puede deducir el diámetro de las partículas con el tiempo de caída, mediante la ecuación:

$$X = \varnothing / t^{1/2}$$

En donde:

X = tamaño de las partículas en micras

t = tiempo de caída en minutos.

∅ = parámetro no constante que depende de la viscosidad del agua, distancia de la superficie de la suspensión al centro del bulbo del densímetro y densidad de la partícula y de las suspensión dispersante.

Material.

- Densímetro ASTM n° 152 H con la escala de Bouyoucos en gramos/l
- Batidora eléctrica.
- Probeta graduada de un litro.

Reactivos.

R-1: Disolución de Calgón (se prepara una disolución de 50 g en 1 litro de agua destilada).

PROCEDIMIENTO.

Se pesan 40 g de suelo y se colocan en el vaso de la batidora. Se añade 100 ml de disolución de calgón (R-1) y suficiente agua destilada. Batir durante 5 minutos y transferir a una probeta de litro y deja en reposo 16 minutos. Añadir agua suficiente para llevar al litro. Tapar la probeta con una mano e invierta dos o tres veces para que el suelo se mezcle bien. Dejar la probeta sobre la mesa del laboratorio y tomar el tiempo. Introducir el densímetro procurando no perturbar la suspensión y hacer una lectura a los 30 segundos. Si hay espuma en la superficie añadir algunas gotas de alcohol isoamílico a la varilla del hidrómetro. Tomar otras lecturas a los 3', 10', 30', 60', 90' y una última superior a 5 horas y anotar la temperatura.

Cálculos.

Se calcula para cada lectura la concentración de la suspensión expresada en g/l y los porcentajes acumulados:

$$C = L - L'$$

$$P = 100 C / C_0$$

En donde:

- C₀** = concentración de la suspensión en g/l
- L** = lectura del densímetro en la suspensión de suelo
- L'** = lectura del densímetro en el blanco (1 l de agua en una probeta con 100 ml de R-1)
- P** = porcentaje acumulado

Calcular el tamaño correspondiente de las partículas por la siguiente expresión:

$$X = \emptyset / t^{1/2}$$

Siendo:

- X** = tamaño de las partículas en micras
- t** = tiempo de caída en minutos.
- ∅** = se obtiene de la tabla I.

Tabla I: valores de ∅ de para la determinación de tamaño de las partículas en función de las lecturas observadas en el densímetro.

| L | ∅ | L | ∅ | L | ∅ |
|----|------|----|------|----|------|
| -5 | 50,4 | | | | |
| -4 | 50,1 | 11 | 46,4 | 26 | 42,2 |
| -3 | 49,9 | 12 | 46,2 | 27 | 41,9 |
| -2 | 49,6 | 13 | 45,9 | 28 | 41,6 |
| -1 | 49,4 | 14 | 45,6 | 29 | 41,3 |
| 0 | 49,2 | 15 | 45,3 | 30 | 41,0 |
| 1 | 48,9 | 16 | 45,0 | 31 | 40,7 |
| 2 | 48,7 | 17 | 44,8 | 32 | 40,4 |
| 3 | 48,4 | 18 | 44,5 | 33 | 40,1 |
| 4 | 48,2 | 19 | 44,2 | 34 | 39,8 |
| 5 | 47,9 | 20 | 43,9 | 35 | 39,5 |
| 6 | 47,7 | 21 | 43,7 | 36 | 39,2 |
| 7 | 47,4 | 22 | 43,4 | 37 | 38,9 |
| 8 | 47,2 | 23 | 43,1 | 38 | 38,6 |
| 9 | 47,0 | 24 | 42,8 | 39 | 38,3 |
| 10 | 46,7 | 25 | 42,5 | 40 | 38,0 |

El diámetro de las partículas se corrige multiplicando por un factor en función de la temperatura, Tabla II.

$$X' = X \cdot f$$

Tabla II: valores de corrección f del diámetro de las partículas para temperaturas diferentes a 30°C.

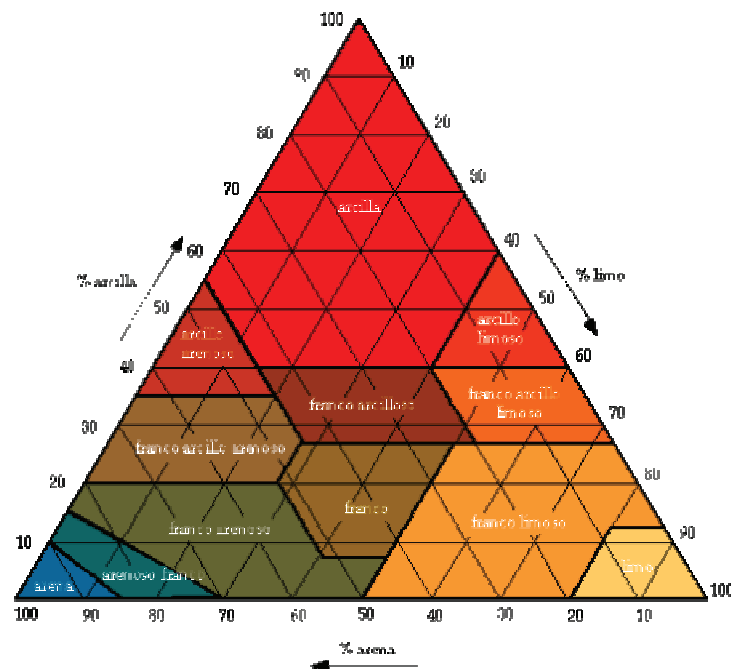
| T°C | f | T°C | f |
|-----|------|-----|------|
| 12 | 1,24 | 22 | 1,09 |
| 13 | 1,23 | 23 | 1,08 |
| 14 | 1,21 | 24 | 1,07 |
| 15 | 1,19 | 25 | 1,05 |
| 16 | 1,18 | 26 | 1,04 |
| 17 | 1,16 | 27 | 1,03 |
| 18 | 1,14 | 28 | 1,02 |
| 19 | 1,13 | 29 | 1,01 |
| 20 | 1,12 | 30 | 1,00 |
| 21 | 1,10 | 31 | 0,99 |
| | | 32 | 0,98 |

Se calculan los porcentajes correspondientes a los diámetros de menos de 0,002 mm (arcillas), entre 0,002 y 0,05 mm (limo) y superior a 0,05 mm (arena) y se obtiene la textura por el diagrama triangular.

| Tiempos (t) | Lecturas (L) | $\emptyset = f(L)$ | $X = \emptyset / t^{1/2}$ | $X' = X \cdot f$ | $C = L - L'$ | $P = 100C/Co$ |
|-------------|--------------|--------------------|---------------------------|------------------|--------------|---------------|
| | | | | | | |

Si el suelo posee cantidades considerables de yeso, éste se debe eliminar mediante lavado con agua destilada. Si contiene grandes cantidades de materia orgánica se somete a una digestión con agua oxigenada del 30%, añadiendo volúmenes de ésta hasta que la suspensión suelo-agua no reaccione a las nuevas adiciones. Esto requiere más de una hora de calentamiento a 90°C.

Diagrama Triangular (Atterberg)



5.-MÉTODO PARA LA DETERMINACIÓN DE CAPACIDAD DE RETENCIÓN DE AGUA.

FUNDAMENTO

El agua normalmente se encuentra en el suelo en cuatro formas:

- 1) Agua higroscópica no absorbible por las plantas.
- 2) Agua capilar no absorbible.
- 3) Agua capilar absorbible en los poros intermedios.
- 4) Agua de gravitación que se pierde por infiltración.

El hecho de que el suelo pueda retener una cantidad de agua se debe a la acción de diversas fuerzas que la matriz del suelo ejerce sobre el agua. Por consiguiente, si se quiere extraer agua del suelo es necesario ejercer un trabajo contra estas fuerzas que se denomina *potencial matricial*. El *potencial matricial* se expresa mediante su logaritmo y viene definido como **pF**.

Se considera la capacidad de campo como el agua que subsiste en el suelo después de su total saturación por la lluvia o el riego seguido de un drenaje libre de uno o dos días. El **pF** correspondiente varía entre 2,1 y 3 según la naturaleza de los suelos.

Esta capacidad depende del tamaño de las partículas, de la porosidad del suelo, de la riqueza de los coloides y de la estructura del suelo (Gutián Ojeda et al. 1976)

PROTOCOLO EXPERIMENTAL

En la base del cilindro se coloca una red, encima de ella un filtro de papel ligeramente humedecido y se tara el conjunto (**P**). Poco a poco se llena el cilindro con el suelo seco al aire, hasta que se encuentre a 2 cm del borde superior del cilindro, golpeándolo de vez en cuando contra una superficie plana para que el suelo se comprima homogéneamente. Se pesa el cilindro lleno de suelo (**P₁**).

Se coloca el cilindro lleno de suelo en un recipiente que contenga agua, de modo que el nivel de ésta quede un poco por debajo del borde superior del cilindro, pero por encima del nivel del suelo y al cabo de algún tiempo se añade agua para que alcance este nivel.

Se deja el cilindro dentro del agua unas tres horas, para que se humedezca el suelo completamente, al cabo de este tiempo se retiran los cilindros y se suspenden, para que cedan el agua en exceso a través del fondo, se cubren con una placa de vidrio o cartón para que no haya evaporación y se dejan en esta posición durante dos horas al cabo de las cuales se pesa repitiéndose la operación hasta peso constante (**P₂**).

CÁLCULOS: Los resultados se expresan en porcentaje de capacidad máxima de agua sobre suelo seco, según la fórmula siguiente

$$CMRA = \frac{P_2 - P_1}{P_1 - P}$$

B.-DETERMINACIÓN DE LAS PROPIEDADES QUÍMICAS DE LAS MUESTRAS DE SUELO DE LA ESCOMBRERA

1.-MÉTODO PARA LA DETERMINACIÓN DEL pH

FUNDAMENTO

El pH de las distintas categorías de suelo tiene un rango de valores comprendido entre 3,5 y 11. Pero es en el rango de 7 cuando los sistemas de asimilación radicular operan en condiciones óptimas y los macro y micronutrientes se encuentran en forma soluble. Es por ello de suma importancia conocer este parámetro que afecta tanto a la solubilidad de los nutrientes como a la capacidad de asimilación y en consecuencia a la productividad vegetal.

a).-Método de determinación del pH del suelo en agua

FUNDAMENTO

La medida del pH en medio acuoso se basa en la posibilidad de que los protones del suelo, presentes en la fase líquida y en la matriz sólida del suelo, alcancen una situación de estado estacionario. Esta situación se alcanza, cuando el suelo que se encuentra en situación de sobresaturación artificial, ha realizado todos los posibles intercambios iónicos y reacciones de desorción posibles, desde el Complejo de Cambio Iónico y desde las superficies interior y exterior de los componentes arcillosos, además de haber alcanzado una situación de equilibrio los geles y oxihidróxidos presentes en el mismo. Para alcanzar este equilibrio se precisa de un tiempo largo, debido al efecto barrera que generan los cementos edáficos (orgánicos e inorgánicos) que permiten la configuración de los agregados del suelo a la par que dificultan la difusión de los iones.

Blakemore et al.(1977) realizaron una clasificación de los suelos en función de su pH:

| Valor de pH (1:2.5 suelo:agua) | Denominación |
|-----------------------------------|-------------------------|
| > 9,0 | Extremadamente alcalino |
| 8,4-9,0 | Fuertemente alcalino |
| 7,6-8,3 | Moderadamente alcalino |
| 7,1-7,5 | Ligeramente alcalino |
| 6,6-7,0 | Casi neutro |
| 6,0-6,5 | Ligeramente ácido |
| 5,5-5,9 | Moderadamente ácido |
| 4,5-5,2 | Fuertemente ácido |
| < 4,5 | Extremadamente ácido |

PROTOCOLO EXPERIMENTAL

Colocar 10 g de suelo tamizado y seco en un vaso de precipitados de 100 ml, añadir 25 ml de agua destilada. Agitar durante 5 minutos repitiendo la operación varias veces. A la media hora de preparada la suspensión se efectúa la medida en el pH-metro (Mod CRISON, micro pH 2002), agitando mecánicamente.

b).-Método de determinación de la acidez potencial del suelo mediante valoración de pH en solución de KCl

FUNDAMENTO

Una cierta cantidad de protones no pueden llegar a ser evaluados con el método anterior. Por ello se busca la posibilidad de saturar el Complejo de Intercambio Catiónico con un catión (el K^+), de bajo radio atómico, que pueda en estas condiciones saturar toda la matriz sólida del suelo (tanto la componente orgánica como la argílica de tipo 2:1, del Complejo de Cambio) y desplazar todos los protones.

REACTIVOS: R-1 Cloruro Potásico 1N (KCl)

PROTOCOLO EXPERIMENTAL

Se procede de manera similar al método utilizado para la determinación del pH en agua, sustituyendo la solución de agua por KCl 1N

2.- MÉTODO PARA LA DETERMINACIÓN DE LA CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA

FUNDAMENTO

La conductividad eléctrica es consecuencia y permite determinar la concentración salina en un extracto acuoso de suelo. Es proporcional a la concentración de sales en solución y está en función de la temperatura.

PROTOCOLO EXPERIMENTAL

Pesar 15 g de suelo en un frasco de 100 ml, añadir 75 ml de agua destilada y tapar. Agitar mecánicamente durante 30 min para que se equilibre la solución. Dejar en reposo durante unos minutos, centrifugar durante 10 min, a 3500 xg, filtrar sobre papel y recoger el filtrado, que ha de ser transparente. Medir la conductividad con celda específica de suelos con un Conductímetro, (CRISON micro mod. CM 2201). Los valores se expresan en $mS.cm^{-1}$ o $dS.m^{-1}$. El límite de toxicidad para las plantas de $4 dS.m^{-1}$ fue propuesto por Schofield, (1942) y aún sigue teniendo validez

3.-MÉTODO PARA LA DETERMINACIÓN DE LA MATERIA ORGÁNICA

FUNDAMENTO

La determinación cuantitativa de la materia orgánica se realiza analizando el carbono orgánico y se basan en la oxidación de éste elemento, método establecido por Walkley & Black en 1934.

Se ha seguido el método por vía húmeda, basado en una reducción parcial de un agente oxidante. El grado de oxidación logrado dependerá de las condiciones en que tenga lugar la reacción, con aporte de calor, o sin él. Se hace necesaria la utilización de un factor estadístico, que correlacione el carbono oxidable, determinado con la técnica de oxidación seguida y el carbono oxidable por vía seca. Este factor no tiene un carácter universal. El método por vía húmeda seguido se fundamenta en las siguientes reacciones:

A) Reducción del Cr^{6+} : $(Cr_2O_7)^{2-} + 14 H^+ + 12 e^- \rightarrow 2 Cr^{3+} + 7 H_2O$

B) Oxidación de la materia orgánica: Considera que la materia orgánica del suelo se comporta como un hidrato de carbono (glucosa): $C_6H_{12}O_6 + 6 O_2 \rightarrow 6CO_2 + 6 H_2O$

C) Valoración del exceso de oxidante con una sal ferrosa:

$Fe^{2+} \rightarrow Fe^{3+}$ Este método es aplicable a tamaño de muestra que contengan, en valor absoluto, menos de 20 mg de C. La fiabilidad de los resultados es dudosa si el suelo contiene un porcentaje de materia orgánica superior al 15%. La mínima cantidad de muestra pulverizada a tomar es de 0,0625 g, por debajo de la cual la repetitividad de los resultados es baja. Si las muestras son muy ricas en C orgánico es preferible duplicar la cantidad de dicromato potásico y ácido sulfúrico a disminuir excesivamente el peso de la muestra. La sensibilidad del método se encuentra entre 0,3 a 0,8% de materia orgánica.

REACTIVOS

R-1 Dicromato Potásico 1N, preparado en un matraz aforado de 1 l:

- 1-Desecar en estufa a 105° durante una noche.
- 2-Disolver 49,05 g de dicromato potásico en 900 ml de agua destilada (calentar ligeramente para favorecer la disolución).
- 3-Enrasar con agua destilada a 1 l.

R-2 Ácido Sulfúrico Concentrado

R-3 Sal de Mohr 0,5N, preparada en matraz aforado de 1000 ml en el siguiente orden:

- 1-196,1 g de $Fe(NH_4)_2 \cdot 6H_2O$ (sal de Mohr).
- 2-800 ml de agua destilada que contenga 20 ml de H_2SO_4 , disolver la sal de Mohr
- 3- Enrasar con agua destilada a 1000 ml.

R-4 Solución de difenilamina, disolver 2,5 g de producto en 20 ml de agua destilada y enrasar a 100 ml con H_2SO_4 concentrado.

R-5 Ácido Fosfórico concentrado

PROTOCOLO EXPERIMENTAL

Pulverizar en mortero unos 10 g de muestra seca, de forma que el polvo resultante pase por un tamiz de 0,2 mm. Pesarse entre 0,5 y 1 g de muestra (que contenga menos de 20 mg de carbono).

Añadir 10 ml de solución 1N de dicromato potásico (R-1), imprimiendo un movimiento de giro al erlenmeyer para asegurar una mezcla íntima. Añadir lentamente y agitando, 20 ml de ácido sulfúrico concentrado (R-2).

Agitar suavemente para asegurar el contacto íntimo de los reactivos de la muestra. Evitar que se adhieran partículas en las paredes del erlenmeyer fuera del contacto de la solución. Dejar el erlenmeyer en reposo durante 20 minutos. Añadir unos 100 ml de agua destilada y dejar enfriar. Añadir 10 ml de ácido fosfórico concentrado (R-5). Añadir 1 ml del indicador difenilamina (R-4).

Valorar con sal de Mohr (R-3), anotando el volumen gastado. Se produce un viraje del color violeta-azulado al color verde. Hacer paralelamente un ensayo en blanco.

CÁLCULOS Y EXPRESIÓN DE RESULTADOS

De acuerdo con el fundamento del método, la valoración por retroceso con la Sal de Mohr permite determinar el exceso de dicromato potásico.

$$\% M.O. = \left(1 - \frac{V_M}{V_B}\right) \times \frac{6,7}{P} ; \quad \% C = \frac{\% M.O.}{1,72}$$

Donde:

V_B = Volumen de Sal de Mohr gastado en el ensayo en blanco.

V_M = Volumen de Sal de Mohr gastado con la muestra.

P = Peso de muestra en gramos.

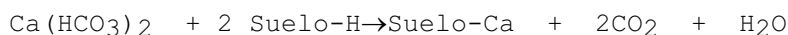
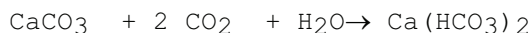
Por diferencia se calcula el dicromato gastado, equivale al carbono orgánico contenido en la muestra.

4.-MÉTODO PARA DETERMINACIÓN DE CARBONATOS SOLUBLES:

FUNDAMENTO

La determinación del carbonato cálcico equivalente en un suelo, se realizó por el método del Calcímetro de Bernard (MAPA, 1981) y tiene interés por su valor diagnóstico de diversas propiedades del suelo: estructura, actividad biológica, bloqueo de nutrientes, análisis granulométrico, etc. Sin embargo el contenido total no da idea exacta de la importancia que los carbonatos tienen en los procesos químicos del suelo. Por este motivo en aquellos casos en los que el análisis de carbonatos sea positivo y superior a una cifra que se suele fijar entre un 8% y un 10%, se deberá completar la información dada por los análisis de carbonatos totales con la referente a la *caliza activa*.

La **caliza activa** se define como la fracción de tamaño inferior a 50 µm. Por su gran superficie relativa es fácilmente soluble en agua cargada de CO₂:



La solución del suelo se enriquece en iones carbonato, lo que parece estar asociado a problemas de clórosis férrica. Además el complejo absorbente se enriquece paulatinamente en calcio de cambio.

El conocer el contenido de carbonatos totales, también tiene interés desde un punto de vista taxonómico, para poder definir los horizontes cálcicos y petrocálcicos.

REACTIVOS

R-1 Ácido clorhídrico (HCl) al 50%

R-2 Carbonato cálcico, anhídrido.

R-3 Solución para la columna manométrica del calcímetro DE BERNARD preparada en el siguiente orden:

- 1) 100 g. de NaCl.
- 2) 1 g de NaHCO₃.
- 3) 350 ml. de agua.
- 4) Disolver y añadir: - unas gotas de rojo de metilo.

PROTOCOLO EXPERIMENTAL

Se pulveriza la muestra seca en mortero o con molinillo de café. El calibrado del calcímetro se hace con CaCO_3 puro (R-2), perfectamente seco, finamente pulverizado y pesando las siguientes cantidades: 0,1 g, 0,2 g y 0,3 g.

Para el ensayo con las muestras se pesa una muestra pulverizada de 0,2 a 5 g, se coloca en el erlenmeyer un tubo de ensayo con 5 ml de HCl al 50% (R-1). Se conecta el erlenmeyer con la muestra y el tubo con clorhídrico al calcímetro, apretando bien el tapón de caucho. Se enrasa la bureta a cero moviendo el depósito del calcímetro a lo largo de la guía. Inclinando el erlenmeyer, verter de forma progresiva el ácido sobre la muestra, agitando suavemente para favorecer el ataque. Mantener la presión interior igual a la atmosférica bajando el depósito a medida que va teniendo lugar la reacción. El final de la reacción se reconoce al quedar estacionario el líquido del calcímetro, se dejará de agitar, se igualarán los niveles de ambas ramas y se procederá a anotar la lectura \underline{L} de la bureta que corresponde al volumen de CO_2 desprendido.

CÁLCULOS

Los resultados se expresan en gramos de CaCO_3 en 100 g de muestra.

$$\% \text{ carbonatos} = \frac{L \text{ cm}^3 \text{ CO}_2 \text{ muestra}}{L' \text{ cm}^3 \text{ CO}_2 \text{ blanco}} \times \frac{p' \text{ g CaCO}_3}{p \text{ g muestra}}$$

Donde:

- L** = lectura con la muestra.
- L'** = lectura con el CaCO_3 .
- p** = peso de la muestra (g)
- p'** = peso de CaCO_3 (g)

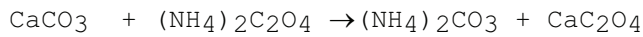
5.-MÉTODO PARA DETERMINACIÓN DE CALIZA ACTIVA

FUNDAMENTO

Se define el término "caliza activa" a aquellas fracciones de caliza que por su menor tamaño (<50 μm) son más activas químicamente y pueden alterar el desarrollo normal de las plantas; atendiendo a criterios químicos, se define la caliza activa como la fracción de la caliza activa total que reacciona con una solución de oxalato amónico tras una agitación de 2 horas.

Se intentará con esta práctica determinar el contenido de caliza activa del suelo como un indicador del riesgo de clorosis en determinados cultivos sensibles. La clorosis en vegetales se manifiesta por un amarillamiento de las hojas debido a un bloqueo en la absorción y utilización del hierro; esta interferencia está causada fundamentalmente por la caliza activa aunque pueden interferir otros factores como la materia biodegradable, el contenido de agua del suelo, la textura arcillosa, la presencia de nematodos, etc.

El método clásico se basa en que la caliza activa de tamaño más fino reacciona con el oxalato cálcico:



A continuación se valora el carbonato amónico por calcimetría con HCl.

REACTIVOS

R-1 Ácido Clorhídrico (HCl) al 50%.

R-2 Oxalato amónico 0,2 N. Pesar 14,212 g. de oxalato amónico y disolverlo en agua destilada, enrasando a un volumen final de 1 l en matraz aforado.

R-3 Carbonato cálcico, perfectamente seco.

R-4 Solución para la columna manométrica del calcímetro DE BERNARD preparada en el siguiente orden:

- 1) 100 g de NaCl.
- 2) 1 g de NaHCO₃.
- 3) 350 ml de agua.
- 4) Disolver y añadir unas gotas de rojo de metilo.

PROTOCOLO EXPERIMENTAL

Se pesan entre 2,5 y 10 g de tierra fina (5g para nuestros análisis), seca y se introducen en un matraz erlenmeyer de 500 ml, se añaden 250 ml de oxalato amónico medidos en matraz aforado y tapar.

Agitar durante 2 h en el agitador orbital (Modelo G25 INCUBATOR SHAKER) y filtrar no recogiendo las primeras cantidades de filtrado inicial.

Pipetear 25 ml en el matraz del calcímetro y determinar el contenido de caliza activa añadiendo HCl al 50% (R-1).

CÁLCULOS

El contenido de caliza activa referido a 100 g de suelo viene dado por:

$$\frac{0}{100} \text{ caliza activa} = \frac{P' \text{ g CaCO}_3}{V' \text{ cm}^3} \times \frac{V \text{ cm}^3}{25} \times \frac{250}{P \text{ g}}$$

De donde:

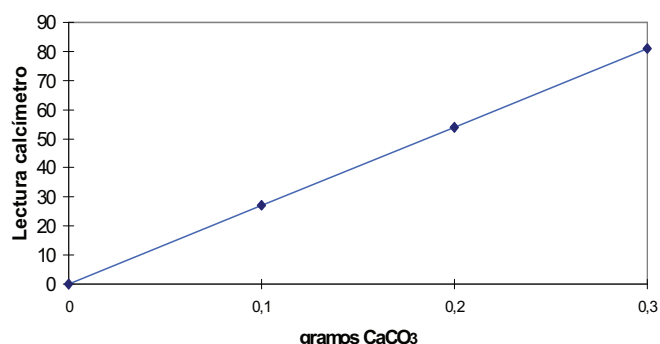
P' = peso del CaCO₃.

V' = volumen de CO₂ desprendido con el CaCO₃.

V = volumen de CO₂ desprendido en el análisis.

P = peso de la muestra.

Curva patrón utilizada para la determinación de Carbonatos totales y Caliza activa. (En donde $R = 1$ y la pendiente $b = 2,7$)



6.-MÉTODO PARA EL ESTUDIO DEL COMPLEJO DE CAMBIO: CATIONES PRESENTES EN EL COMPLEJO DE CAMBIO

INTRODUCCIÓN

Las propiedades del suelo están en gran parte condicionadas por su complejo de cambio, siendo necesario caracterizar éste para determinar la constitución y propiedades más importantes. Los procesos de intercambio iónico pueden considerarse como procesos reversibles de difusión controlada, estequiométricos y en la mayoría de los casos hay una selectividad o preferencia por un ión u otro. (Gast, 1979).

Las lecturas de conductividad eléctrica en soluciones de suelo de minas están altamente correlacionadas con la concentración total de sales y, por ello, con el potencial osmótico de los extractos acuosos (Sandoval & Power, 1978). Para la determinación de la CIC se utilizó el método del acetato amónico a pH 7, que es el recomendado por Sandoval & Power (1978) para suelos y estériles mineros.

Los cationes de cambio más frecuentes son: Hidrógeno, Calcio, Magnesio, Potasio y Sodio. La suma de todos ellos, expresada en mEq/100g de suelo, da la capacidad total de cambio.

FUNDAMENTO

Para determinar el conjunto de cationes presentes en el complejo de cambio, se desplazan todos los cationes de cambio existentes en la muestra por iones amonio, lavando mecánicamente con alcohol el exceso de sal amónica absorbida, para evitar la hidrólisis. En este primer extracto se puede determinar la *cantidad de cationes de intercambio* por absorción atómica. El desplazamiento de los iones NH_4^+ fijados en la muestra, se realiza posteriormente por medio de una solución de KCl 1N (NaCl 1N si el suelo es básico), quedando los cationes de K o Na retenidos, con ello obtenemos un segundo extracto donde se puede determinar la sal amónica y en consecuencia conocer la *capacidad total de cambio del suelo*. El cálculo matemático que relaciona porcentualmente los iones presentes y el valor del complejo de cambio nos dará la "tasa de saturación":

$$T S = (\text{Ca}^{2+} + \text{Mg}^{2+} + \text{Na}^+ + \text{K}^+) \text{ CIC } \times 100$$

Siendo $TS = 100\%$ en suelos calizos

REACTIVOS

R-1 Acetato amónico ($\text{NH}_4\text{C}_2\text{H}_3\text{O}_2$) 1N. 77 g. de acetato amónico se diluyen hasta 1 l con agua destilada.

R-2 Cloruro potásico (KCl) 0,5 N. 74,56 g. de KCl se llevan a un volumen de 1 l con agua destilada.

R-3 Etanol al 80%.

R-4 Reactivo Nessler.

R-5 Arena de mar lavada de grano fino.

R-6 Arena de mar lavada de grano grueso.

PROTOCOLO EXPERIMENTAL

Se introducen en el tubo de percolación, en el siguiente orden: 1,5 cm. de arena de grano fina (R-5), 2,5 cm de arena de grano grueso (R-6), a continuación una mezcla de 5 g. de suelo y 15 g de arena gruesa. Se añaden 250 ml de solución de acetato amónico (R-1) y se deja pasar lentamente la cantidad necesaria para mojar todo el suelo; se deja reposar toda la noche y al día siguiente se realiza la percolación hasta recoger un volumen de 250 ml (donde se determinará los cationes de cambio).

Se lava la columna con etanol (R-3) hasta que de negativo el ensayo con el reactivo de Nessler (R-4).

El contenido de las columnas se vierte en un bote de 250 ml, junto con 100 ml de KCl (R-2) y se agita la mezcla durante 1 hora. Obteniéndose un filtrado en el cuál se valorará el NH_4^+ absorbido.

MÉTODO DIRECTO POR VALORACION DE NH_4^+ ABSORBIDO: CIC total.

Se valora la sal amónica recogida en el segundo extracto del apartado anterior, por medio de la destilación en arrastre de vapor del ión amonio en medio fuertemente básico y posterior titulación.

REACTIVOS

R-1 Hidróxido sódico (NaOH) 30%

R-2 Indicador fenoftaleína (0,1% solución en 70% de etanol).

R-3 Indicador mixto:

Solución 1:

0,330 g de bromocresol.
0,165 g de Rojo de metileno.
500 ml de etanol al 95%.

Solución 2:

Mezclar 20 ml de solución 1 + 200 ml de etanol.

Solución 3:

20 g de ácido bórico + 700 ml de agua destilada, caliente y hervida.

Dejar enfriar la mezcla.

Solución 4: Mezclar la solución 2 y la solución 3.

Ajustar el pH a 5 con NaOH.

R-4 Ácido clorhídrico (HCl) 0,01N. Disolver 0,883 ml de HCl en 1 l de agua destilada.

PROTOCOLO EXPERIMENTAL

Se toman 15 ml de muestra del extracto (o más si se presupone una baja capacidad de intercambio en la muestra de suelo) y se introducen en un matraz Kjeldahl, se le añaden 50 ml de agua destilada y 25 ml de NaOH al 30% (R-1). Comprobar, con el indicador fenoftaleína (R-2), que la disolución está suficientemente básica, (aparece un color azul muy intenso).

Comenzar inmediatamente la destilación en el Tecator (modelo KJELTEC SYSTEM 1002 Distilling Unit) donde previamente se ha colocado un erlenmeyer (donde se recoge el destilado) con 25 ml. de indicador mixto (R-3). Hacer un blanco con agua destilada. Valorar el contenido del erlenmeyer con HCl 0,01N (R-4).

CÁLCULOS

$$\frac{g \text{ N} - NH_4^+}{kg \text{ suelo}} = \frac{a \times N (HCl) \times 14}{\frac{g \text{ suelo}}{15 \text{ ml}}}$$

Donde:

a: ml de HCl gastados en la valoración de la muestra menos los ml gastados en la valoración del blanco.

N: normalidad del HCl.

Los resultados se expresan en **mEq.100g⁻¹**

| Valor de CIC (mEq/100g) | Clasificación |
|-------------------------|---------------|
| >40 | Muy alto |
| 25-40 | Alto |
| 12-25 | Medio |
| 6-12 | Bajo |
| <6 | Muy alto |

Valores de CIC en los suelos según (Blakemor et al.,1977)

7.-DETERMINACIÓN DE NITROGENO TOTAL

INTRODUCCIÓN

La capacidad de la materia orgánica total del suelo y las condiciones de humificación del mismo, están definidas, en gran parte, por la capacidad del suelo para unir nitrógeno a la molécula de los ácidos húmicos. Esta síntesis queda reflejada por el contenido en N de la materia orgánica. La relación óptima C/N para una buena humificación está alrededor de 10, obteniéndose valores superiores cuando las condiciones no son favorables.

FUNDAMENTO

Se utiliza una variante de la técnica de Kjeldahl mediante la cual, la muestra de suelo se digiere con ácido sulfúrico y sustancias que faciliten la transformación del nitrógeno en ión amonio, destilación de éste en medio alcalino y posterior valoración.

Con este método se determina el nitrógeno orgánico y el de la fracción mineral del suelo que está en forma de ión amonio, pero no el que se encuentra como nitrato o nitrito. Sin embargo estos iones sólo representan normalmente una muy pequeña fracción del nitrógeno total

MATERIAL

Destilador por arrastre de vapor
Matraces Kjeldahl de 250 ml
Matraces aforados de 250 ml
Pipetas de 25 ml
Erlenmeyers de 100 ml
Embudos

REACTIVOS

R-1 Acido sulfúrico (H_2SO_4) concentrado

R-2 Acido clorhídrico 0,01N

R-3 Acido fosfórico (H_3PO_4).

R-4 Acido bórico (H_3BO_3) con indicador: Se disuelven 20 g de ácido bórico en 700ml de agua caliente. La solución enfriada se vierte en un matraz aforado de 1l que contiene 200 ml de etanol y 20 ml de la mezcla de indicadores (R-8), después de mezclar se añade lentamente NaOH 0,05 N hasta que añadiendo gota a gota se alcance el pH= 5 (la solución vira de rojo a color vino).

R-5 Bisulfato potásico ($KHSO_4$)

R-6 Hidróxido sódico (NaOH) al 40%

R-8 Mezcla de indicadores: 0,099 g de verde de bromocresol y 0,066 g de rojo de metilo en 100 ml de etanol.

PROCEDIMIENTO

Se introduce 1 g de suelo seco y tamizado en un Kjeldahl de 250ml y se añaden 20 ml de ácido sulfúrico concentrado (que contenga ácido fosfórico al 3%), 1 g de bisulfato potásico y 0,1 g de sulfato de cobre aproximadamente (estos dos reactivos se utilizan como catalizadores de la reacción). Se agita circularmente y se le deja reposar unos minutos. El matraz se calienta progresivamente hasta la ebullición, continuando la digestión hasta que el líquido aparece claro. Finalizada la digestión, dejar que se enfríe el matraz. Se añaden 100ml de agua destilada con cuidado y agitando.

Para determinar el N liberado en la digestión, se coloca un erlenmeyer conteniendo 25 ml de R-4 debajo del condensador, de manera que el tubo quede introducido en la solución. Añadir al matraz de destilación suficiente NaOH al 40% para desplazar todo el amónico y conectar rápidamente el destilador. Cuando se hayan destilado un volumen del erlenmeyer de 250 ml se para la destilación. Este destilado se valora con ácido clorhídrico 0,01 N y el valor que obtenemos nos indica los mEq de $N-NH_4^+$ por g de suelo. Se debe de realizar un blanco de reactivos para eliminar las posibles interferencias.

7.1.-EVALUACIÓN DEL N-AMONIAL

INTRODUCCIÓN

Los compuestos nitrogenados asimilables constituyen una pequeña fracción del nitrógeno total del suelo (0,1-1,4% del N total). Las plantas toman el nitrógeno del suelo en forma de N-amoniaco y de nitratos (N-NH₃), (0,07-0,4% del N total). Ambas formas se encuentran disponibles en pequeñas cantidades en el suelo, pero las plantas disponen de los sistemas enzimáticos necesarios para su asimilación.

MATERIAL

Centrífuga
Agitados vertical
Botes de centrífuga de 250 ml
Recipientes de polietileno de 100 ml
Destilador
Matraces Kjeldahl

REACTIVOS

R-1 Cloruro potásico (KCL) 2N. Se disuelven 149 g de KCL en agua destilada y se lleva a 1l la disolución.
R-2 Oxido de manganeso (MgO).
R-3 Acido clorhídrico (HCL) 0,005N. Se toman 5 ml de una disolución 1N y se diluye en un litro (valorarla con bicarbonato sodico).
R-4. Acido bórico (H₃BO₃) con indicador (Ver R-4 de 3.4.7.).
R-5 Mezcla de indicadores (Ver R-8 de 3.4.7.)

PROCEDIMIENTO

Pesar 75 g de muestra en botes de centrífuga y añadir 150 ml de KCL 2 N. Someter la suspensión a agitación vertical durante 1 hora, transcurrido ese tiempo, filtrar los sobrenadantes y recoger en envases de polietileno de 100ml; 15 ml del extracto se introducen en un matraz kjeldahl y se conecta al destilador. Se añaden 0,2 g de MgO y se destila de la misma forma que para el nitrógeno total, valoran con HCL 0,005 N.

7.2.-DETERMINACIÓN DE NITRATOS Y NITRITOS

INTRODUCCIÓN

El equilibrio entre nitritos, nitratos y amonio indica el poder de nitrificación de un suelo. Los nitratos son la fuente de N para las plantas, no obstante son formas solubles y al no ser atraídos por las partículas del suelo, ni por los coloides criptocristalinos pueden fácilmente migrar hasta la capa freática por lavado.

MATERIAL: Se emplea el mismo del apartado anterior.

REACTIVOS: R-1 Aleación de Devarda

PROCEDIMIENTO

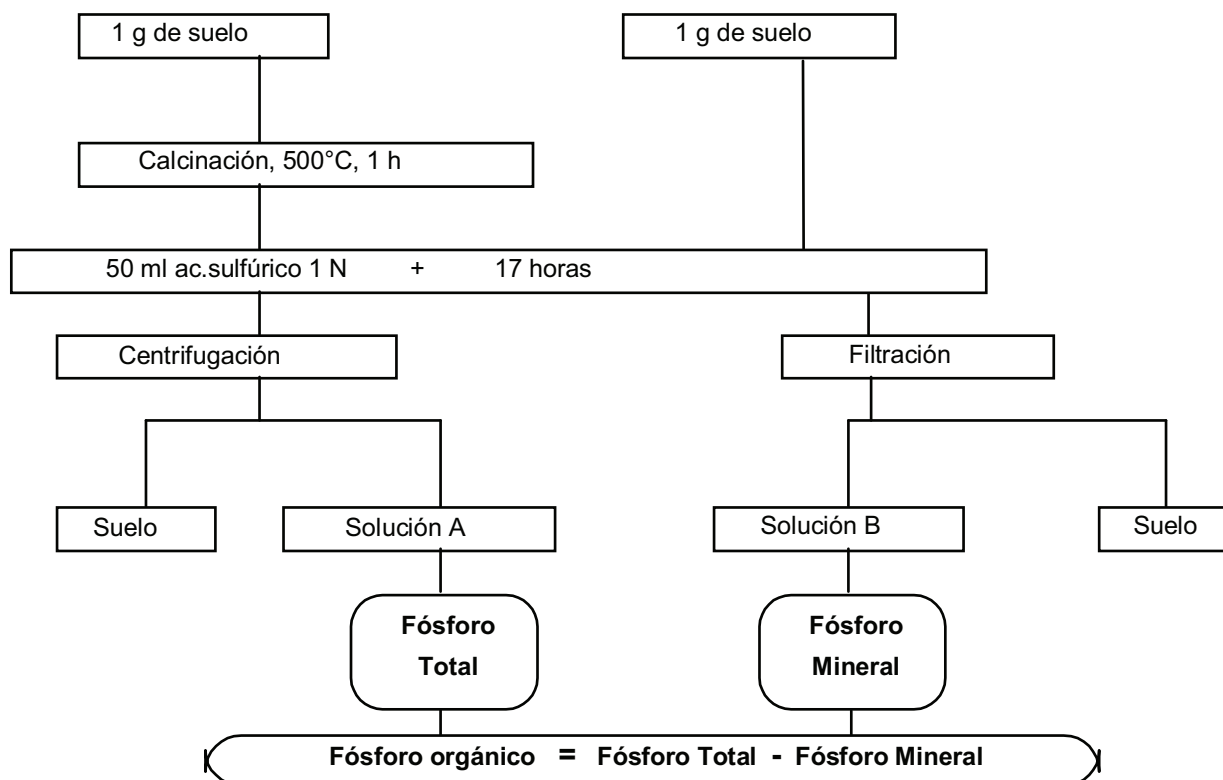
Inmediatamente después de destilar el amonio soluble presente en el extracto de la prueba anterior, se añade en el matraz kjeldahl 0,2 g de aleación de Devarda y se conecta de nuevo el destilador, los 250 ml de destilado se recogen en un matraz que contiene 25 ml del R-4 y se valora con ácido clorhídrico 0,005 N. El valor obtenido es la suma de los nitratos y los nitritos solubles.

8.-DETERMINACIÓN DEL FÓSFORO

INTRODUCCIÓN

Este método se basa en la evaluación del fósforo orgánico por diferencia entre el fósforo total y el fósforo mineral, medidos antes y después de la destrucción de la materia orgánica por calcinación.

Siguiendo este esquema:



Dos muestras de 1 g de suelo (< 2 mm), una de ellas previamente calcinada a 550 °C durante 1 hora, se agitan 17 horas con ácido sulfúrico 1N (R-1) en frascos de plástico. Seguidamente se filtran y en las soluciones se determina colorimétricamente el fósforo.

La diferencia entre el fósforo total correspondiente a la muestra calcinada y el fósforo mineral contenido en la muestra sin calcinar, nos da el valor del fósforo orgánico.

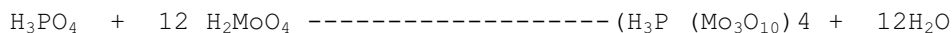
REACTIVOS

R-1 Acido sulfúrico 1N, para ello se toman 27,76 ml de SO₄H₂ y se diluyen en 1 l con agua destilada

DETERMINACIÓN COLORIMÉTRICA DEL FÓSFORO

El método que se describe a continuación, se basa en la medida del color azul originado en la reducción selectiva del complejo fosfomolibdico formado por el ácido ortofosfórico y el ácido molibdico. Se cree que los

heteropoliácidos se forman mediante la coordinación de grupos molibdatos, actuando el fósforo como átomocentral del complejo, reemplazando los grupos molibdatos a los átomos de oxígeno del grupo PO_4^{3-} de acuerdo con la reacción:



Puesto que la intensidad de color es proporcional a la cantidad de fosfomolibdato reducido y por tanto a la cantidad de ortofosfato presente, se puede calcular por este método la concentración de fósforo en una solución si se transforma éste ácido ortofosfórico en medio oxidante.

REACTIVOS

R-1 Solución de molibdato amónico. Se disuelven 12 g de paramolibdato amónico $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4\text{H}_2\text{O}$ en 250 ml. de agua.

R-2 Solución de tartrato de antimonio y potasio, Se pesan 0,2908 g de tartrato antimónico y potásico $(\text{KSbOC}_4\text{H}_4\text{O}_6)$ en 100ml. de H_2O

R-3 Solución de ácido sulfúrico 5N, Se miden 138,81 ml. de ácido sulfúrico en 1 l. de agua destilada.

R-4 Reactivo sulfomolibdico (solución A). Este reactivo se prepara mezclando las soluciones de molibdato amónico (R-1), tartrato de antimonio y potasio (R-2) y 1 l. de ácido sulfúrico 5 N (R-3). A continuación todo ello se diluye en 2 l. con agua destilada y se guarda en botella oscura de vidrio, en un lugar frío.

R-5 Solución de ácido ascórbico (solución B). Se disuelven 1,056 g de ácido ascórbico en 200 ml. de solución A (R-4) y se mezclan íntimamente. Este reactivo solo es estable durante 24 horas.

R-6 Solución estándar de fósforo de 100 ppm, Se pesan 0,4392 g de KH_2PO_4 en 1000ml de agua destilada.

R-7 Solución estándar de fósforo de 10 ppm. Se toman 10 ml. de R-6 y se lleva a un volumen final de 100 ml. con agua destilada.

R-8 Solución de p-nitrofenol (0,25 % p/v). Se pesan 0,25 g de p-nitrofenol y se diluyen a 100 ml con agua destilada.

R-9 NaOH 5N. Se pesan 20 g de NaOH y se diluyen en 100 ml. con agua destilada.

R-10 HCl 5N. Se pipetea 8,830 ml. de HCl al 35% en 100ml. de agua destilada.

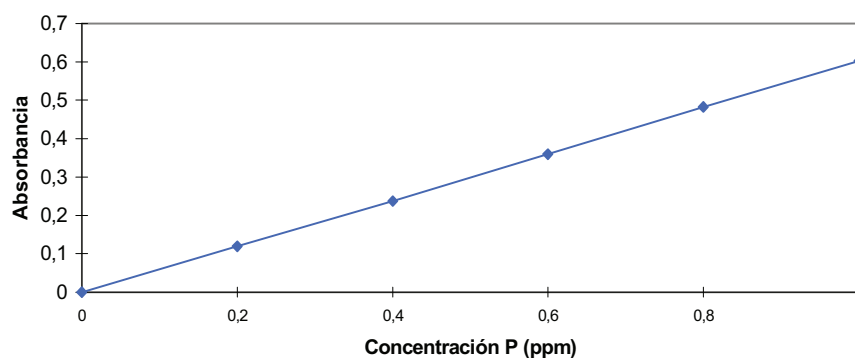
PROCEDIMIENTO

Se toma una alícuota de extracto (de 1 a 5 ml.) en el que se desea valorar su contenido en fósforo en un vaso de 50 ml., se añaden unos 30ml. de agua destilada y 5 gotas de p-nitrofenol 0,25% p/v (R-8), se ajusta a pH7 con NaOH 5N (R-9) y HCl 5N (R-10), hasta que aparezca color amarillo constante, se adicionan 8 ml. de solución B (R-5) tras lo cual se enrasa a 50 ml. con agua destilada.

Después de 30 minutos se mide la concentración de fósforo en el ultravioleta visible a 840-880 nm de longitud de onda.

CURVA PATRÓN

Se toman alícuotas de 0, 1, 2, 3, 4 y 5 ml. de solución estándar de fósforo de 10 ppm. (R-7), se procede del mismo modo que para el extracto, se añaden unos 25-30 ml. de agua destilada, 5 gotas de P-nitrofenol (R-8), se ajusta el pH a 7 y se añaden 8 ml. de solución B y se enrasan a 50ml. con agua destilada. Las concentraciones finales que obtenemos para la curva patrón son las siguientes: 0; 0,2; 0,4; 0,6; 0,8 y 1 ppm.



**C.-MÉTODO PARA LA MEDIDA DE: Fe, Al, Mn, Cu, Zn, Ni, Pb, Cr y Cd.
(POR ESPECTROFOTÓMETRO DE ABSORCIÓN ATÓMICA).**

INTRODUCCIÓN

Ciertos autores preconizan la obtención de cationes móviles por ataque con ácido nítrico, otros por ataque con ácido clorhídrico (Argemian & Chau, 1976; Loring, 1976) o por ataque con ácido sulfúrico. Estos métodos liberan, según los autores, la fracción de metales fácilmente movilizables, es decir potencialmente tóxicos.

Los metales pesados se acumulan de forma diferencial en todos los órganos de las plantas. Este hecho depende de cada especie vegetal y del metal considerado:

FUNDAMENTO

Una vez digeridas las muestras (siguiendo el mismo método utilizado para la determinación del N. total), se evaluó el contenido de elementos (metales y no metales), en Espectrofotómetro de absorción Atómica Modelo 11003 de Perkin Elmer.

PROTOCOLO EXPERIMENTAL

Los metales Zn, Cd, Mn, Fe, Ni, Pb y Cu se midieron por absorción con mechero de aire-acetileno, mientras que la determinación de Cr y Al se hizo también por absorción pero con mechero nitroso-acetileno, evitando de esta forma las interferencias producidas por la presencia de Fe y Ni. Para Na y K se empleó la técnica de emisión, con mechero aire-acetileno. Para Ca y Mg también se empleó la técnica de emisión de aire acetileno, pero para evitar interferencias, se utiliza 10% de SrCl₂ 0,5 N y las diluciones se realizan con HCl 0,5 N, tanto para las muestras como para los patrones. Por cada muestra medida en el espectrofotómetro de absorción atómica obtenemos un valor que corresponde a la media de tres lecturas. Se preparan soluciones patrones de cada uno de los elementos y las curvas de calibrado son las siguientes:

Indices de fitotoxicidad de Kabata-Pendias & Pendias, 1992

| Fitotoxicidad | Mn | Zn | Cu | Ni | Cr | Pb | Cd |
|------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|
| (mg kg ⁻¹) | 1500 | 300 | 100 | 100 | 100 | 200 | 5 |

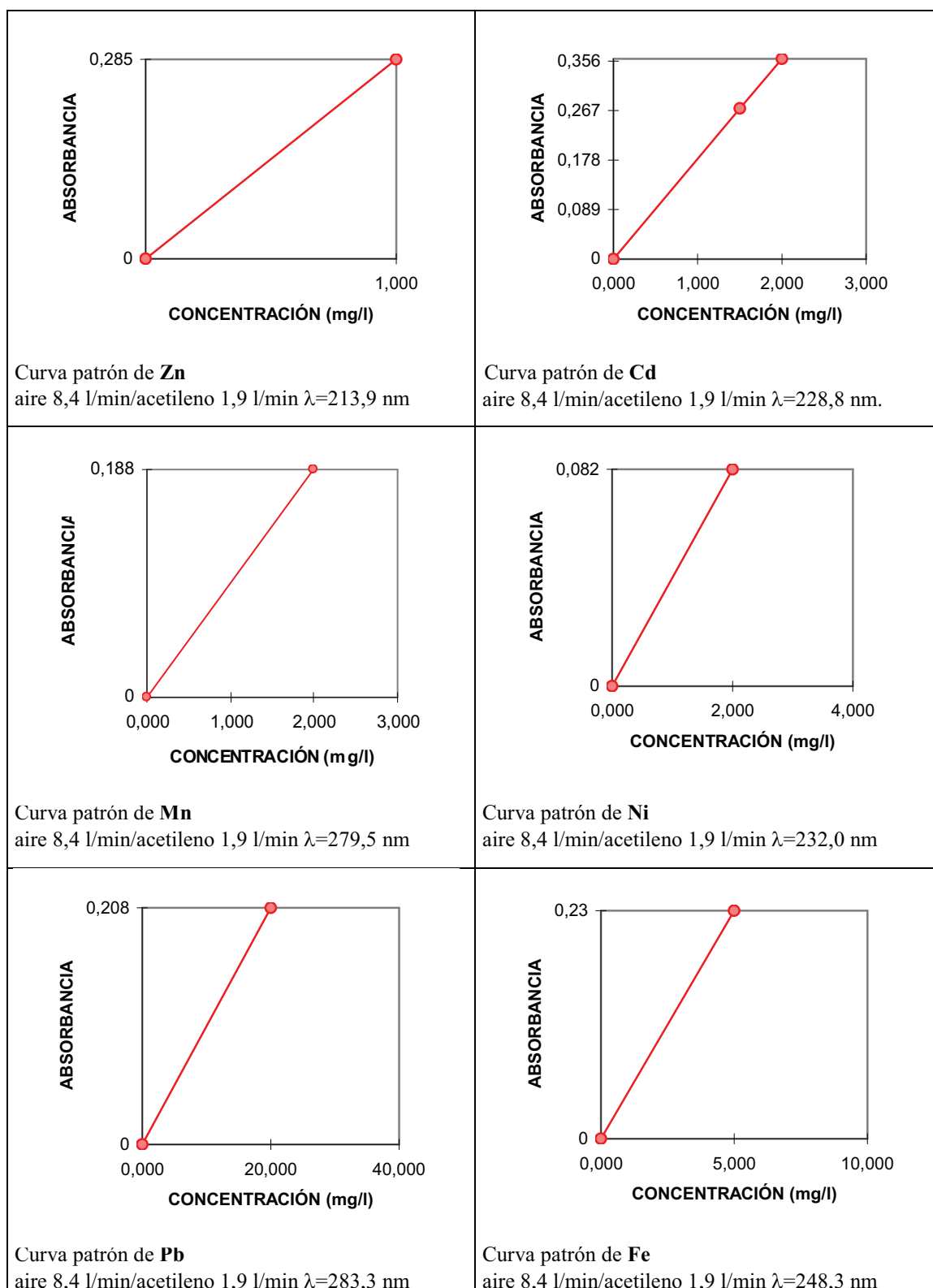


Figura 1..-Curvas de calibración empleadas en medidas de elementos mediante espectrofotometría de absorción atómica (llama fría y caliente) y emisión atómica.

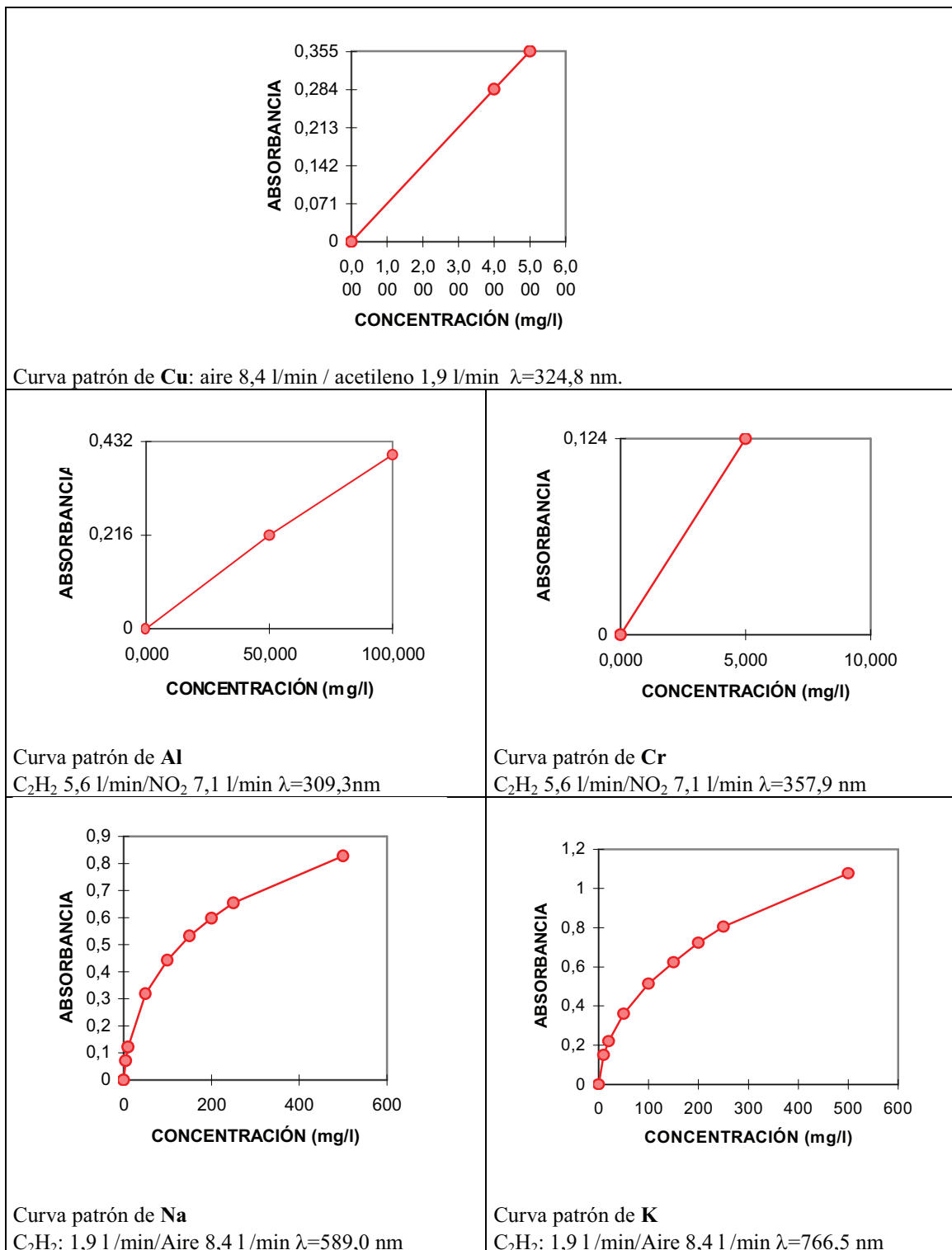


Figura 2.-Continuación). Curvas de calibración empleadas en medidas de elementos mediante espectrofotometría de absorción atómica (llama fría y caliente) y emisión atómica.

4.4.-TRATAMIENTO ESTADÍSTICO

Para conocer la precisión de las medidas de los métodos anteriormente expuestos (Box George *et al.* 1993), se ha calculado para cada punto (3 repeticiones), la desviación estándar (S):

$$s = \sqrt{\frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{n-1}}, \quad \text{siendo } n = 3; \quad \bar{x} = \frac{\sum x_i}{3}$$

y el intervalo de confianza de la media:

$$\mu = \bar{x} \pm \frac{t \times s}{\sqrt{n}}, \quad \text{siendo } m: \text{ el valor real buscado; } n: 3; t: \text{ el valor tabulado de la distribución "t" de Studen para un 95\% de confianza (4,303).}$$

Se han representado valores del “entorno” de confianza (d) alrededor de la media experimental así:

Llamando $d = \frac{t \times s}{\sqrt{n}}$, se han indicado los valores de $\% d = \frac{d}{\bar{x}} \times 100$ con los siguientes símbolos:

- * $\% d < 5 \%$
- + $\% d = 5 \% - 10 \%$
- ++ $\% d = 10 \% - 15 \%$
- +++ $\% d > 15 \%$

4.4.1.-Análisis factorial vs componentes principales

El Análisis Factorial y el Análisis de Componentes Principales están muy relacionados. Algunos autores consideran el segundo como una etapa del primero y otros los consideran como técnicas diferentes.

El Análisis de Componentes Principales trata de hallar componentes (factores) que sucesivamente expliquen la mayor parte de la varianza total. Por su parte el Análisis Factorial busca factores que expliquen la mayor parte de la varianza común.

En el Análisis Factorial se distingue entre varianza común y varianza única. La varianza común es la parte de la variación de la variable que es compartida con las otras variables. La varianza única es la parte de la variación de la variable que es propia de esa variable. El Análisis de Componentes principales no hace esa distinción entre los dos tipos de varianza, se centra en la varianza total. Mientras que el Análisis de Componentes Principales busca hallar combinaciones lineales de las variables originales que expliquen la mayor parte de la variación total, el Análisis Factorial pretende hallar un nuevo conjunto de variables, menor en número que las variables originales, que exprese lo que es común a esas variables.

El Análisis Factorial supone que existe un factor común subyacente a todas las variables, el Análisis de Componentes Principales no hace tal asunción.

En el Análisis de Componentes Principales, el primer factor o componente sería aquel que explicase una mayor parte de la varianza total, el segundo factor sería aquel que explicase la mayor parte de la varianza restante, es decir, de la que no explicaba el primero y así sucesivamente. De este modo sería posible obtener tantos componentes como variables originales aunque esto en la práctica no tiene sentido.

En resumen tenemos dos grandes tendencias:

- a.-Análisis de Componentes Principales.
- b.-Análisis factorial, dentro del cual existen diferentes métodos

Este análisis nos permite condensar lo esencial de la información proporcionada por una serie de variables interdependientes en un número más reducido de variables independientes (en este caso factores o componentes principales) y que se caracterizan por su reducción dimensional, su ortogonalidad y su significatividad.

Este análisis da lugar a una nube de puntos (muestras y parámetros) de n dimensiones, determinado por las n muestras, n -dimensional. En él se asocian las variables que dan información relacionada para constituir los componentes principales, eliminándose aquellas que no aporten información adicional.

El Análisis de Componentes Principales fue introducido por Motelling en el año 1933. Los fundamentos de este método pueden encontrarse en Cuadras (1981) y Mallo (1985) y su aplicación a estudios científicos han quedado, puesto de manifiesto ya en numerosas ocasiones. Para el estudio se utilizó el programa "Statistical Graphics System (Statgraphics)", Versión 5.1.

4.4.2 Análisis de ordenación

Los análisis de ordenación nos permiten obtener una configuración espacial de las muestras donde la distancia entre ellas corresponda a la similitud entre la composición de especies. Asimismo, calculan unos ejes de ordenación que representan la máxima varianza de los datos y corresponden a variables latentes que explican mejor la distribución de las especies. De esta manera pueden llevarse a cabo análisis indirectos que nos permitan interpretar la distribución espacial de las especies y los inventarios en relación a las variables ambientales (Whittaker, 1967). Las ordenaciones canónicas (Ter Braak, 1986, 1987) nos permiten conocer la combinación de variables que explica mejor la variación en la abundancia de las especies.

Los distintos análisis realizados se han llevado a cabo mediante el programa CANOCO 4.5 (Ter Braak & Smilauer, 2002) y los diagramas de ordenación se han elaborado con el programa CANODRAW.

De la matriz de datos de los inventarios de las diferentes parcelas se han eliminado las especies puntuales, con presencia en una única parcela. Las medidas de cobertura se

han transformado a porcentaje de cobertura y se ha aplicado la raíz cuadrada para quitar peso a las especies más abundantes. De la misma forma, se ha aplicado el subpesado (downweighting) a las especies raras o poco frecuentes. Las variables ambientales de las características edáficas y climáticas utilizadas en las ordenaciones se han normalizado mediante el programa PRIMER v6 (Clarke & Gorley, 2006).

En primer lugar se llevó a cabo un DCA (Detrended Correspondence analysis) para calcular la longitud de gradiente y decidir el método más apropiado de ordenación, según el tipo de respuesta, lineal o unimodal, de los datos.

El método indirecto utilizado ha sido el Análisis de Correspondencias (CA) para extraer los ejes de mayor variación en la composición de especies y la correlación de dichos ejes con los distintos factores ambientales. Se ha realizado a continuación un Análisis Canónico de Correspondencias (CCA) para extraer la variación explicada por las variables ambientales. La significación estadística se evalúa mediante el test de permutación de Montecarlo.

CAPÍTULO V

RESULTADOS Y DISCUSIONES

5.1.-MINA DE MANGANESO DE PURAS DE VILAFRANCA

Como se indicaba en el apartado “Planteamiento de trabajo y área de estudio” en la mina de Mn de Rigant de la localidad de Puras de Villafranca se extraía manganeso en forma de pirolusita (óxido de manganeso), que se encontraba entre conglomerados y arcillas del periodo Oligocénico del Terciario (Anexo I). Su morfología es masiva y diversa de origen sedimentario y catalogada como improductivo de tamaño pequeño. Los materiales desechados eran depositados en un pequeño valle situado en las proximidades (figura1-Mn).



Figura 1-Mn: Vista general de la escombrera de Mn de Puras de Villafranca (Burgos).

Se seleccionaron 5 puntos de muestreo que llamaremos Mn1, Mn2, Mn3, Mn4 y Mn5. (Ver anexo III)

Mn1.- Parcela con poca cobertura de vegetación espontánea, representada por especies con un solo ejemplar. Situada en el borde del talud (lado izquierdo de la fotografía).

Mn2.- Parcela cubierta casi al 100%, donde el 50% de las especies son leguminosas, lo que influye en el contenido de fósforo y en el incremento de actividad fosfática.

Mn3.- Parcela totalmente cubierta con gran variedad de familias pero, a diferencia de la parcela anterior, no destacan las leguminosas, siendo abundantes los taxones de labiadas y gramíneas. Se encuentra orientada al norte.

Mn4.- Cubierta el 80%, con la característica de estar en el talud orientado al Este y presenta algunos puntos con acumulación de caliza. Predominan las gramíneas, leguminosas y compuestas.

Mn5.- Tiene una superficie plana y se localiza cerca del camino, con posible influencia antrópica. La cobertura es como la anterior (el 80%) pero los taxones más abundantes pertenecen a leguminosas, cistáceas y rubiáceas.

A.-ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LOS SUELOS

A-1. PROPIEDADES FÍSICAS

Tabla 1-Mn. Propiedades físicas de las parcelas en la mina de manganeso.

| PROPIEDADES FÍSICAS | | | | | |
|--|----------------|-----------------------|----------------|-----------------------|-----------------------|
| | Mn1 | Mn2 | Mn3 | Mn4 | Mn5 |
| Color * | 10 G 2/1 | 10 Y 2/1 | 7.5 Y 2/1 | 2.5 YR 4/2 | 10 YR 2/3 |
| Humedad (%) | 0,20 | 0,97 | 2,41 | 1,69 | 1,21 |
| Textura | Arenoso | Franco-arenoso | Arenoso | Franco-arenoso | Arenoso-franco |
| D. real (g·cm⁻³) | 3,62 | 2,15 | 2,69 | 2,32 | 2,92 |
| D. aparente (g·cm⁻³) | 1,26 | 1,28 | 1,5 | 1,12 | 0,9 |
| Porosidad (%) | 74 | 35,8 | 58,3 | 35,1 | 69,2 |
| CRA** (%) | 34,8 | 77,7 | 79,1 | 73,9 | 57,2 |
| CE*** (μS· cm⁻¹) | 231 | 554 | 705 | 460 | 542 |
| Separación uni. Real (%) | | | | | |
| >5.000 μs | 14,05 | 17,69 | 29,03 | 33,55 | 9,62 |
| 5000-2000 μs | 7,03 | 16,95 | 12,23 | 13,67 | 9,67 |
| 2000-200 μs | 72,20 | 49,23 | 52,40 | 45,62 | 71,82 |
| 200-100 μs | 5,1 | 7,95 | 4,20 | 3,91 | 4,88 |
| 100-50 μs | 1,2 | 5,6 | 1,57 | 1,87 | 2,60 |
| <50 μs | 0,07 | 2,07 | 0,50 | 0,82 | 0,9 |

(*) tablas de Müssell (**) Capacidad máxima de retención de agua (***) Conductividad eléctrica

En el caso del estudio de las propiedades físicas de la escombrera de Mn de Puras de Villafranca, vemos como el tipo de material del que partimos en la construcción de la escombrera no presenta compactación, más bien podemos hablar de materiales sueltos. El análisis de la textura nos va a dar una primera confirmación de ello, pues las 5 parcelas estudiadas presentan textura arenosa o franco arenosa.

La Porosidad, CRA y textura son parámetros físicos que están relacionados, es decir a medida que el % de poros aumenta, disminuye la capacidad de retención de agua en el suelo, hay otros factores que también intervienen (vegetación, inclinación del terreno etc.). En la textura se confirma de nuevo la falta de partículas de pequeño tamaño y el porcentaje alto de poros.

Estos datos se contradicen con algunos estudios realizados en otras minas, en los cuales los macroporos representan un pequeño porcentaje (Varela *et al.*, 1993, Bakker & Hidding, 1970). La explicación de la elevada existencia de poros y de partículas de gran tamaño puede estar en el material que forma la propia escombrera, ya que se depositaban piedras desechadas en la separación del metal explotado y el residuo generado en el proceso de lavado del metal extraído, en el cual sí había gran cantidad de materiales finos, se vertía al río directamente.

En la tabla 1-Mn, se puede observar como la densidad real en la parcela Mn1 es muy alta ($3,62 \text{ g.cm}^{-3}$), mientras que en la parcela Mn2, la cual tiene un alto grado de enraizamiento, es mucho más baja ($2,15 \text{ g.cm}^{-3}$), teniendo el resto de parcelas densidades intermedias.

La CE es otra propiedad física que determina el contenido en sales solubles del suelo y limita el desarrollo vegetal por stress osmótico. En nuestros análisis, es en todas las parcelas inferior al valor de fitotoxicidad (4 dS.cm^{-1} , Bratos *et al.*, 1986). En la tabla podemos ver como esta conductividad tiene un comportamiento paralelo a la retención de agua en las diferentes parcelas, destacando la parcela Mn3 con el máximo de conductividad y la parcela Mn1 con el mínimo.

Con el fin de obtener mayor información que nos ayude a explicar el comportamiento de las propiedades físico-químicas del suelo en función de cada parcela muestreada se realizó un Análisis de ordenación de Componentes Principales (ACP).

El ACP efectuado sobre la matriz formada por los datos de las variables: parámetros físicos de la mina y parcelas muestreadas (Mn1, Mn2, Mn3, Mn4 y Mn5) para cada tipo de mina, presenta para esta mina de Puras de Villafranca, un porcentaje de varianza absorbida del 86,69% en los dos ejes principales primeros (factor 1- 65,96% y factor 2- 20,73%), (tabla 2-Mn).

Tabla 2-Mn. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos parámetros físicos para la mina de Mn.

| Propiedades físicas | Factores | | Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|---------------------|----------|----------|----------|--------------|------------|----------------------|
| | Factor 1 | Factor 2 | | | | |
| CE | 0,429 | 0,259 | Factor 1 | 3,298 | 65,96 | 65,96 |
| CRA | 0,545 | 0,057 | Factor 2 | 1,036 | 20,73 | 86,69 |
| D aparente | 0,161 | 0,873 | | | | |
| D real | -0,526 | 0,272 | | | | |
| Porosidad | -0,463 | 0,303 | | | | |

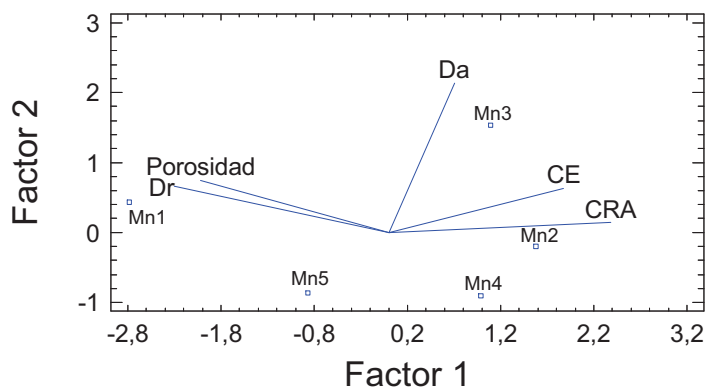


Figura 2-Mn. Análisis Componentes Principales (ACP). Representación del total de muestras en el espacio delimitado por el factor 1 (CE, CRA, Dr y Porosidad) y el factor 2 (Da).

Este análisis de ordenación para las propiedades físicas de la mina de Mn de Puras de Villafranca muestra claramente tres grupos de asociaciones:

- ✓ Porosidad y densidad real (Dr) presentan sus máximos valores para la parcela Mn1 (la menos cubierta con vegetación espontánea),
- ✓ Densidad aparente (Da) claramente mayor en la Mn3 y
- ✓ CE y la CRA donde destacan las parcelas Mn2, Mn3 y Mn4, las parcelas con mayor vegetación.

A-2. PROPIEDADES QUÍMICAS

Tabla 3-Mn.-Propiedades químicas de las parcelas de la mina de manganeso

| PROPIEDADES QUÍMICAS | | | | | |
|--------------------------------|------|-------|-------|-------|-------|
| | Mn1 | Mn2 | Mn3 | Mn4 | Mn5 |
| pH (H ₂ O) | 8,51 | 7,90 | 7,71 | 7,90 | 7,89 |
| pH (KCl 1N) | 8,48 | 7,75 | 7,54 | 7,65 | 7,62 |
| % CaCO ₃ total | 4,14 | 9,17 | 9,5 | 28,5 | 12,87 |
| % caliza activa | 3,95 | 7,18 | 6,02 | 10,80 | 7,40 |
| MO (%) | 0,2 | 7,2 | 8,4 | 7,8 | 7,1 |
| C total (%) | 0,1 | 4,2 | 4,9 | 4,5 | 4,1 |
| N total (g.Kg ⁻¹) | 0,6 | 7,4 | 14 | 8,8 | 6,9 |
| C/N | 2,16 | 5,78 | 3,53 | 5,12 | 5,52 |
| P total (mg.kg ⁻¹) | 395 | 689 | 779 | 661 | 732 |
| CIC (mEq.100g ⁻¹) | 1,38 | 11,16 | 12,02 | 8,18 | 6,56 |
| Ca (mEq.100g ⁻¹) | 1,9 | 8,46 | 7,65 | 8,82 | 7,18 |
| Mg (mEq.100g ⁻¹) | 0,68 | 1,01 | 1,40 | 1,01 | 1,59 |
| K (mEq.100g ⁻¹) | 0,40 | 2,05 | 1,50 | 1,92 | 1,46 |
| Na (mEq.100g ⁻¹) | 0 | 0,83 | 1,16 | 0,66 | 0,05 |

(*) Los valores de los cationes Ca, Mg, K y Na incluyen al conjunto en solución y desplazables por el ión amonio del complejo de cambio. MO es la abreviatura de Materia Orgánica. CIC es Capacidad de Intercambio Catiónico.

Los carbonatos reflejan una traslación de carbonatos totales desde la parcela Mn5 hasta la parcela Mn4, lugar donde éstos tienen dificultades de drenaje y pérdidas (a simple vista podemos ver estas acumulaciones sobre la superficie de la parcela Mn4, que prácticamente es la base del talud de la escombrera), siendo el porcentaje de carbonatos alto debido a la composición de las rocas encajantes de la mena explotada (roca sedimentaria cálcica).

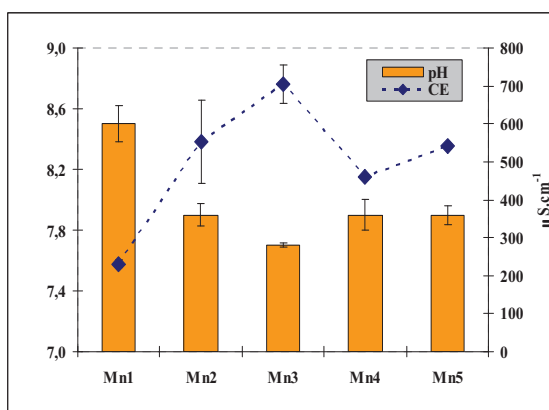


Figura 3-Mn. Relación entre pH y CE

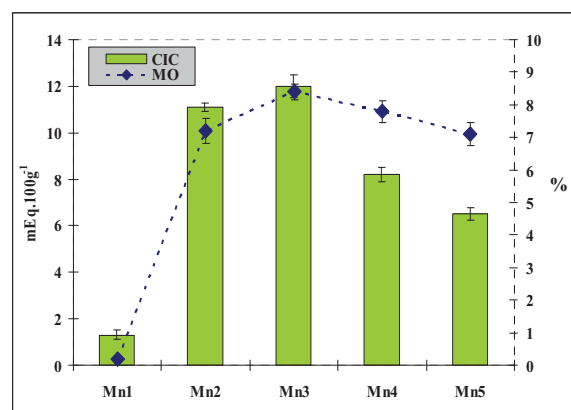


Figura 4-Mn. Relación entre CIC y MO

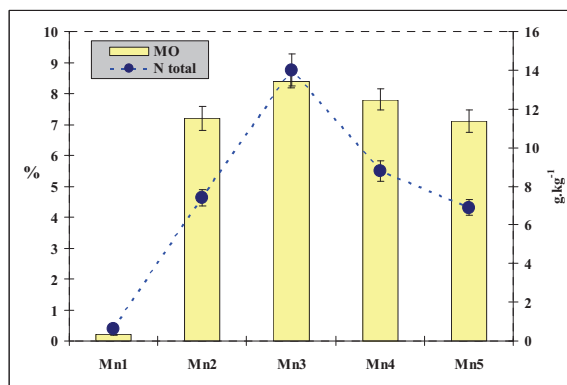


Figura 5-Mn. Relación entre MO y Nt

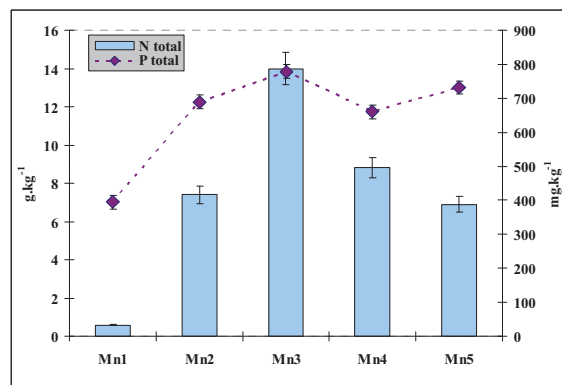


Figura 6-Mn. Relación entre Nt y Pt

El nitrógeno es alto con respecto a los valores normales en este tipo de suelos. Sin embargo no siempre está disponible para las plantas. No obstante como explican otros trabajos (Cool *et al.*, 1974) no es el factor más limitante para la vegetación a corto plazo, sino más bien a largo plazo si las deficiencias persisten.

El material orgánico responsable de la CIC es la materia orgánica, que está sufriendo los efectos de la alteración física y ataque biológico.

En lo que se refiere al fósforo inorgánico, las parcelas Mn2 y Mn5 muestran los valores absolutos más altos, siendo coincidentes con el tipo de vegetación, básicamente de leguminosas, que se desarrollan en ellas. Un aspecto de interés en la rehabilitación de estas escombreras, se centra en su capacidad para transformar y acumular el fósforo desde sus formas inorgánicas hasta moléculas orgánicas (Lafuente, 1997). En este sentido la parcela Mn3, la cual presenta una mayor biodiversidad de especies vegetales, tiene un porcentaje de fósforo orgánico similar a suelos naturales (Nicolás-Contreras, 2001).

De todas las formas en que podemos encontrar el fósforo en el suelo, es el fósforo asimilable el único útil en la nutrición. Un trabajo realizado en esta escombrera por Nicolás-Contreras (2001), demostró la relación entre este tipo de fósforo y la presencia de un mayor número de plantas leguminosas de la parcela Mn2, lo cual estaba a su vez relacionado con la presencia de la encima fosfatasa en dicha parcela. Juma & Tabatabai, (1978) y Tadano *et al.* (1993) ya relacionaron el comportamiento microbiano con las actividades enzimáticas (fosfatasas y celulasas).

Un segundo análisis de componentes principales se efectuó con los parámetros químicos, con el fin de asociar éstos con las diferentes parcelas de muestreo (Mn1, Mn2, Mn3, Mn4 y Mn5). En la tabla 4-Mn aparecen los datos correspondientes a las dos primeras componentes principales (factor 1 y factor 2) para el conjunto de parcelas y propiedades químicas. Para los dos factores se explica el 96,13 % de la varianza (75,61% para la primera componente o factor y 20,52 para el segundo).

Tabla 4-Mn. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos parámetros químicos para la mina de Mn.

| Propiedades químicas | Factores | | Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|----------------------|----------|----------|----------|--------------|------------|----------------------|
| | Factor 1 | Factor 2 | | | | |
| Caliza | 0,301 | -0,592 | Factor 1 | 5,293 | 75,61 | 75,61 |
| Carbonatos | 0,244 | -0,681 | Factor 2 | 1,436 | 20,52 | 96,13 |
| CIC | 0,388 | 0,279 | | | | |
| MO | 0,432 | 0,020 | | | | |
| N total | 0,400 | 0,217 | | | | |
| pH | -0,426 | -0,141 | | | | |
| P total | 0,410 | 0,196 | | | | |

En la figura 7-Mn, se representa el ACP para dos factores, las variables de mayor peso son CIC, P total, N total y MO para el factor 1 en el extremo positivo y el pH en el extremo negativo y para el factor 2, carbonatos y caliza en el eje negativo.

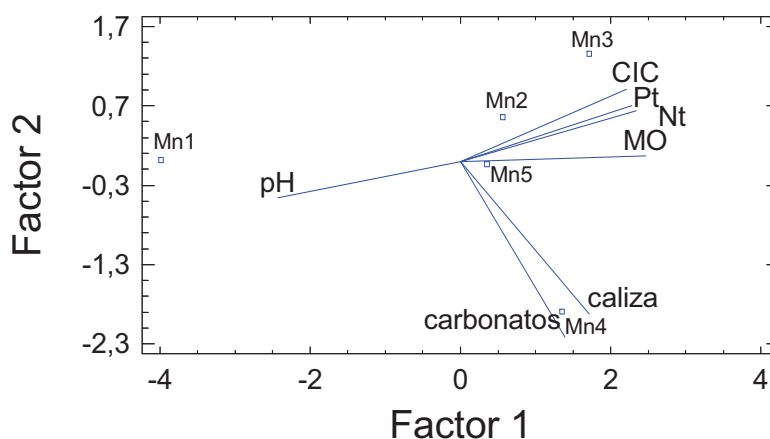


Figura 7-Mn. Análisis Componentes Principales (ACP). Representación del total de muestras en el espacio delimitado por el factor 1 (CIC, MO, Nt, pH, Pt) y el factor 2 (carbonatos y caliza).

Para esta escombrera de Mn se observa claramente distintas tendencias de agrupación de las propiedades químicas con respecto a las 5 parcelas de muestreo.

- ✓ pH para la Mn1
- ✓ CIC, P total (Pt), N total (Nt) y materia orgánica (MO) para las Mn2, Mn3, Mn4 y Mn5
- ✓ Carbonatos y caliza para la Mn4 con mucha diferencia con respecto al resto de los puntos de muestreo.

Se vuelve a poner de manifiesto el comportamiento de Mn1, destacando los valores muy bajos de MO, Nt, Pt y CIC con respecto al resto de las parcelas estudiadas, lo que justifica la escasa cubierta vegetal que presenta. Como se había comentado con anterioridad era de prever el alto contenido de carbonatos y caliza activa de Mn4.

A-3. METALES

Tabla 5-Mn. Elementos traza en las parcelas de la mina de manganeso.

| ELEMENTOS TRAZA: mg metal·kg ⁻¹ | | | | | | |
|--|-------|-------|-------|-------|-------|---------|
| METAL | Mn1 | Mn2 | Mn3 | Mn4 | Mn5 | I.F.(*) |
| Fe | 8536 | 10557 | 8455 | 7638 | 12211 | - |
| Al | 13156 | 20216 | 14963 | 14971 | 25002 | - |
| Mn | 29356 | 25122 | 25277 | 4786 | 23521 | 1500 |
| Zn | 433 | 182 | 213 | 38 | 142 | 300 |
| Cu | 420 | 211 | 87 | 0 | 0 | 100 |
| Ni | 63 | 40 | 71 | 21 | 45 | 100 |
| Cr | 14 | 30 | 25 | 28 | 36 | 100 |
| Pb | 35 | 29 | 75 | 38 | 50 | 200 |
| Cd | 1,5 | 0,2 | 6,3 | 2,4 | 4,4 | 5 |

(*) Indice de fitotoxicidad según Kabata Pendias & Pendias (1992)

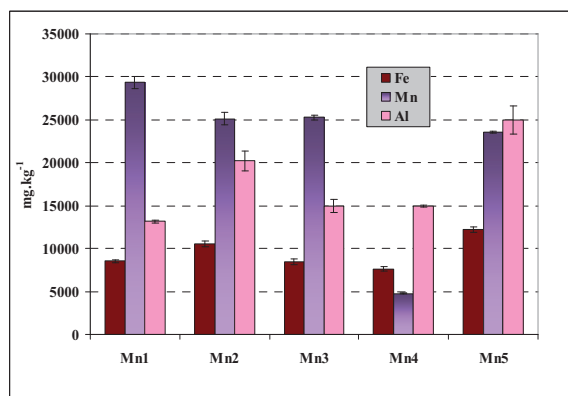


Fig. 8-Mn. Elementos traza: Fe, Mn y Al.

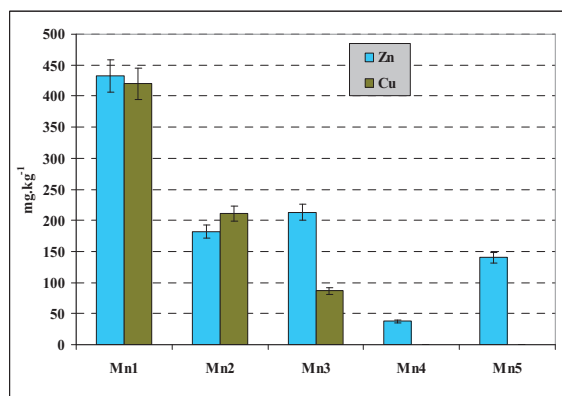


Fig. 9-Mn. Elementos traza: Ni, Cr y Pb

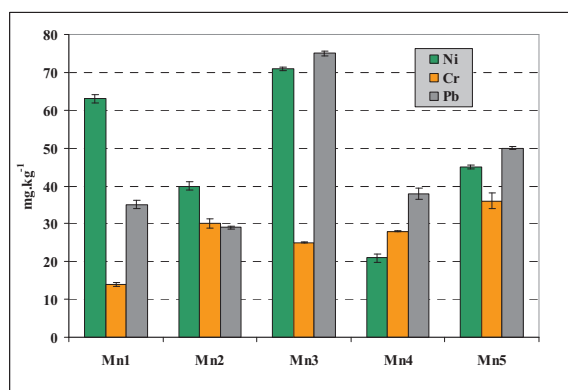


Figura 10-Mn. Elementos traza: Zn y Cu

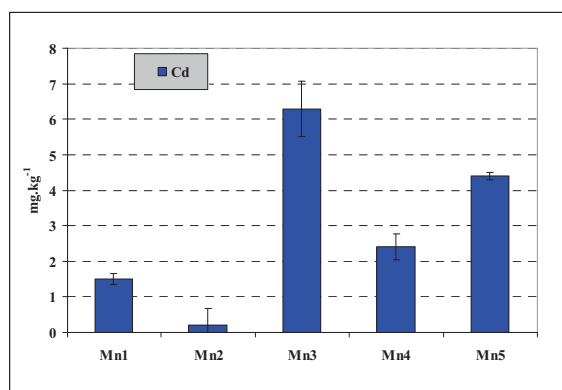
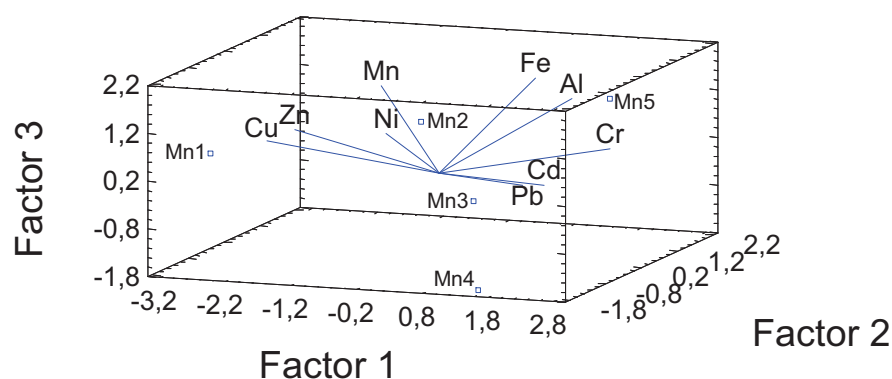


Figura. 11-Mn. Elemento traza: Cd

Tabla 6-Mn. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos metales para la mina de Mn.

| Metales | Factores | | | Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|---------|----------|----------|----------|----------|--------------|------------|----------------------|
| | Factor 1 | Factor 2 | Factor 3 | | | | |
| Al | 0,332 | 0,158 | 0,464 | Factor 1 | 4,123 | 45,82 | 45,82 |
| Cd | 0,091 | 0,540 | -0,293 | Factor 2 | 2,576 | 28,63 | 74,45 |
| Cr | 0,463 | 0,117 | 0,172 | Factor 3 | 2,204 | 24,49 | 98,94 |
| Cu | -0,449 | -0,154 | 0,216 | | | | |
| Fe | 0,207 | 0,197 | 0,569 | | | | |
| Mn | -0,300 | 0,309 | 0,406 | | | | |
| Ni | -0,341 | 0,445 | 0,031 | | | | |
| Pb | 0,023 | 0,552 | -0,305 | | | | |
| Zn | -0,462 | 0,075 | 0,192 | | | | |

**Figura 12-Mn.** Análisis Componentes Principales (ACP). Representación del total de muestras en el espacio delimitado por el factor 1 (Cr, Cu, Zn), factor 2 (Cd, Ni, Pb) y factor 3 (Al, Fe, Mn).

Un tercer análisis de componentes principales se efectuó con los metales pesados con el fin de estudiar la asociación de los elementos traza a las parcelas de muestreo.

En la tabla 6-Mn aparecen los datos correspondientes a las tres primeras componentes (factor 1, factor 2 y factor 3) para el conjunto de metales y parcelas. Para dos factores, se explica el 74,45 % de la varianza (45,82 % para la primera componente o factor y 28,63 % para el segundo) parece conveniente incluir el tercer factor que explica un 24,49 % más de la varianza, consiguiendo así una explicación total del 98,94 %.

En la figura 12-Mn se representa el ACP para tres factores. En el factor 1, las variables de mayor peso son Cr en el extremo positivo y Cu y Zn en el extremo negativo; en el factor 2, Cd, Ni y Pb en el eje positivo; y en el factor 3, Al, Fe y Mn en el extremo positivo.

Para esta mina se observa claramente distintas tendencias de agrupación de los metales con respecto a los distintos puntos de muestreo (Mn1, Mn2, Mn3, Mn4 y Mn5). Como era de esperar es el Mn el elemento mayoritario entre los estudiados en esta escombrera para todas las parcelas. Destaca el contenido de Zn y Cu en la parcela Mn1.

El alto índice de manganeso presente en todas las parcelas queda justificado por tratarse de una escombrera de explotación de pirolusita. Hay que señalar el bajo contenido relativo de la parcela Mn4, el cual queda justificado por su ubicación particular (en el talud de la escombrera) y sometido a un intenso lavado. Sin embargo está claro que todas las especies vegetales de las diferentes parcelas están sometidas a un stress por Mn, al cual se han tenido que adaptar.

El resto de elementos trazas se encuentran en valores próximos o por debajo de los niveles de fitotoxicidad dados por Kabata Pendias & Pendias (1992), por lo cual no parecen afectar al desarrollo vegetal salvo en la parcela Mn1 donde hay un valor alto de Cu.

El hecho de que en la parcela Mn1 aparezcan algunos metales pesados con valores por encima de los índices fitotóxicos, ya comentados, unido a las propiedades fisico-químicas (alta densidad y pH, escasos nutrientes), puede ser el motivo de la falta de vegetación de esta parcela.

B.-ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LA VEGETACIÓN

Las plantas inventariadas en las 5 parcelas figuran en la tabla 7-Mn, donde se indica el nombre del taxón, familia, biotipo y hábitat, juntos con la cobertura de los taxones identificados en las 5 parcelas. Para la caracterización fitosociológica ver anexo II.

Tabla 7-Mn. Inventario florístico

| ESPECIE | FAMILIA | BIOT. | HÁB. | Mn1 | Mn2 | Mn3 | Mn4 | Mn5 |
|----------------------------------|-----------------|-------|------|-----|-----|-----|-----|-----|
| <i>Achillea millefolium</i> | Asteraceae | H | PM | * | + | + | + | |
| <i>Aegilops geniculata</i> | Poaceae | T | CT | | * | | | |
| <i>Anthyllis vulneraria</i> | Fabaceae | H | PX | * | + | | + | |
| <i>Arenaria montana</i> | Caryophyllaceae | C | BC | | + | | | |
| <i>Arenaria serpyllifolia</i> | Caryophyllaceae | T | CT | * | | | | |
| <i>Arrhenatherum bulbosum</i> | Poaceae | H | PM | | | ++ | | |
| <i>Asperula cynanchica</i> | Rubiaceae | H | MC | * | | + | * | |
| <i>Bellis perennis</i> | Asteraceae | H | PM | * | | + | + | |
| <i>Bombacilaena erecta</i> | Asteraceae | T | CT | | * | | | |
| <i>Brachypodium phoenicoides</i> | Poaceae | H | PX | * | * | | | |
| <i>Bromus erectus</i> | Poaceae | H | PX | | + | | | |
| <i>Bromus sterilis</i> | Poaceae | T | CA | | + | | | |
| <i>Bupleurum baldense</i> | Apiaceae | T | CA | | | | | + |
| <i>Calamintha nepeta</i> | Lamiaceae | H | BC | | | | + | |
| <i>Campanula lusitanica</i> | Campanulaceae | T | CT | | * | | | |
| <i>Capsella bursa-pastoris</i> | Brassicaceae | T | CA | * | | | | |
| <i>Carduncellus mitissimus</i> | Asteraceae | H | PX | | * | | | |
| <i>Cerastium diffusum</i> | Caryophyllaceae | T | CT | | | * | | |
| <i>Cerastium glomeratum</i> | Caryophyllaceae | T | CA | | | * | | |
| <i>Convolvulus arvensis</i> | Convolvulaceae | H | CN | | | | | + |
| <i>Coronilla minima</i> | Fabaceae | C | MC | | * | * | | |
| <i>Crepis capillaris</i> | Asteraceae | T | PM | | | + | | |
| <i>Crepis haenseleri</i> | Asteraceae | T | CA | | + | + | ++ | |
| <i>Cruciata pedemontana</i> | Rubiaceae | T | CT | | | * | | + |
| <i>Cuscuta epithimum</i> | Convolvulaceae | T | MC | | | | + | |
| <i>Cynosurus echinatus</i> | Poaceae | T | CA | * | + | ++ | ++ | |
| <i>Dactylis hispanica</i> | Poaceae | H | PX | * | | + | * | |
| <i>Daucus carota</i> | Apiaceae | H | CN | * | * | * | + | |
| <i>Dianthus brachyanthus</i> | Caryophyllaceae | C | MC | * | | * | | * |
| <i>Echium vulgare</i> | Boraginaceae | H | CN | * | * | | | + |
| <i>Erodium cicutarium</i> | Geraniaceae | T | CN | * | | * | | |
| <i>Eryngium campestre</i> | Apiaceae | G | CN | * | * | | + | * |
| <i>Euphorbia exigua</i> | Euphorbiaceae | T | CT | | | | * | |
| <i>Filago pyramidata</i> | Asteraceae | T | CA | | * | | | |
| <i>Galium aparine</i> | Rubiaceae | T | CN | * | | | | |
| <i>Galium divaricatum</i> | Rubiaceae | T | CT | | | * | | |

| ESPECIE | FAMILIA | BIOT. | HÁB. | Mn1 | Mn2 | Mn3 | Mn4 | Mn5 |
|----------------------------------|------------------|-------|------|-----|-----|-----|-----|-----|
| <i>Galium frutescens</i> | Rubiaceae | H | MC | | | + | | * |
| <i>Galium lucidum</i> | Rubiaceae | H | PX | | | * | | |
| <i>Galium verum</i> | Rubiaceae | H | PX | | * | ++ | * | ++ |
| <i>Genista anglica</i> | Fabaceae | C | MS | | | * | | |
| <i>Genista scorpius</i> | Fabaceae | F | MC | | | | + | |
| <i>Geranium lucidum</i> | Geraniaceae | T | CN | * | | | | * |
| <i>Geranium molle</i> | Geraniaceae | T | CA | | | + | | * |
| <i>Helianthemum apenninum</i> | Cistaceae | C | MC | + | ++ | ++ | * | + |
| <i>Helianthemum hirtum</i> | Cistaceae | C | MC | | | + | | + |
| <i>Helianthemum incanum</i> | Cistaceae | C | MC | | * | | | |
| <i>Helianthemum nummularium</i> | Cistaceae | C | PX | * | ++ | | | * |
| <i>Helianthemum salicifolium</i> | Cistaceae | T | CT | * | | | + | * |
| <i>Herniaria glabra</i> | Caryophyllaceae | C | CA | * | | | | |
| <i>Hieracium pilosella</i> | Asteraceae | H | PX | | | + | + | |
| <i>Hypericum perforatum</i> | Guttiferae | H | PX | | | + | | |
| <i>Hypochoeris radicata</i> | Asteraceae | H | PM | + | | | | |
| <i>Koeleria vallesiana</i> | Poaceae | H | MC | | * | | * | * |
| <i>Lamium purpureum</i> | Lamiaceae | T | CA | | | * | | |
| <i>Leucanthemum pallens</i> | Asteraceae | H | PX | | | | + | |
| <i>Lolium perenne</i> | Poaceae | H | PM | * | | | * | |
| <i>Lotus corniculatus</i> | Fabaceae | H | PM | * | ++ | + | | + |
| <i>Medicago lupulina</i> | Fabaceae | H | CA | | ++ | + | | |
| <i>Medicago minima</i> | Fabaceae | T | CT | | * | | * | + |
| <i>Medicago orbicularis</i> | Fabaceae | T | CA | | | | | + |
| <i>Medicago sativa</i> | Fabaceae | H | PX | | | | * | |
| <i>Melica ciliata</i> | Poaceae | H | PX | * | + | | | * |
| <i>Micropyrum tenellum</i> | Poaceae | T | CT | + | | | | |
| <i>Minuartia hybrida</i> | Caryophyllaceae | T | CT | | + | + | | |
| <i>Odontitis vernus</i> | Scrophulariaceae | T | CA | | | | + | |
| <i>Onobrychis hispanica</i> | Fabaceae | C | PX | * | + | * | * | * |
| <i>Ononis spinosa</i> | Fabaceae | C | PX | | | * | + | |
| <i>Ophrys apifera</i> | Orchidaceae | G | PX | | * | | | |
| <i>Origanum vulgare</i> | Lamiaceae | H | PX | | | | * | |
| <i>Phleum bertolonii</i> | Poaceae | H | PX | | * | | | |
| <i>Plantago sphaerostachya</i> | Plantaginaceae | H | PX | * | + | + | + | + |
| <i>Poa bulbosa</i> | Poaceae | H | CA | | | | | * |
| <i>Poa compressa</i> | Poaceae | H | CN | | | * | | |
| <i>Potentilla neumanniana</i> | Rosaceae | H | PX | * | * | + | * | |
| <i>Ranunculus bulbosus</i> | Ranunculaceae | H | PX | | | + | | |
| <i>Rhinanthus minor</i> | Scrophulariaceae | T | PM | | | * | + | |
| <i>Salvia verbenaca</i> | Lamiaceae | H | CN | | | + | | |
| <i>Sanguisorba minor</i> | Rosaceae | H | PX | * | + | + | ++ | ++ |
| <i>Saxifraga tridactylites</i> | Saxifragaceae | T | CT | * | | | * | |

| ESPECIE | FAMILIA | BIOT. | HÁB. | Mn1 | Mn2 | Mn3 | Mn4 | Mn5 |
|--------------------------------|------------------|-------|------|-----|-----|-----|-----|-----|
| <i>Scabiosa columbaria</i> | Dipsacaceae | H | PX | * | | | * | |
| <i>Sedum album</i> | Crassulaceae | C | GR | | | | + | + |
| <i>Silene nutans</i> | Caryophyllaceae | H | BC | * | + | * | + | * |
| <i>Silene vulgaris</i> | Caryophyllaceae | H | GR | | * | | * | |
| <i>Sisymbrium chrysanthum</i> | Brassicaceae | H | CN | * | * | | | |
| <i>Sonchus oleraceus</i> | Asteraceae | T | CA | * | | | * | |
| <i>Teucrium expasum</i> | Lamiaceae | C | MC | | | | | * |
| <i>Teucrium pinnatifidum</i> | Lamiaceae | C | BM | | | ++ | | |
| <i>Teucrium pyrenaicum</i> | Lamiaceae | C | PX | | * | | + | |
| <i>Thymus polytrichus</i> | Lamiaceae | C | MC | | * | ++ | + | |
| <i>Thymus vulgaris</i> | Lamiaceae | C | MC | | * | + | + | * |
| <i>Torilis arvensis</i> | Apiaceae | T | CA | | | * | | |
| <i>Trifolium campestre</i> | Fabaceae | T | CT | * | ++ | * | | * |
| <i>Trifolium pratense</i> | Fabaceae | H | PM | | + | + | | |
| <i>Verbascum pulverulentum</i> | Scrophulariaceae | H | CN | | | | | * |
| <i>Veronica arvensis</i> | Scrophulariaceae | T | CA | | | * | | |
| <i>Vicia gracilis</i> | Fabaceae | T | CA | | | * | | + |

Biotipo: T= Terófito; H= Hemicriptófito; C= Caméfito; G= Geófito; F= Fanerófito

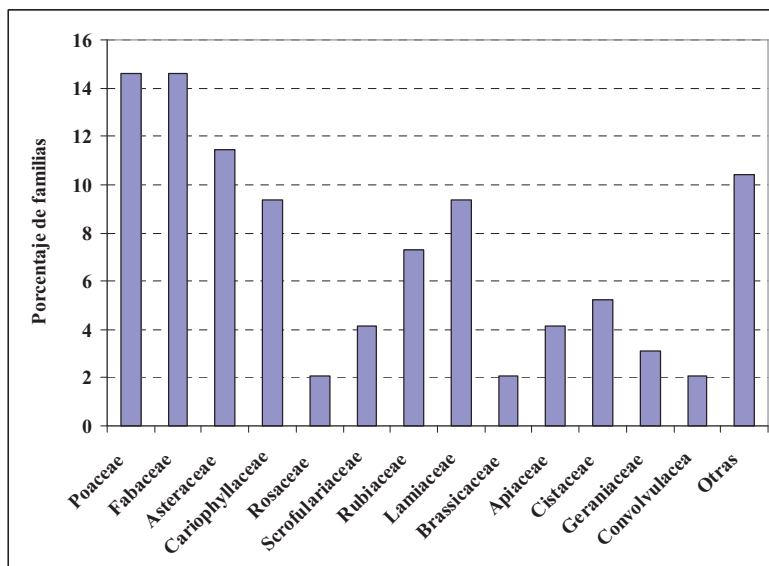
Habitat: CT= Comunidad xerófitica; PX= Pastizal meso-xerófilo; CA=Comunidad arvenses y ruderal; BC=Bosques caducifólios; BM=Bosques mediterráneos; PM=Pastizales mesófilos; GR=Gleras pedregales y zonas rocosas; MC=Matorral calcícola; MS= Matorral silicícola; CN= Comunidad nitrófila

Cobertura: * Para una cobertura desde un ejemplar a un 5%

+ Para una cobertura >5% y < al 15%

++ Para una cobertura >15% y < al 30%

+++ Para una cobertura >30%



| Familia | Nº Taxones | % |
|---------------|------------|------|
| Poaceae | 14 | 14,6 |
| Fabaceae | 14 | 14,6 |
| Asteraceae | 11 | 11,4 |
| Cariophylla | 9 | 9,4 |
| Rosaceae | 2 | 2,1 |
| Scrophularia. | 4 | 4,1 |
| Rubiaceae | 7 | 7,3 |
| Lamiaceae | 9 | 9,4 |
| Brassicac | 2 | 2,1 |
| Apiaceae | 4 | 4,1 |
| Cistaceae | 5 | 5,2 |
| Geraniacea | 3 | 3,1 |
| Convolvula | 2 | 2,1 |
| Otras | 10 | 10,4 |

Figura 13-Mn. Distribución de taxones por familias

En la figura 13-Mn, podemos ver que las familias con mayor número de taxones son Poaceae, Fabaceae y Asteraceae, seguidas de Caryophyllaceae, Lamiaceae y Rubiaceae.

Una de las características de esta escombrera es la riqueza de especies, un total de 96. Las plantas que crecen en los entornos mineros tienen que tolerar, no solo la alta concentración de metales, sino otros factores edafoclimáticos adversos (Barrutia, 2008). La situación geográfica y el tipo de clima (mediterránea pluriregional-oceánico), unido a que no presenta parámetros físicos ni químicos extremos, a excepción de la Mn1 en cuanto a porosidad, dan lugar a la alta cobertura y diversidad específica que presentan las parcelas, destacando en ambos casos la parcela Mn3 (50 taxones y 100% de cobertura).

La alta concentración presente en todas las parcelas de Mn era de esperar por ser una mina de este metal que no está considerado como tóxico. Sin embargo, al igual ocurre con el aluminio, a altas concentraciones sí puede llegar a serlo, dependiendo del estado oxidativo en el que se encuentre. Así, puede encontrarse asociado a la materia orgánica, a los carbonatos muy presentes en esta escombrera, o bien en la fase acuosa, pero no disponible para las plantas (García *et al.*, 2009, Prieto *et al.*, 2009).

Los taxones que merecen ser resaltados tanto por su cobertura como por la presencia en distintas parcelas muestreadas son: *Cynosurus echinatus*, *Crepis haenseleri*, *Galium verum*, *Helianthemum apenninum*. Dentro de la familia Fabaceae, *Lotus corniculatus* y *Medicago lupulina* presentan una cobertura en conjunto muy importante (50%) en la parcela Mn2, lo cual dio lugar a un trabajo realizado sobre ella para comprobar si la abundancia de estas leguminosas incrementaba el aporte de enzima fosfatasa en la parcela, lo cual quedó demostrado de forma positiva (Nicolás-Contreras, 1999).

En la figura 14-Mn, se muestra el porcentaje de biotipos, siendo mayoritario los hemicriptófitos, con 42,7% (41 taxones); seguido muy de cerca por los terófitos, 36,4% (35 taxones). Los cámefitos representan el 17,7% con 17 taxones. El único fanerófito es *Genista scorpius* de la parcela Mn3. Todo lo expuesto está en concordancia con los biotipos presentes en la provincia (Alejandre *et al.*, 2006)

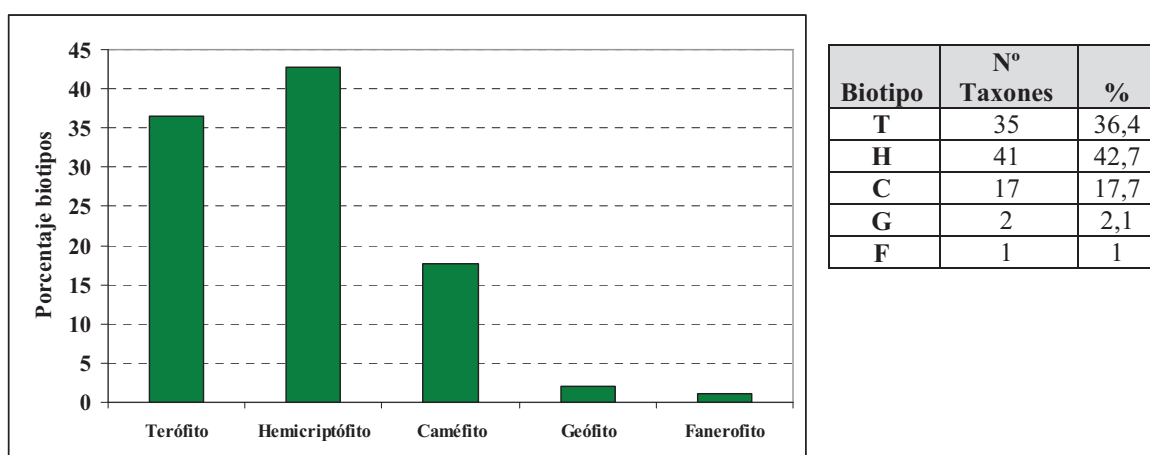


Figura 14-Mn. Distribución de taxones por biotipos

En la figura 15-Mn aparecen representados los hábitats a los que pertenecen los 96 taxones, destacando pastizal meso-xerófilo con 24 taxones (25%), seguido de comunidad arvense y ruderal con 18 taxones y un porcentaje del 18,7%. Casi en la misma proporción, 14,5% y 13,5% se encuentran la comunidad terófitica y matorrales calcícolas con 14 y 13 taxones.

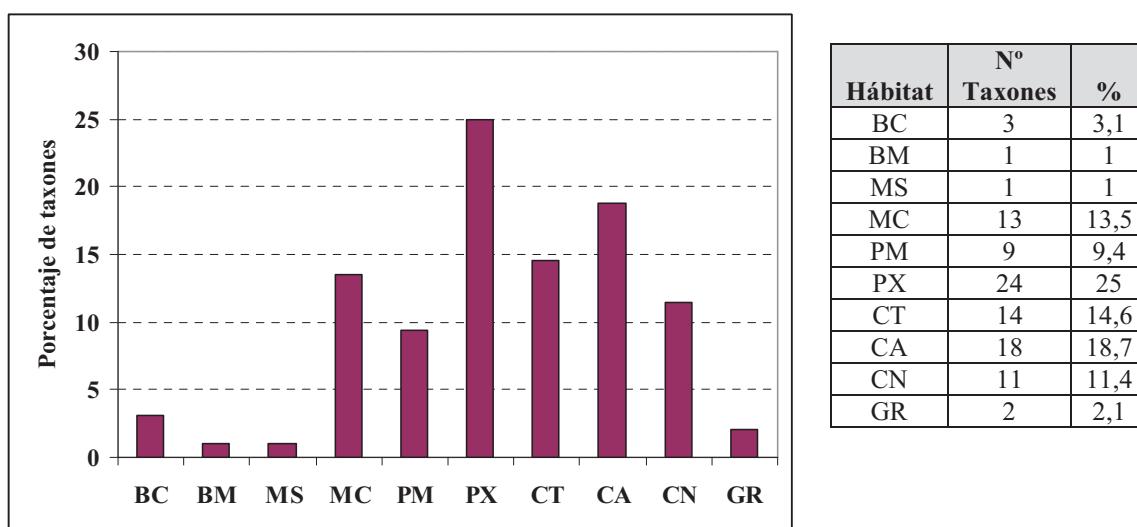


Figura 15-Mn. Distribución de taxones por hábitats

Los taxones presentes en esta escombrera y que figuran en la bibliografía citadas por Bradshaw & MacNeilly (1985) como capaces de crecer a concentraciones superiores a 5000 ppm de Cu son: *Achillea millefolium*, *Bellis perennis*, *Dactylis hispanica*, *Lolium perenne*.

Tolerantes al Pb y Zn (Smith & Bradshaw, 1972): *Lolium perenne*, *Hypochoeris radicata*, *Ranunculus bulbosus*, *Trifolium pratense* y *Plantago lanceolata*. Esta última también en suelos con Cd, según Becerril *et al.* (2007). Este último autor menciona como especies tolerantes al Pb, Zn y Cd, presentes en esta escombrera, a *Daucus carota*, *Helianthemum nummularium*, *Scabiosa columbaria*, *Silene vulgaris*, *Sisymbrium austriacum*, *Teucrium pyrenaicum*, *Thymus praecox* y *Lotus corniculatus*.

Bañuelos *et al.* (1989-1993), en varios trabajos publicados sobre plantas hiperacumuladoras de Boro y Selenio incluyen a otra especie de este inventario, *Lotus corniculatus*.

Como especies acumuladoras de Ni según otros autores (Jochimsem, 2001, Shaw, 1979, Prasad & Freitas, 2003), están las ya mencionadas *Achillea millefolium*, *Silene vulgaris*, *Lotus corniculatus* y *Anthyllis vulneraria*, junto a *Echium vulgare*, *Cerastium glomeratum*, *Convolvulus arvensis*, *Micropyrum tenellum*, *Phleum pratense* y *Silene nutans*, todas presentes en mayor o menor grado de cobertura

Sin embargo, la presencia de estas especies no tiene relación con los metales en el caso de esta escombrera, pues como vimos en el análisis de elementos traza, todos los metales pesados mencionados están por debajo o en el umbral del índice de fitotoxicidad dado por Kabata Pendias & Pendias (1992), con la excepción del Cu en Mn1 y por supuesto con el del Mn en todas las parcelas.

5.2.-MINA DE HIERRO DE OLMOS DE ATAPUERCA.

La última mina que se explotó en esta localidad, la Mina Esperanza, el hierro que se extraía estaba en forma de hematites y oligisto (óxido de hierro) en las capas de Utrillas del Albense (Cretácico), sobre las calizas dolomíticas del Triasico Superior formando un contraste litológico entre el sustrato del Mesozoico de la Sierra de Atapuerca y los materiales del Terciario que lo rodean (Anexo I). Su morfología es estratiforme sedimentaria, encajante en las rocas antes mencionadas y la catalogación es de tamaño pequeño e improductivo. El material desechado se depositaba al lado del cargadero de los camiones (figura 1-Fe).



Figura 1-Fe.: Vista general de la escombrera de la mina de Fe de Olmos de Atapuerca.

De forma análoga a otras escombreras estudiadas se eligieron 5 puntos de muestreo Fe1, Fe2, Fe3, Fe4 y Fe5 (Ver anexo III).

Fe1.- Cerca de la zona de carga del material en los camiones del transporte, presentando poca vegetación, aunque muy variada y en su mayoría con un solo ejemplar.

Fe2.- Situada en las proximidades de Fe1, con predominio de las leguminosas y labiadas y una cobertura del 50%.

Fe3.- Próxima al camino de acceso a la escombrera, con amplia cobertura y también como en la parcela anterior predominio de leguminosas y labiadas en cuanto a cobertura, pero con bastantes especies de compuestas aunque de presencia puntual, no existen apenas gramíneas.

Fe4.- Con cobertura del 100%, con bastantes gramíneas, leguminosas y rubiáceas, próxima al campo de cultivo que la rodea, lo que influye en las propiedades físicas y químicas de esta parcela.

Fe5.- También con cobertura del 100%, menos presencia de gramíneas pero destacan en cobertura y presencia las leguminosas. Situada en la explanada de la escombrera.

A.-ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LOS SUELOS

A-1. PROPIEDADES FÍSICAS

Tabla 1-Fe. Propiedades físicas de las parcelas de la mina de hierro

| PROPIEDADES FÍSICAS | | | | | |
|--|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|
| | Fe1 | Fe2 | Fe3 | Fe4 | Fe5 |
| Color * | 3/ 4 7.5 R | 7.5 R 2/3 | 10 R 2/1 | 2.5 YR 3/2 | 3/3 HUE 2.5YR |
| Humedad (%) | 1,04 | 2,01 | 1,02 | 1,50 | 1,80 |
| Textura | Franco-arenoso | Franco-arenoso | Franco-arenoso | Arenoso-franco | Arenoso-franco |
| D. real (g·cm⁻³) | 4,12 | 3,79 | 3,58 | 2,58 | 2,36 |
| D. aparente (g·cm⁻³) | 1,16 | 1,52 | 1,66 | 1,59 | 1,33 |
| Porosidad (%) | 61,16 | 59,81 | 53,58 | 43,52 | 38,37 |
| CRA** (%) | 42,16 | 40,44 | 43,12 | 48,56 | 58,24 |
| CE*** (μS· cm⁻¹) | 156 | 182 | 176 | 515 | 293 |
| Separación uni. Real (%) | | | | | |
| >5.000 μs | 24,85 | 25,82 | 26,03 | 22,53 | 21,82 |
| 5000-2000 μs | 19,04 | 25,02 | 26,55 | 23,63 | 19,63 |
| 2000-200 μs | 47,16 | 36,21 | 34,91 | 42,80 | 45,33 |
| 200-100 μs | 7,28 | 9,34 | 6,68 | 9,42 | 8,21 |
| 100-50 μs | 1,02 | 0,86 | 4,76 | 4,41 | 3,38 |
| <50 μs | 0,02 | 0,05 | 0,77 | 1,09 | 1,38 |

(*) tablas de Müssell (**) Capacidad máxima de retención de agua (***) Conductividad eléctrica

Los materiales geológicos, Calizas del Cretácico, en las cuales se extraían hematites rojas de origen sedimentario -el oligisto- (óxidos de hierro), dan un aspecto rojo-granate a toda la escombrera fácilmente apreciable en los lugares poco colonizados. A pesar de ser esta escombrera la última abandonada de las estudiadas presenta un amplio recubrimiento vegetal. Solo las áreas donde se acumulaba el material para su transporte, aparecen zonas sin cubrir por la vegetación (Fe1)

Dentro de las propiedades físicas, la textura arenosa y sin estructurar, va cambiando debido a la vegetación que se incorpora, a excepción de la parcela Fe1, cuya alta porosidad influye en la falta de retención de agua y nutrientes, que dificulta la instalación de la misma. Todas las parcelas están en una amplia explanada rodeada por cultivos de cereales, con lo cual hay un fácil intercambio de materiales en el suelo, destacando la parcela Fe4 y Fe5 que están más próximas a los campos de cultivo.

Tabla 2-Fe. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos parámetros físicos para la mina de Fe.

| Propiedades físicas | Factores | | Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|---------------------|----------|----------|----------|--------------|------------|----------------------|
| | Factor 1 | Factor 2 | | | | |
| CE | 0,435 | 0,284 | Factor 1 | 3,447 | 68,94 | 68,94 |
| CRA | 0,478 | -0,384 | Factor 2 | 1,165 | 23,31 | 92,25 |
| D aparente | 0,104 | 0,876 | | | | |
| D real | -0,537 | -0,003 | | | | |
| Porosidad | 0,532 | 0,062 | | | | |

Con el fin de condensar lo esencial de la información proporcionada por una serie de variables el ACP nos permite obtener los siguientes resultados:

- ✓ CE y CRA, estas dos propiedades se incrementan en las parcelas Fe4 y Fe5.
- ✓ D real (Dr) y Porosidad en Fe1, Fe2 y Fe3
- ✓ D aparente (Da), se asocia a los puntos de muestreo Fe2, Fe3 y Fe4.

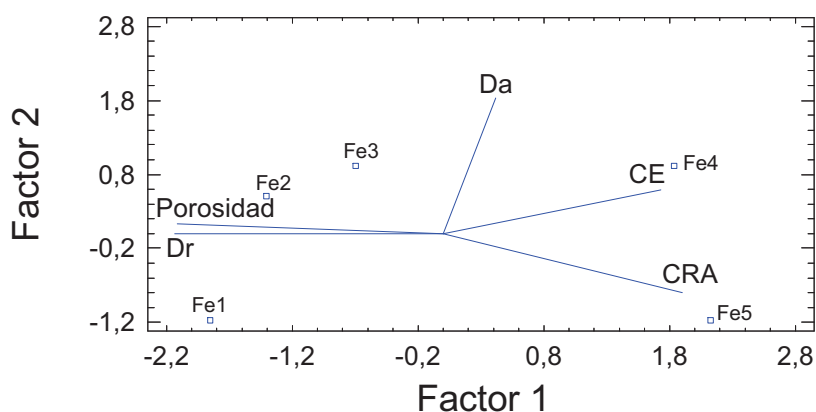


Figura 2-Fe. Análisis Componentes Principales (ACP). Representación el total de muestras en el espacio delimitado por el factor 1 (CE, CRA, Dr y Porosidad) y el factor 2 (Da).

A-2. PROPIEDADES QUÍMICAS

En los parámetros químicos, se aprecia mejor lo comentado, ya que son más fáciles de modificar. Así el pH tiende a la neutralidad y la falta de iones en solución se va incrementando por la liberación de los mismos retenidos en la fracción carbonatada (figura 3-Fe) y por el aporte de materia orgánica (figura 4-Fe).

De los dos nutrientes esenciales N y P, el nitrógeno puede ser el otro motivo limitante en la parcela Fe1 y el hecho del bajo contenido en la parcela Fe2 quizás se deba a su situación -algo inclinada- y con lavado de nutrientes. El P total es alto en todas las parcelas y aunque es probable que se encuentre formando parte de los óxidos y no disponible para las plantas en la parcelas, no parece ser un factor limitante (figura 5-Fe y figura 6-Fe).

Un dato curioso es La CIC de las tres primeras parcelas, donde los cationes Ca^{2+} y Mg^{2+} , son intercambiables debido al modo de extraerlos en el laboratorio y no lo son en el suelo. Este hecho ha sido señalado en otros trabajos y parece tener relación con los carbonatos y con el sistema de extracción utilizado (Arranz, 2004).

Tabla 3-Fe. Propiedades químicas de las parcelas de la mina de hierro.

| PROPIEDADES QUÍMICAS | | | | | |
|---------------------------------|------|------|------|-------|-------|
| | Fe1 | Fe2 | Fe3 | Fe4 | Fe5 |
| pH (H ₂ O) | 8,22 | 8,14 | 8,18 | 7,62 | 7,98 |
| pH 1N (KCl) | 8,05 | 8,05 | 8,05 | 7,41 | 7,73 |
| % CaCO ₃ total | 0,98 | 0,98 | 1,73 | 2,88 | 6,14 |
| % caliza activa | 0,59 | 0,52 | 0,52 | 0,59 | 0,55 |
| MO (%) | 0,1 | 0,25 | 1,22 | 9,66 | 6,49 |
| C total (%) | 0,06 | 0,14 | 0,7 | 5,61 | 3,77 |
| N total (g· kg ⁻¹) | 0,11 | 0,22 | 0,56 | 4,07 | 2,82 |
| C / N | 5,45 | 6,36 | 12,5 | 13,78 | 13,38 |
| P total (mg.kg ⁻¹) | 413 | 691 | 850 | 906 | 876 |
| CIC (mEq.100g ⁻¹) | 0,37 | 0,94 | 1,79 | 10,86 | 8,01 |
| Ca (mEq.100g ⁻¹) | 5,35 | 8,5 | 7,07 | 13,24 | 15,16 |
| Mg (mEq.100g ⁻¹) | 0,62 | 1,05 | 1,30 | 3,66 | 2,27 |
| K (mEq.100g ⁻¹) | 0 | 0,43 | 0,83 | 0,67 | 0,55 |
| Na (mEq.100g ⁻¹) | 0 | 0 | 0 | 0,36 | 0,52 |

(*) Los valores de los cationes Ca, Mg, K y Na incluyen al conjunto en solución y desplazables por el ión amonio del complejo de cambio. MO es la abreviatura de Materia Orgánica. CIC es Capacidad de Intercambio Catiónico.

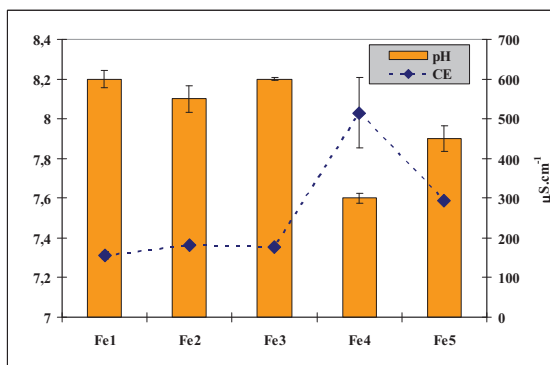


Figura 3-Fe. Relación entre pH y CE

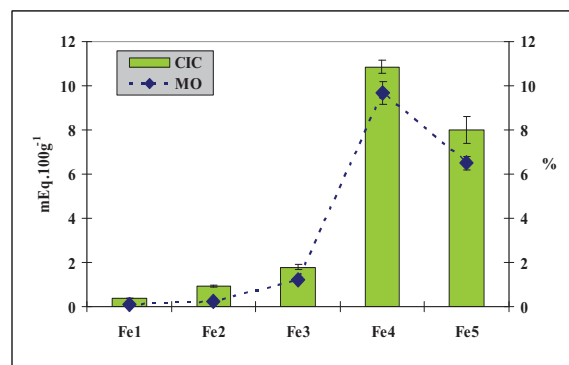


Figura 4-Fe. Relación entre CIC y MO

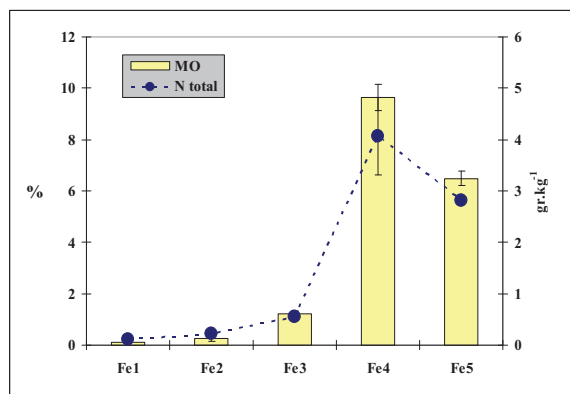


Figura 5-Fe. Relación MO y N total

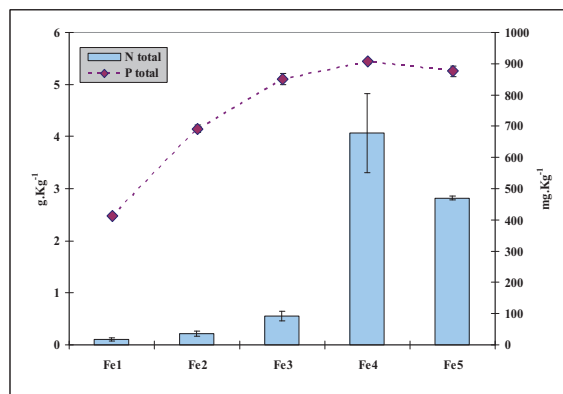


Figura 6-Fe. Relación N total y P total

Tabla 4-Fe. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos parámetros químicos para la mina de Fe.

| Propiedades químicas | Factores | | Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|----------------------|----------|----------|----------|--------------|------------|----------------------|
| | Factor 1 | Factor 2 | | | | |
| Caliza | 0,174 | -0,779 | Factor 1 | 5,072 | 72,46 | 72,46 |
| Carbonatos | 0,322 | 0,269 | Factor 2 | 1,353 | 19,34 | 91,80 |
| CIC | 0,444 | -0,031 | | | | |
| MO | 0,442 | -0,067 | | | | |
| N total | 0,443 | -0,043 | | | | |
| pH | -0,412 | 0,157 | | | | |
| P total | 0,327 | 0,537 | | | | |

En la figura 7-Fe, se representa el ACP para dos factores, las variables de mayor peso son carbonatos, Nt, MO y CIC para el factor 1 en el extremo positivo y el pH en el extremo negativo y para el factor 2, Pt en el eje positivo y caliza en el eje negativo.

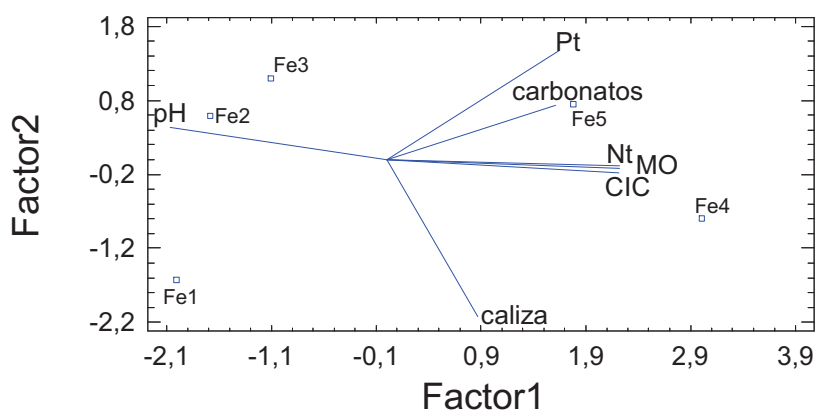


Figura 7-Fe. Análisis Componentes Principales (ACP). Representación del total de muestras en el espacio delimitado por el factor 1: Carbonatos, N total (Nt), Materia Orgánica (MO), Capacidad de Intercambio Catiónico (CIC) y pH) y el factor 2, P total (Pt) y caliza.

El análisis estadístico para las propiedades químicas en la mina de Fe es esclarecedor, Pt, Nt, MO y CIC se asocian a las parcelas Fe4 y Fe5, lo que explica la cobertura del 100% que presentan estas parcelas.

A-3. METALES

Tabla 5-Fe. Elementos traza en las parcelas de la mina de hierro.

| ELEMENTOS TRAZA: mg metal · kg ⁻¹ | | | | | | |
|--|-----------|-----------|-----------|-----------|-----------|---------|
| METAL | Parcela 1 | Parcela 2 | Parcela 3 | Parcela 4 | Parcela 5 | I.F.(*) |
| Fe | 29019 | 29130 | 28626 | 24925 | 27535 | - |
| Al | 9507 | 10507 | 7377 | 7780 | 10783 | - |
| Mn | 831 | 725 | 664 | 216 | 374 | 1500 |
| Zn | 295 | 303 | 266 | 109 | 177 | 300 |
| Cu | 0 | 0 | 0 | 6,26 | 0 | 100 |
| Ni | 296 | 283 | 267 | 32 | 143 | 100 |
| Cr | 5,15 | 9,00 | 13,12 | 10,77 | 19,70 | 100 |
| Pb | 5,03 | 4,02 | 11,30 | 1,04 | 7,14 | 200 |
| Cd | 1,18 | 0,52 | 0 | 0 | 0 | 5 |

(*) Indice de fitotoxicidad según Kabata Pendias y Pendias (1992)

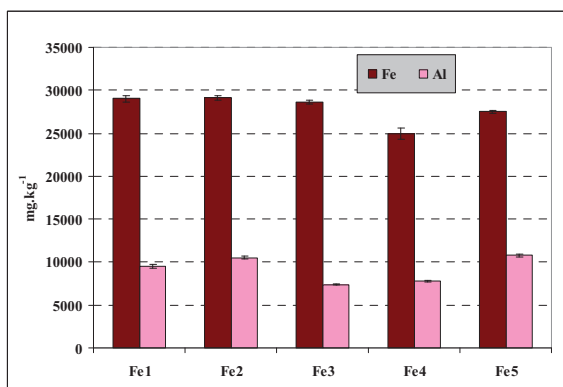


Figura 8-Fe. Elementos traza: Fe y Al.

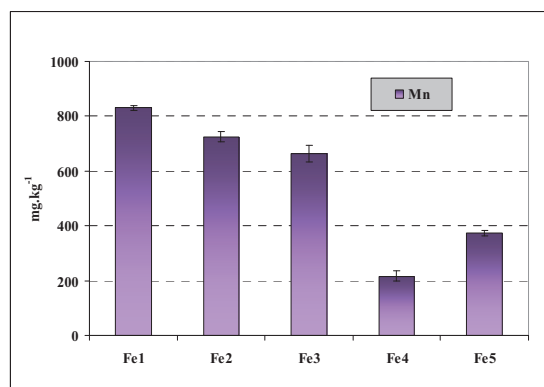


Figura 9-Fe. Elemento traza: Mn.

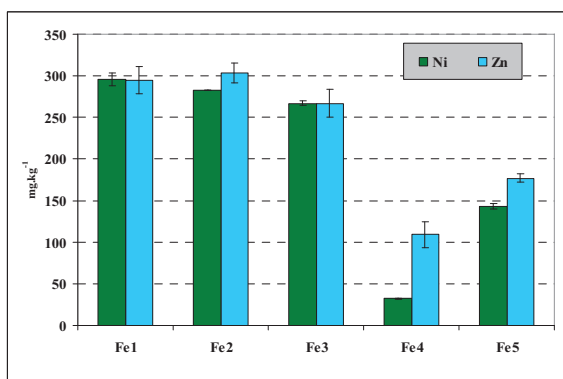


Figura 10-Fe. Elementos traza: Ni y Zn.

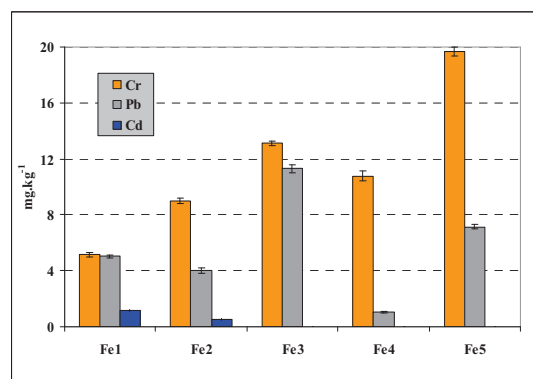


Figura 11-Fe. Elementos traza: Cr, Pb y Cd

En cuanto a los metales presentes en las 5 parcelas, están todos por debajo o entorno a los límites de fitotoxicidad (Kabata Pendias y Pendias, 1992) y esto nos indica que son mayoritariamente los parámetros físicos y también los químicos los que impiden la instalación de la vegetación en las parcelas Fe1, Fe2 y Fe3, aunque ya presentaban síntomas de una rápida regeneración natural.

Tabla 6-Fe. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos metales para la mina de Fe.

| Metales | Factores | | | Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|---------|----------|----------|----------|----------|--------------|------------|----------------------|
| | Factor 1 | Factor 2 | Factor 3 | | | | |
| Al | 0,145 | 0,066 | 0,850 | Factor 1 | 5,597 | 62,19 | 62,19 |
| Cd | 0,296 | -0,439 | 0,150 | Factor 2 | 2,044 | 22,71 | 84,90 |
| Cr | -0,181 | 0,604 | 0,235 | Factor 3 | 1,205 | 13,39 | 98,29 |
| Cu | -0,365 | -0,325 | -0,164 | | | | |
| Fe | 0,414 | 0,125 | 0,034 | | | | |
| Mn | 0,413 | -0,100 | -0,130 | | | | |
| Ni | 0,418 | 0,026 | -0,112 | | | | |
| Pb | 0,184 | 0,551 | -0,367 | | | | |
| Zn | 0,415 | -0,028 | -0,075 | | | | |

De la tabla 6-Fe y figura 12-Fe se desprende la siguiente información, tras la realización de su estudio de agrupación de los datos.

- ✓ Fe y Al presenta un contenido regular para los 5 puntos de muestreo.
- ✓ Ni, Zn y Mn contenidos menores para las parcelas Fe4 y Fe5

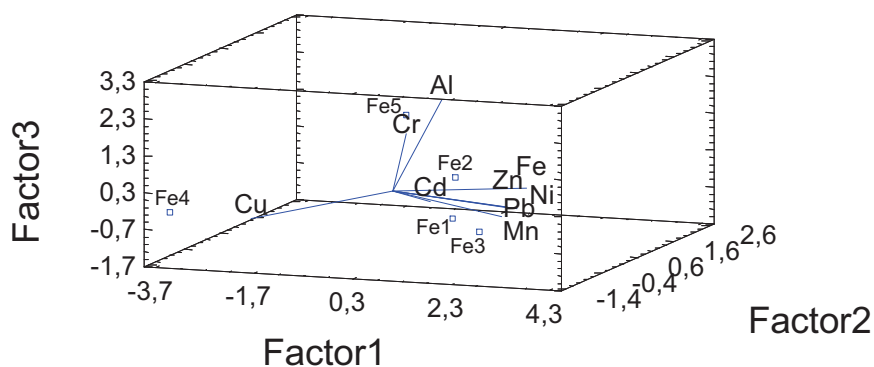


Figura 12-Fe. Análisis Componentes Principales (ACP). Representación del total de muestras en el espacio delimitado por el factor 1 (Cu, Fe, Mn, Ni y Zn), factor 2 (Cd, Cr y Pb) y factor 3 (Al).

B.-ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LA VEGETACIÓN

Las plantas inventariadas en las 5 parcelas figuran en la tabla 7-Fe, donde se indica el nombre del taxón, familia, biotipo y hábitat, juntos con la cobertura de los taxones identificados en las 5 parcelas. Para la caracterización fitosociológica ver anexo II.

Tabla 7-Fe. Inventario florístico

| ESPECIE | FAMILIA | BIOT. | HÁB. | Fe1 | Fe2 | Fe3 | Fe4 | Fe5 |
|----------------------------------|------------------|-------|------|-----|-----|-----|-----|-----|
| <i>Achillea odorata</i> | Asteraceae | H | MC | * | * | * | + | ++ |
| <i>Acinus pyrenaicus</i> | Lamiaceae | C | PX | * | ++ | ++ | + | |
| <i>Anthyllis vulneraria</i> | Fabaceae | H | CT | + | ++ | ++ | * | ++ |
| <i>Arenaria serpyllifolia</i> | Caryophyllaceae | T | PM | * | | | + | |
| <i>Arrhenatherum bulbosum</i> | Poaceae | H | MC | | | | * | |
| <i>Astragalus monspessulanus</i> | Fabaceae | H | PX | | | | | * |
| <i>Avenula vasconica</i> | Poaceae | H | PM | | * | | + | * |
| <i>Bellis perennis</i> | Asteraceae | H | PX | * | + | | | |
| <i>Brachypodium phoenicoides</i> | Poaceae | H | PX | | * | | | |
| <i>Bromus erectus</i> | Poaceae | H | PX | | * | | | |
| <i>Bromus rigidus</i> | Poaceae | T | CA | | * | | | |
| <i>Bromus squarrosus</i> | Poaceae | T | CA | | + | * | | |
| <i>Bromus sterilis</i> | Poaceae | T | CA | | + | | | |
| <i>Bryonia dioica</i> | Cucurbitacea | G | CN | ++ | | | | * |
| <i>Carduus assoi</i> | Asteraceae | H | CN | * | * | * | | |
| <i>Carlina corymbosa</i> | Asteraceae | H | CN | | * | * | | |
| <i>Centaurea scabiosa</i> | Asteraceae | H | PX | | * | | | |
| <i>Cerastium pumilum</i> | Caryophyllaceae | T | CT | | + | | | |
| <i>Cirsium eriophorum</i> | Asteraceae | H | CN | | * | * | | |
| <i>Crepis capillaris</i> | Asteraceae | T | PM | | * | | + | + |
| <i>Cuscuta epithymum</i> | Convolvulaceae | T | MC | | | | * | |
| <i>Cynosurus echinatus</i> | Poaceae | T | CA | * | | | | |
| <i>Dactylis hispanica</i> | Poaceae | H | PX | | | | * | + |
| <i>Daucus carota</i> | Apiaceae | H | CN | + | * | * | + | |
| <i>Digitalis parviflora</i> | Scrophulariaceae | H | MC | * | * | | | * |
| <i>Echium vulgare</i> | Boraginaceae | H | CN | * | * | * | | + |
| <i>Erigeron acer</i> | Asteraceae | H | PX | * | | | | |
| <i>Festuca rubra</i> | Poaceae | H | PX | ++ | + | | | ++ |
| <i>Galium aparine</i> | Rubiaceae | T | CN | * | * | | | * |
| <i>Galium frutescens</i> | Rubiaceae | H | MC | | * | + | ++ | + |
| <i>Galium papillosum</i> | Rubiaceae | H | BC | + | + | + | ++ | + |
| <i>Galium verum</i> | Rubiaceae | H | PX | | * | ++ | * | + |
| <i>Helianthemum apenninum</i> | Cistaceae | C | MC | | | * | | + |
| <i>Hieracium pilosella</i> | Asteraceae | H | PX | + | + | + | | + |
| <i>Holcus lannatus</i> | Poaceae | H | PM | * | | | * | * |
| <i>Hypochoeris radicata</i> | Asteraceae | H | PM | * | + | ++ | | * |

| ESPECIE | FAMILIA | BIOT. | HÁB. | Fe1 | Fe2 | Fe3 | Fe4 | Fe5 |
|-----------------------------------|------------------|-------|------|-----|-----|-----|-----|-----|
| <i>Koeleria vallesiana</i> | Poaceae | H | MC | | + | | ++ | |
| <i>Lactuca ramosissima</i> | Asteraceae | H | GR | * | | + | | |
| <i>Leucanthemum pallens</i> | Asteraceae | H | PX | * | | | | ++ |
| <i>Lotus corniculatus</i> | Fabaceae | H | PM | | + | * | | ++ |
| <i>Medicago lupulina</i> | Fabaceae | H | CA | | | | + | + |
| <i>Medicago minima</i> | Fabaceae | T | CT | | * | | * | + |
| <i>Medicago sativa</i> | Fabaceae | H | PX | | + | + | + | ++ |
| <i>Melilotus officinalis</i> | Fabaceae | H | CN | * | + | + | | + |
| <i>Onobrychis hispanica</i> | Fabaceae | C | PX | | | + | ++ | ++ |
| <i>Ononis spinosa</i> | Fabaceae | C | PX | | ++ | | + | + |
| <i>Ophrys tenthredinifera</i> | Orchidaceae | G | PX | | * | | * | * |
| <i>Orchis mascula</i> | Orchidaceae | G | MC | | | * | | |
| <i>Pastinaca sylvestris</i> | Apiaceae | H | CN | * | * | | | * |
| <i>Phleum bertolonii</i> | Poaceae | H | PX | | | * | * | |
| <i>Plantago sphaerostachya</i> | Plantaginaceae | H | PX | * | * | * | + | + |
| <i>Poa angustifolia</i> | Poaceae | H | PX | | | | * | + |
| <i>Poa compressa</i> | Poaceae | H | CN | | | | * | |
| <i>Rapistrum rugosum</i> | Brassicaceae | T | CA | | + | | | |
| <i>Reseda lutea</i> | Resedaceae | H | CN | * | | | | |
| <i>Rhinanthus mediterraneus</i> | Scrophulariaceae | T | PM | * | | * | ++ | + |
| <i>Rumex angiocarpus</i> | Polygonaceae | H | PX | + | * | * | | |
| <i>Sanguisorba minor</i> | Rosaceae | H | PX | + | + | + | ++ | + |
| <i>Scabiosa columbaria</i> | Dipsacaceae | H | PX | | | * | * | |
| <i>Senecio jacobaea</i> | Asteraceae | H | PM | * | | * | | |
| <i>Sisymbrium chrysanthum</i> | Brassicaceae | H | CN | * | | | | |
| <i>Sonchus oleraceus</i> | Asteraceae | T | CA | | * | | | |
| <i>Taeniatherum caput-medusae</i> | Poaceae | T | CA | | * | | | |
| <i>Torilis arvensis</i> | Apiaceae | T | CA | | | * | | |
| <i>Tragopogon pratensis</i> | Asteraceae | H | PM | | * | | | |
| <i>Trifolium campestre</i> | Fabaceae | T | CT | | | | + | + |
| <i>Trifolium pratense</i> | Fabaceae | H | PM | | | | + | |
| <i>Trifolium repens</i> | Fabaceae | H | PM | | | | ++ | |
| <i>Vicia pannonica</i> | Fabaceae | T | CA | | * | | | + |

Biotipo: T= Terófito; H= Hemicriptófito; C= Caméfito; G= Geófito; F= Fanerófito

Habitat: CT= Comunidad xerofítica; PX= Pastizal meso-xerófilo; CA=Comunidad arvenses y ruderal; BC=Bosques caducifolios; BM=Bosques mediterráneos; PM=Pastizales mesófilos; GR=Gleras pedregales y zonas rocosas; MC=Matorral calcícola; MS= Matorral silicícola; CN= Comunidad nitrófila

Cobertura: * Para una cobertura desde un ejemplar a un 5%

+ Para una cobertura >5% y < al 15%

++ Para una cobertura >15% y < al 30%

+++ Para una cobertura >30%

El total de taxones (69), se encuentran distribuidos en 18 familias, donde Poaceae, Fabaceae y Asteraceae son las que tienen mayor número de ellos -16, 13 y 15 respectivamente-. De nuevo estos resultados coincide con los obtenidos por Alejandro *et*

al. (2006), para la provincia de Burgos. La familia Rubiaceae, con solo 4 taxones, tiene una importante presencia en cuanto a cobertura a lo largo de las diferentes parcelas de la escombrera, como puede verse en la tabla 7-Fe. En la columna representada por “otras” de la figura 13-Fe, se incluyen 9 familias todas ellas con un solo ejemplar.

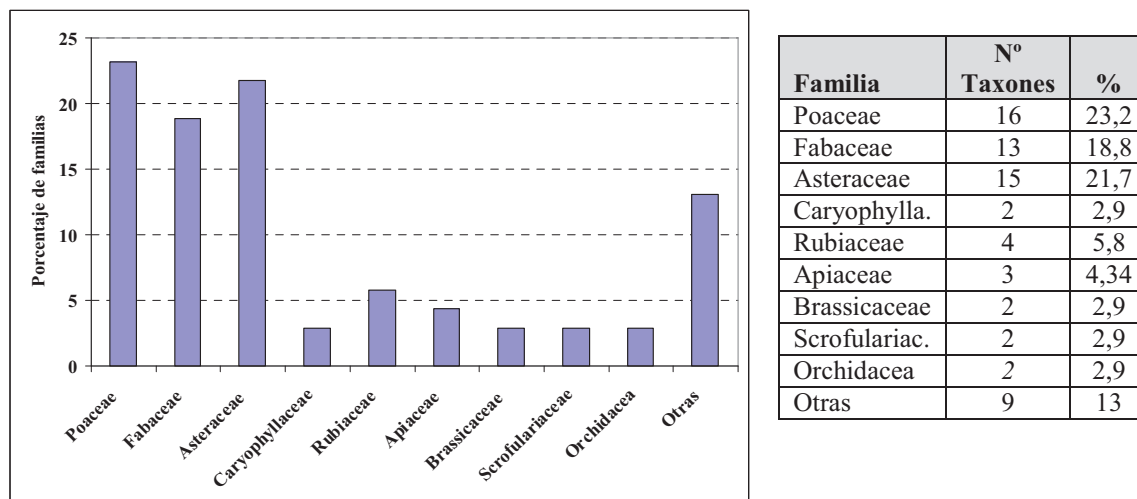


Figura 13-Fe. Distribución de los taxones por familias

Los taxones que destacan tanto por cobertura como presencia en las diferentes parcelas son: *Achillea odorata*, *Acinus alpinus* subsp *pyrenaicus*, *Anthyllis vulneraria*, *Galium frutescens*, *Galium papillosum*, *Galium verum*, *Hieracium pilosella*, *Hypochoeris radicata*, *Koeleria vallesiana*, *Lotus corniculatus*, *Medicago sativa*, *Onobrychis argentea* subsp. *hispanica*, *Ononis spinosa*, *Rhinanthus mediterraneus* y *Festuca rubra*. Esta última junto a *Bryonia dioica* colonizan de forma mayoritaria la parcela Fe1.

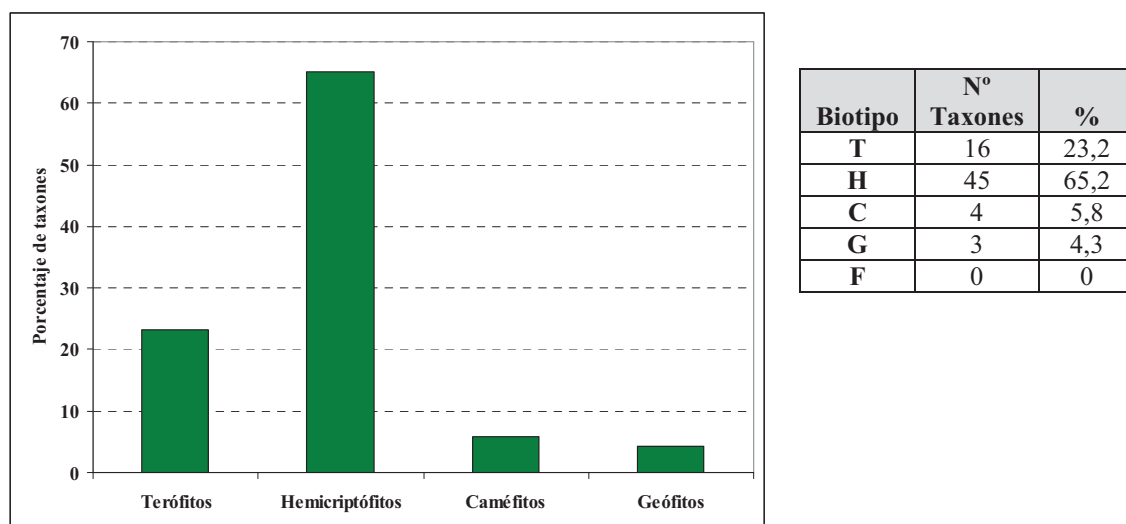


Figura 14-Fe. Distribución de los taxones por biotipos

En la figura 14-Fe, vemos como dentro de los biotipos, son los hemicriptófitos los que presentan un mayor número de taxones (45), que representa un 65,21%, seguidos por terófitos con 16 taxones (23,18%). Los caméfitos y geófitos presentan un porcentaje muy bajo (5,79 y 4,37 respectivamente). No hay ningún fanerófito.

En cuanto a las comunidades, el mayor número de taxones corresponde a los pastizales mesoxerófitos, con 22 taxones que representan el 31,9%, seguido por la comunidad nitrófila con 12 taxones (17,4%), pastizal mesófilo con 11 taxones (15,9%) y comunidad arvense con 10 taxones (14,6%). El resto de comunidades están representadas por un pequeño porcentaje (8,7%).

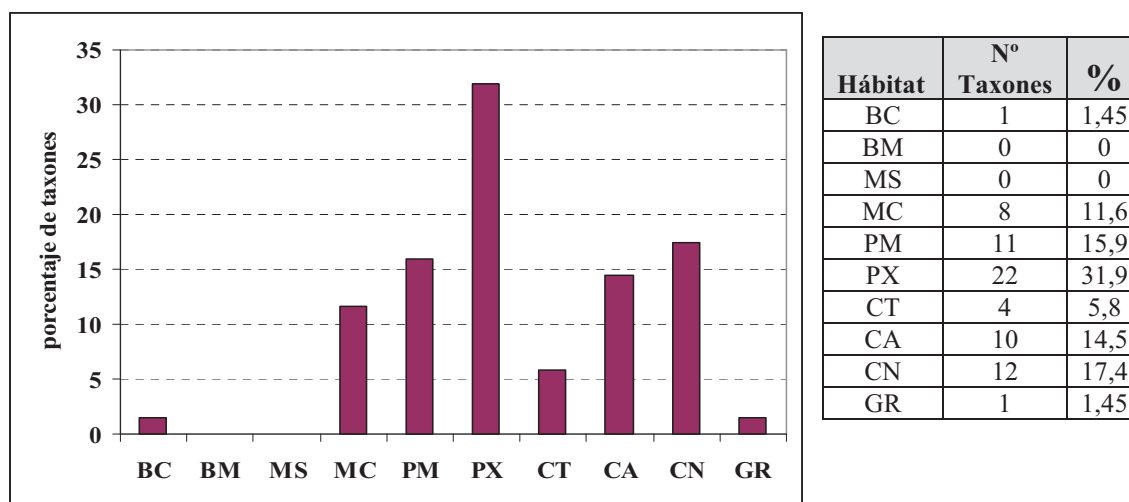


Figura 15-Fe. Distribución de taxones por hábitats

En esta escombrera aparecen taxones ya citados en otras escombreras y con potencial hiperacumulador o tolerante, capaces de crecer a concentraciones superiores a 5000 ppm de Cu (Bradshaw & MacNeilly, 1985): *Bellis perennis*, *Holcus lanatus*, *Dactylis glomerata*, *Trifolium pratense*, *Trifolium repens*, *Plantago lanceolata* var. *sphaerostachya*, *Hypochoeris radicata* y *Festuca rubra*, esta última capaz de acumular también altas concentraciones de Cd.

Como tolerantes a Pb y Zn (Becerril *et al.*, 2007), *Hieracium pilosella*, *Scabiosa columbaria*, *Sisymbrium austriacum* y *Lotus corniculatus* junto a los taxones ya citados para el Cu: *Plantago lanceolata* var. *sphaerostachya*, *Hypochoeris radicata* y *Festuca rubra*.

El taxón *Lotus corniculatus* es citado por Bañuelos *et al.* (1989-1993), como hiperacumulador de Boro, Selenio y Ni. Y la especie *Sonchus oleraceus* esta reconocida como bioacumuladora de Pb (Xiong, 2001).

Plantas acumuladoras de Ni según Prasad & Freitas (2003) estan: *Lotus corniculatus*, *Phleum pratensis* subsp *bertoloni*, *Taeniatherum caput-medusae* y *Anthyllis vulneraria*; según Jochimsem (2001): *Echium vulgare* y *Reseda lutea*, además de *Daucus carota* (Shaw, 1979). De todas ellas destaca *Anthyllis vulneraria* pues, a diferencia del resto de plantas acumuladoras de Ni, está presenta en todos los puntos de muestreo y con una cobertura importante en las parcelas Fe2, Fe3 y Fe5.

Por último, especies citadas para trabajos de fitorremediación y muy abundantes en esta escombrera son: *Medicago sativa* y *Melilotus officinalis* (Prasad & Freitas, 2003).

Al igual que ocurría con la escombrera de Manganeso, los factores edáficos de esta escombrera no presentan aspectos adversos físicos ni químicos que limiten o dificulten la implantación de la vegetación, razón por la cual todas las parcelas presentan, en general, una cobertura y riqueza específica alta. Además, la presencia de estas especies no tiene relación con los metales, pues todos los metales pesados mencionados están por debajo, o en el umbral del índice de fitotoxicidad dado por Kabata Pendias & Pendias (1992), con la excepción del Ni que tiene un valor algo superior a dicho umbral en Fe1, Fe2, Fe3 y Fe5.

La parcela Fe4, por su total cobertura y su situación en las proximidades del campo de cultivo que rodea la escombrera -lo cual facilita el intercambio de suelo-, es la única que tiene este metal por debajo de dicho índice.

5.3.-MINA DE CARBÓN-LIGNITO DE CONTRERAS.

Para la Mina de carbón lignito se eligió la Generosa, la veta de carbón que se explotaba estaba entre areniscas, arcillas y margas del Cretácico inferior, más concretamente en el Albense (Anexo I). Presenta una morfología estratiforme de origen sedimentario y catalogado como tamaño pequeño e improductivo. Es la escombrera de mayor tamaño de todas las escogidas para este estudio, ocupando 1,5 hectáreas de superficie y situada entre 1 y 6 Kms de las diferentes bocas de mina (figura 1-Lig)

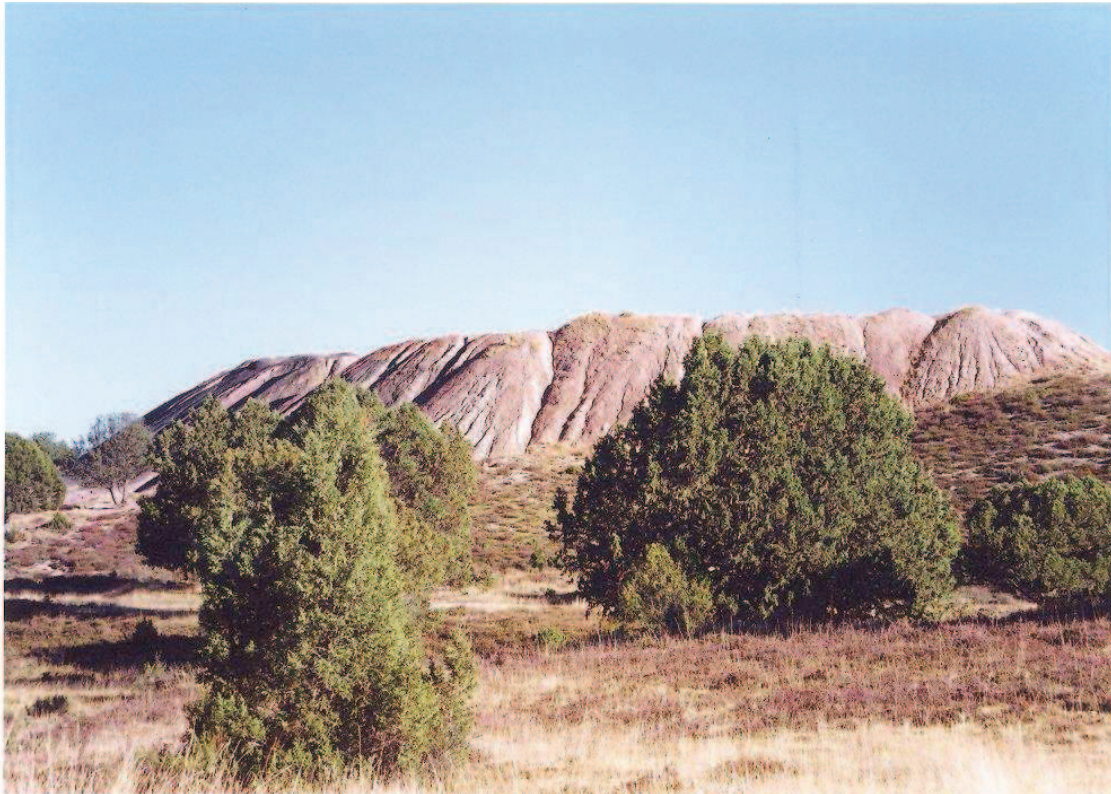


Figura 1-Lig. : Vista general de la escombrera de la mina de Lignito de Contreras.

Para esta escombrera se seleccionaron 5 puntos de muestreo: Lig1, Lig2, Lig3, Lig4 y Lig5 (Ver anexo III).

Lig1.- No hay nada de vegetación, resto de carbón abandonado.

Lig2.- Poca vegetación pero con presencia importante de gramíneas, entre ellas el taxón *Taeniatherum caput-medusae*, solo presente en este inventario. La parcela está situada próxima a las cárcavas que forma la escombrera.

Lig3.- Situado en un talud, con abundante presencia de musgo en invierno (probablemente por escorrentía de agua), con abundante presencia de gramíneas.

Lig4.- Máxima cobertura (100%) y con variedad de especies destacando leguminosas y compuestas aunque siguen siendo las gramíneas quienes tienen mayor cobertura.

Lig5.- Cobertura menor (80%), situada próxima a la parcela Lig1. Las parcelas Lig4 y Lig5, están en la explanada de la cima de la escombrera

A.-ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LOS SUELOS

A-1. PROPIEDADES FÍSICAS

Tabla 1-Lig. Propiedades físicas de las parcelas en la mina de Lignito

| PROPIEDADES FÍSICAS | | | | | |
|--|---------------|---------------|-------------------------|-------------------------|-------------------------|
| | Lig1 | Lig2 | Lig3 | Lig4 | Lig5 |
| Color * | 4N (HUE) | 3/5 B CHRO | 3/5 HUE 2.5 YR | 6/1 HUE 1 OR | 6/1 HUE 2,5 YR |
| Humedad (%) | 4,12 | 0,4 | 0,5 | 1,06 | 0,4 |
| Textura | Franco-limoso | Franco-limoso | Franco-arcilloso-limoso | Franco-arcilloso-limoso | Franco-arcilloso-limoso |
| D. real (g·cm⁻³) | 3,11 | 3,55 | 3,52 | 3,30 | 3,43 |
| D. aparente (g·cm⁻³) | 1,47 | 1,57 | 1,60 | 1,49 | 1,64 |
| Porosidad (%) | 37,4 | 49,19 | 43,35 | 44,80 | 41,43 |
| CRA** (%) | 47,04 | 84,64 | 45,16 | 88,29 | 72,48 |
| CE*** (μS·cm⁻¹) | 1316 | 232 | 176 | 405 | 428 |
| Separación uni. Real (%) | | | | | |
| >5.000 μs | 10,42 | 6,30 | 5,28 | 7,17 | 12,55 |
| 5000-2000 μs | 11,59 | 13,72 | 12,81 | 21,58 | 21,16 |
| 2000-200 μs | 60,36 | 51,89 | 43,51 | 46,41 | 44,15 |
| 200-100 μs | 11,45 | 10,19 | 13,03 | 11,97 | 11,24 |
| 100-50 μs | 5,96 | 14,10 | 19,10 | 10,94 | 10,25 |
| <50 μs | 1,01 | 3,61 | 6,37 | 2,89 | 1,03 |

(*) tablas de Müssell (** *) Capacidad máxima de retención de agua (***) Conductividad eléctrica

Los materiales geológicos de donde se extrajo este carbón, estaban formados principalmente por areniscas del Cretácico (Anexo I), dando lugar al porcentaje tan alto en la fracción 2-0,1 mm que suman más del 50% de las partículas del suelo y también en la fracción de arcillas. Por otro lado, la heterogeneidad de los materiales presentes influye en la capacidad de retención de agua de los mismos y motiva el abanico de colores que aparecen en la escombrera (negros grises rojos amarillos y blancos).

La alta densidad aparente está en concordancia con otros autores (Craul, 1985) y está en relación con la compactación que sufren los materiales en el momento de la formación de la escombrera, así como el paso de maquinaria pesada.

La porosidad baja en estos materiales del carbón es frecuente, es consecuencia de la ausencia de estructura de los mismos (Seoane *et al.*, 1991). En la evolución diferenciada de las parcelas se observa el cambio que sufre la porosidad a la par que los parámetros se vuelven más agronómicos (Lig4 y Lig5).

La menor cobertura vegetal en estos suelos sólo puede explicarse por la elevada compactación, o porque el material que quedó en superficie carece de un banco de semillas

y es biológicamente inerte. Se constata, además, que la presencia de materia orgánica fósil resta importancia a la medida de la materia orgánica como elemento de juicio para evaluar la calidad del suelo (Arranz, 2004)

Tabla 2-Lig. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos parámetros físicos para la mina de Lignito.

| Propiedades físicas | Factores | | Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|---------------------|----------|----------|----------|--------------|------------|----------------------|
| | Factor 1 | Factor 2 | | | | |
| CE | 0,524 | -0,062 | Factor 1 | 3,351 | 67,02 | 67,02 |
| CRA | -0,295 | -0,686 | Factor 2 | 1,221 | 24,43 | 91,45 |
| D aparente | -0,376 | 0,577 | | | | |
| D real | -0,519 | 0,242 | | | | |
| Porosidad | -0,475 | -0,364 | | | | |

El ACP apunta que las propiedades físicas Densidad real (Dr), Densidad aparente (Da) y Porosidad apenas varían en la parcelas objeto de estudio, destaca la Capacidad de Retención de Agua (CRA) en los puntos Lig2, Lig4 y Lig5. Llama mucho la atención en este estudio estadístico, la clara agrupación entre la Conductividad Eléctrica (CE) y la parcela Lig1.

En épocas de lluvia, la movilización del material se hace a través de agua de escorrentía lo que facilita la formación de cárcavas y el intercambio de materiales, a la vez que se embeben en agua por la ausencia de macroporos, facilitando el lavado de estos materiales (Seoane *et al.*, 1991). Estos lavados pueden aportar sales en solución, lo que explicaría el alto porcentaje de CE en la parcela Lig4.

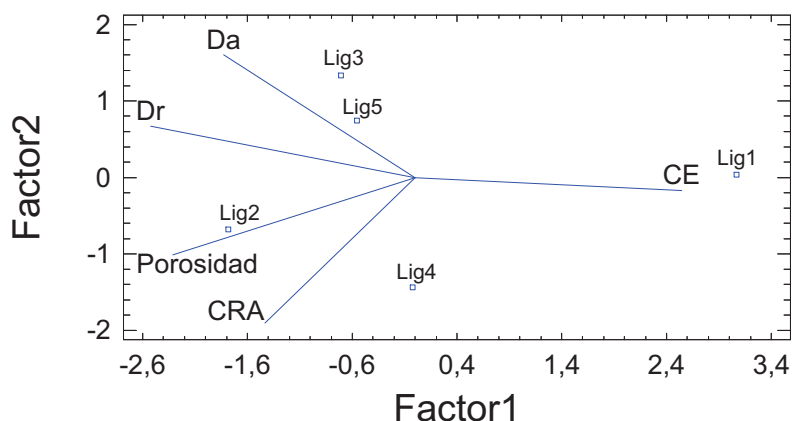


Figura 2-Lig. Análisis Componentes Principales (ACP). Representación el total de muestras en el espacio delimitado por el factor 1 (CE, Dr y Porosidad) y el factor 2 (Da y CRA).

A-2. PROPIEDADES QUÍMICAS

Tabla 3-Lig. Propiedades químicas de las parcelas de la mina de Lignito.

| PROPIEDADES QUÍMICAS | | | | | |
|--------------------------------|-------|------|-------|-------|-------|
| | Lig1 | Lig2 | Lig3 | Lig4 | Lig5 |
| pH (H ₂ O) | 2,91 | 4,40 | 4,56 | 5,18 | 6,12 |
| pH (KCl 1N) | 2,79 | 4,29 | 3,85 | 4,46 | 5,52 |
| % CaCO ₃ total | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| % caliza activa | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| MO (%) | 8,94 | 0,39 | 1,01 | 6,53 | 2,31 |
| C total (%) | 5,19 | 0,22 | 0,58 | 3,79 | 1,34 |
| N total (g.Kg ⁻¹) | 0,71 | 0,20 | 0,37 | 1,94 | 0,84 |
| C/N | 73,09 | 11 | 16,67 | 19,53 | 15,95 |
| P total (mg.kg ⁻¹) | 173 | 138 | 92 | 208 | 144 |
| CIC (mEq.100g ⁻¹) | 7,97 | 3,54 | 5,38 | 8,56 | 6,46 |
| Ca (mEq.100g ⁻¹) | 6,74 | 2,90 | 2,14 | 5,95 | 3,13 |
| Mg (mEq.100g ⁻¹) | 0 | 1,27 | 0,31 | 0,71 | 0,53 |
| K (mEq.100g ⁻¹) | 1,18 | 0,87 | 0,23 | 0,78 | 0,43 |
| Na (mEq.100g ⁻¹) | 0,76 | 0,67 | 0,12 | 0,63 | 0,33 |

(*) Los valores de los cationes Ca, Mg, K y Na incluyen al conjunto en solución y desplazables por el ión amonio del complejo de cambio. MO es la abreviatura de Materia Orgánica. CIC es Capacidad de Intercambio Catiónico.

Los valores del pH oscilan desde muy ácidos a valores que tienden a la neutralidad observando que la implantación de la vegetación los va modificando, siendo normal en otros estudios estos valores (Seoane *et al.*, 1991). Esta circunstancia motiva que en las programas de restauración se aplique enmiendas calizas.

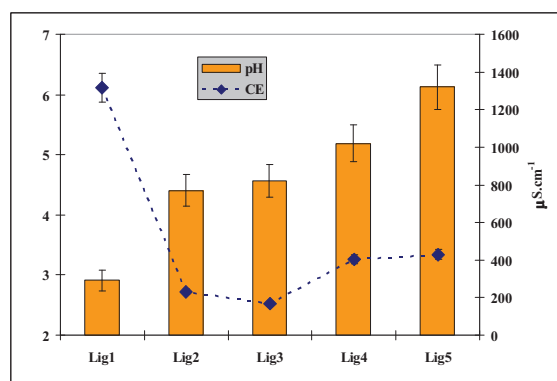


Figura 3-Lig. Relación entre pH y CE.

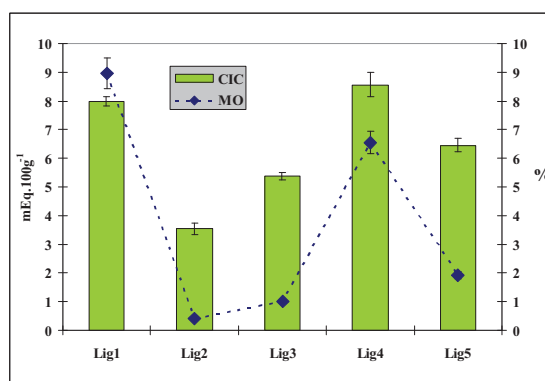


Figura 4-Lig. Relación entre CIC y MO

Los valores de pH tan bajos pueden estar relacionados con los óxidos de hierro en forma de pirita. La oxidación de esta pirita aporta H⁺ y SO₄⁻² y formas iónicas altamente contaminantes (Asami, 1988), que unido al valor de Pb, que se moviliza fácilmente para pH<3 (Adriano, 1986) y de Al presente en solución y a altas concentraciones (que pueden ser tóxicas), impiden la presencia de vegetación en la parcela Lig1.

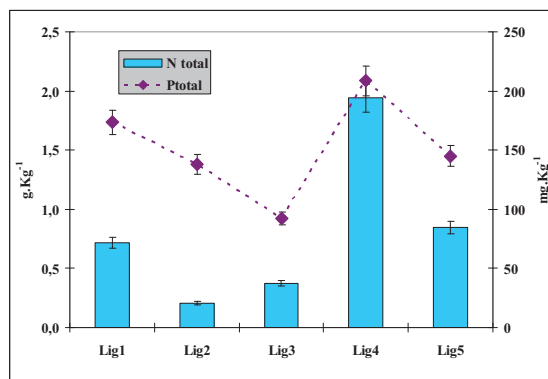
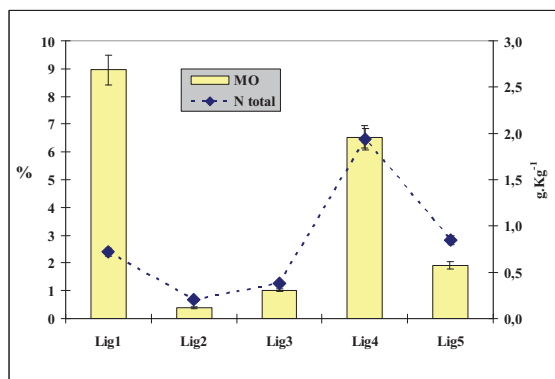


Figura 5-Lig. Relación entre MO y N total

Figura 6-Lig. Relación entre Nt y P total.

La falta de materia orgánica disponible para las plantas de las parcelas Lig1, Lig2 y Lig3 constituye el mayor problema de estos materiales, ya que afecta al resto de parámetros del suelo: CIC, nitrógeno y fósforo e impide la instalación de poblaciones microbianas (Tate, 1985, Steveson, 1982). La materia orgánica de la parcela Lig1 hace referencia al carbono mineral que no está disponible, pero que al formar parte de la relación C/N nos da una cifra engañosa.

Tabla 4-Lig. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos parámetros químicos para la mina de Lignito.

| Propiedades químicas | Factores |
|----------------------|----------|
| | Factor 1 |
| CIC | 0,434 |
| MO | 0,451 |
| N total | 0,441 |
| pH | -0,459 |
| P total | 0,449 |

| Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|----------|--------------|------------|----------------------|
| Factor 1 | 4,700 | 94,01 | 94,00 |

En este caso, se ha extraído un factor, ya que sólo un factor tenía un autovalor mayor o igual a 1,0. Esto explica el 94,00% de la variabilidad en los datos originales.

A-3. METALES

Tabla 5-Lig. Elementos traza en las parcelas de la mina de lignito.

| ELEMENTOS TRAZA: mg metal ·kg ⁻¹ | | | | | | |
|---|-------|-------|-------|-------|------|---------|
| METAL | Lig1 | Lig2 | Lig3 | Lig4 | Lig5 | I.F.(*) |
| Fe | 10257 | 5448 | 7454 | 6118 | 4294 | - |
| Al | 30860 | 12508 | 8849 | 11092 | 7627 | - |
| Mn | 5,21 | 8,62 | 13,71 | 11,19 | 8,56 | 1500 |
| Zn | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 300 |
| Cu | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 100 |
| Ni | 23 | 6 | 6 | 317 | 3 | 100 |
| Cr | 60 | 28 | 27 | 33 | 24 | 100 |
| Pb | 154 | 7 | 7 | 12 | 6 | 200 |
| Cd | 2,03 | 0,32 | 0,40 | 0,90 | 0,21 | 5 |

(*) Indice de fitotoxicidad según Kabata Pendias (1992)

Respecto a los metales presentes, solo el Níquel está por encima de los índices de fitotoxicidad, pero este elemento es el que presenta menor movilidad y puede quedar retenido en los óxidos de hierro (King, 1988).

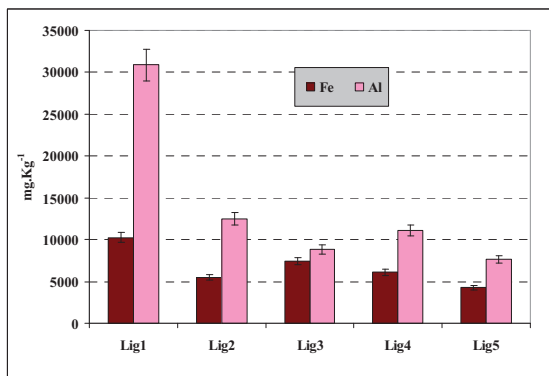


Fig. 7-Lig. Elementos traza: Fe, Mn y Al.

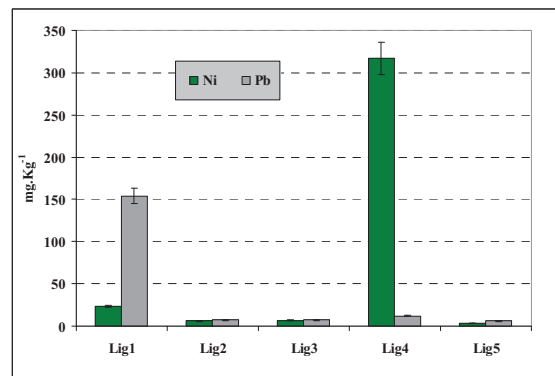


Figura 8-Lig. Elementos traza: Ni y Pb.

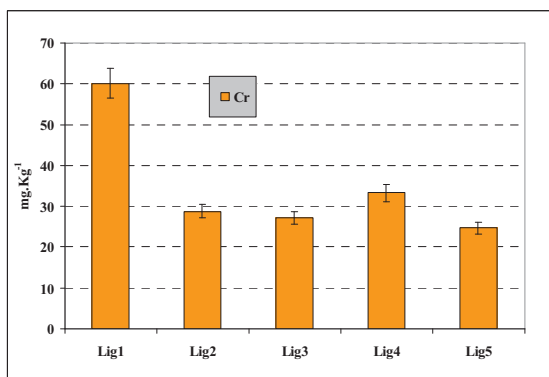


Figura 9-Lig. Elemento traza: Cr.

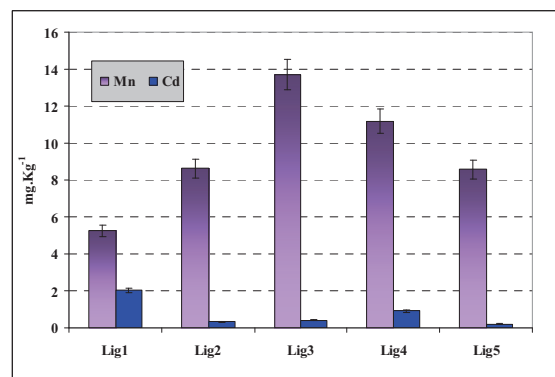


Figura 10-Lig. Elementos traza: Mn y Cd.

Tabla 6-Lig. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos metales para la mina de Lignito.

| Metales | Factores | | Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|---------|----------|----------|----------|--------------|------------|----------------------|
| | Factor 1 | Factor 2 | | | | |
| Al | 0,435 | -0,036 | Factor 1 | 5,212 | 74,46 | 74,46 |
| Cd | 0,423 | 0,240 | Factor 2 | 1,150 | 16,43 | 90,89 |
| Cr | 0,435 | 0,099 | | | | |
| Fe | 0,385 | 0,120 | | | | |
| Mn | -0,319 | 0,352 | | | | |
| Ni | -0,043 | 0,888 | | | | |
| Pb | 0,435 | -0,056 | | | | |

En la tabla 6-Lig, aparecen los datos correspondientes a los dos primeros componentes principales (factor 1 y factor 2) para el conjunto de parcelas y metales. Para los dos factores se explica el 90,89% de la varianza (el 74,46% para el primer componente y 16,43 para el segundo).

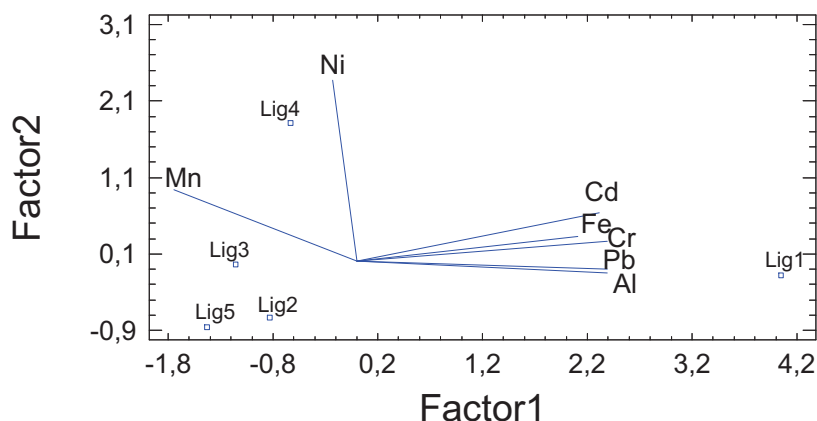


Figura 11-Lig. Análisis Componentes Principales (ACP). Representación del total de muestras en el espacio delimitado por el factor 1 (Cd, Fe, Cr, Pb y Al,) y factor 2 (Mn y Ni)

El ACP muestra una acumulación irregular de los metales (figura 11-Lig) en la escombrera de lignito:

- ✓ Cd, Fe, Cr, Pb y Al se acumulan en mayor medida en Lig1 destacando del resto de las parcelas de muestreo.
- ✓ Ni en Lig4.
- ✓ Mn en Lig3 y no a mucha distancia y en menor medida Lig4, Lig2 y Lig 5.

B.-ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LA VEGETACIÓN

Las plantas inventariadas en las 5 parcelas figuran en la tabla 7-Lig, donde se indica el nombre del taxón, familia, biotipo y hábitat, juntos con la cobertura de los taxones identificados en las 5 parcelas. La parcela Lig1 no se ha incluido por no presentar vegetación. Para la caracterización fitosociológica ver anexo II.

Tabla 7-Lig. Inventario florístico.

| ESPECIE | FAMILIA | BIOTIPO | HÁBIT. | Lig2 | Lig3 | Lig4 | Lig5 |
|---------------------------------|------------------------|---------|--------|------|------|------|------|
| <i>Achillea odorata</i> | <i>Asteraceae</i> | H | MC | | | + | + |
| <i>Agrostis castellana</i> | <i>Poaceae</i> | H | PX | ++ | * | + | ++ |
| <i>Andryala integrifolia</i> | <i>Asteraceae</i> | H | CN | | | | * |
| <i>Anthyllis vulneraria</i> | <i>Fabaceae</i> | H | PX | | | + | + |
| <i>Arenaria serpyllifolia</i> | <i>Caryophyllaceae</i> | T | CT | | | + | |
| <i>Armeria arenaria</i> | <i>Plumbaginaceae</i> | H | MC | ++ | | + | * |
| <i>Asperula longifolia</i> | <i>Rubiaceae</i> | H | GR | | | * | * |
| <i>Avena fatua</i> | <i>Poaceae</i> | T | CA | + | + | | |
| <i>Avenula bromoides</i> | <i>Poaceae</i> | H | PX | | * | | |
| <i>Bromus erectus</i> | <i>Poaceae</i> | H | PX | | * | * | |
| <i>Bromus hordeaceus</i> | <i>Poaceae</i> | T | CA | | * | | |
| <i>Centaurea paniculata</i> | <i>Asteraceae</i> | H | PX | | | + | * |
| <i>Centaurium erythraea</i> | <i>Gentianaceae</i> | H | PX | | | | * |
| <i>Cerastium diffusum</i> | <i>Caryophyllaceae</i> | T | CT | | | | * |
| <i>Chenopodium album</i> | <i>Chenopodiaceae</i> | T | CA | | | * | |
| <i>Cichorium intybus</i> | <i>Asteraceae</i> | H | CN | | | + | |
| <i>Cirsium pyrenaicum</i> | <i>Asteraceae</i> | H | PM | | | ++ | |
| <i>Convolvulus arvensis</i> | <i>Convolvulaceae</i> | H | CN | | | * | |
| <i>Coronilla minima</i> | <i>Fabaceae</i> | C | MC | | | * | |
| <i>Cynodon dactylon</i> | <i>Poaceae</i> | H | PM | | | ++ | |
| <i>Cynosurus echinatus</i> | <i>Poaceae</i> | T | CA | | * | | |
| <i>Dactylis hispanica</i> | <i>Poaceae</i> | H | PX | + | * | | * |
| <i>Daucus carota</i> | <i>Apiaceae</i> | H | CN | | | + | |
| <i>Deschampsia hispanica</i> | <i>Poaceae</i> | H | PM | | | | * |
| <i>Dorycnium pentaphyllum</i> | <i>Fabaceae</i> | C | MC | | * | | |
| <i>Echium vulgare</i> | <i>Boraginaceae</i> | H | CN | | | + | * |
| <i>Elymus campestris</i> | <i>Poaceae</i> | G | PX | | * | | |
| <i>Eryngium campestre</i> | <i>Apiaceae</i> | G | CN | * | | | + |
| <i>Festuca rubra</i> | <i>Poaceae</i> | H | PX | | * | | |
| <i>Filago pyramidata</i> | <i>Asteraceae</i> | T | CA | | | * | |
| <i>Fumana procumbens</i> | <i>Cistaceae</i> | C | MC | | | * | |
| <i>Galium divaricatum</i> | <i>Rubiaceae</i> | T | CT | | | * | |
| <i>Galium frutescens</i> | <i>Rubiaceae</i> | H | MC | | | + | |
| <i>Helianthemum nummularium</i> | <i>Cistaceae</i> | C | PX | | | * | |
| <i>Herniaria scabrida</i> | <i>Caryophyllaceae</i> | C | MC | + | * | | |

| ESPECIE | FAMILIA | BIOTIPO | HÁBIT. | Lig2 | Lig3 | Lig4 | Lig5 |
|-----------------------------------|-----------------|---------|--------|------|------|------|------|
| <i>Hieracium pilosella</i> | Asteraceae | H | PX | * | | + | ++ |
| <i>Holcus lanatus</i> | Poaceae | H | PM | * | * | + | * |
| <i>Hordeum murinum</i> | Poaceae | T | CA | | + | | |
| <i>Hypericum perforatum</i> | Guttiferae | H | PX | | | * | |
| <i>Hypochoeris radicata</i> | Asteraceae | H | PM | | | | + |
| <i>Inula montana</i> | Asteraceae | H | MC | | | + | |
| <i>Jasonia tuberosa</i> | Asteraceae | H | PM | | | + | |
| <i>Juniperus thurifera</i> | Cupressaceae | F | BM | | | | + |
| <i>Koeleria vallesiana</i> | Poaceae | H | MC | * | * | * | |
| <i>Lathyrus hirsutus</i> | Fabaceae | T | CA | | | | + |
| <i>Lathyrus sphaericus</i> | Fabaceae | T | CT | | | * | |
| <i>Lavandula pedunculata</i> | Lamiaceae | C | MS | | * | | |
| <i>Leucanthemum pallens</i> | Asteraceae | H | PX | | | | * |
| <i>Lolium perenne</i> | Poaceae | H | PM | + | + | | |
| <i>Lotus corniculatus</i> | Fabaceae | H | PM | | | ++ | + |
| <i>Medicago sativa</i> | Fabaceae | H | PX | | | * | |
| <i>Micropyrum tenellum</i> | Poaceae | T | CT | | + | | |
| <i>Ononis spinosa</i> | Fabaceae | C | PX | | | * | |
| <i>Petrorrhagia nanteuillii</i> | Caryophyllaceae | T | CT | | | * | |
| <i>Plantago serpentina</i> | Plantaginaceae | H | PM | ++ | | + | |
| <i>Plantago sphaerostachya</i> | Plantaginaceae | H | PX | + | | ++ | |
| <i>Polygala monspeliaca</i> | Polygalaceae | T | CT | | | | * |
| <i>Potentilla reptans</i> | Rosaceae | H | PM | | | | + |
| <i>Rapistrum rugosum</i> | Brassicaceae | T | CA | | | | * |
| <i>Reseda luteola</i> | Resedaceae | H | CN | * | | * | |
| <i>Rumex angiocarpus</i> | Polygonaceae | H | PX | ++ | | | |
| <i>Sanguisorba balearica</i> | Rosaceae | H | PX | | | + | + |
| <i>Santolina squarrossa</i> | Asteraceae | C | MC | * | | | |
| <i>Scorzonera laciniata</i> | Asteraceae | H | CA | * | | | |
| <i>Sedum album</i> | Crassulacea | C | GR | | | | * |
| <i>Sesamoides purpurascens</i> | Resedaceae | C | GR | + | | | |
| <i>Silene legionensis</i> | Caryophyllaceae | H | MC | + | | | |
| <i>Sinapsis arvensis</i> | Fabaceae | T | CA | | | * | |
| <i>Stipa offneri</i> | Poaceae | H | PX | * | | | |
| <i>Taeniatherum caput-medusae</i> | Poaceae | T | CA | ++ | * | ++ | |
| <i>Thymus vulgaris</i> | Lamiaceae | C | MC | | * | * | |
| <i>Thymus zygis</i> | Lamiaceae | C | MC | | | * | |
| <i>Trifolium angustifolium</i> | Fabaceae | T | CA | | | ++ | + |
| <i>Trifolium campestre</i> | Fabaceae | T | CT | | | + | |
| <i>Trifolium ochroleucum</i> | Fabaceae | H | BC | | | * | |
| <i>Trifolium pratense</i> | Fabaceae | H | PM | | | * | |

| ESPECIE | FAMILIA | BIOTIPO | HÁBIT. | Lig2 | Lig3 | Lig4 | Lig5 |
|--------------------------|----------|---------|--------|------|------|------|------|
| <i>Trifolium scabrum</i> | Fabaceae | T | CA | | | * | |
| <i>Vicia sativa</i> | Fabaceae | T | CA | | | | * |
| <i>Vulpia myurus</i> | Poaceae | T | CT | | + | | |

Biotipo: T= Terófito; H= Hemicriptófito; C= Caméfito; G= Geófito; F= Fanerofito

Habitat: CT= Comunidad xerofítica; PX= Pastizal meso-xerófilo; CA=Comunidad arvenses y ruderal;

BC=Bosques caducifólios; BM=Bosques mediterráneos; PM=Pastizales mesófilos; GR=Gleras pedregales y zonas rocosas; MC=Matorral calcícola; MS= Matorral silicícola; CN= Comunidad nitrófila

Cobertura: * Para una cobertura desde un ejemplar a un 5%

+ Para una cobertura >5% y < al 15%

++ Para una cobertura >15% y < al 30%

+++ Para una cobertura >30%

La falta de cobertura vegetal en la parcela Lig1, puede explicarse por presentar unas características físicas y químicas extremas, o porque el material que quedó en superficie carece de un banco de semillas y es biológicamente inerte. (Arranz, 2006).

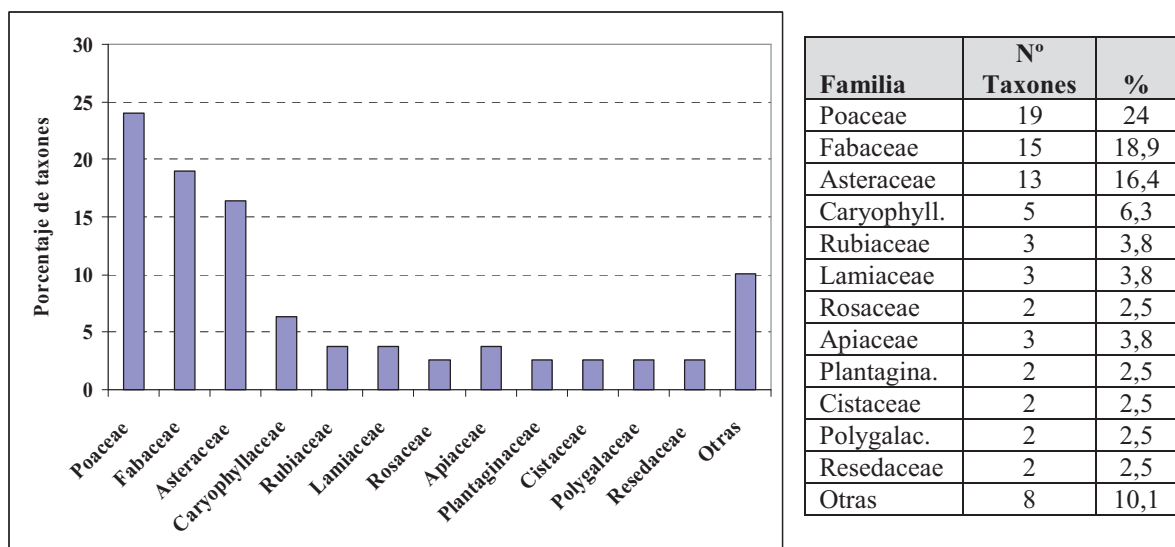
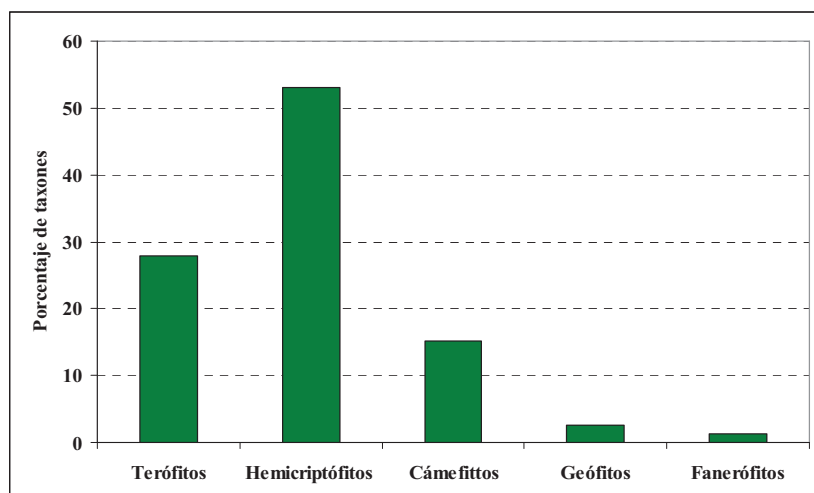


Figura 12-Lig. Distribución de taxones por familias

En la figura 12-Lig, podemos ver que las tres familias que presentan un alto número de taxones son las Poaceae, Fabacea y Asteraceae, repitiendo una secuencia parecida a otras escombreras. Del total de 79 taxones identificados, 47 pertenecen a estas tres familias.

Esta escombrera, debido a su situación geográfica, presenta un alto número de taxones con una marcada mediterraneidad, como *Centaurea paniculada*, *Stipa offneri*, *Lavandula stoechas* subsp. *pedunculata*, *Deschampsia media*, *Elymus campestris*, *Lathyrus hirsutus* (especie rara en nuestra provincia) y así hasta 35 de los 79 taxones, coincidiendo con el alto porcentaje de elementos florísticos de carácter mediterráneo reconocidos por Alejandre *et al.* (2006), en la provincia de Burgos.



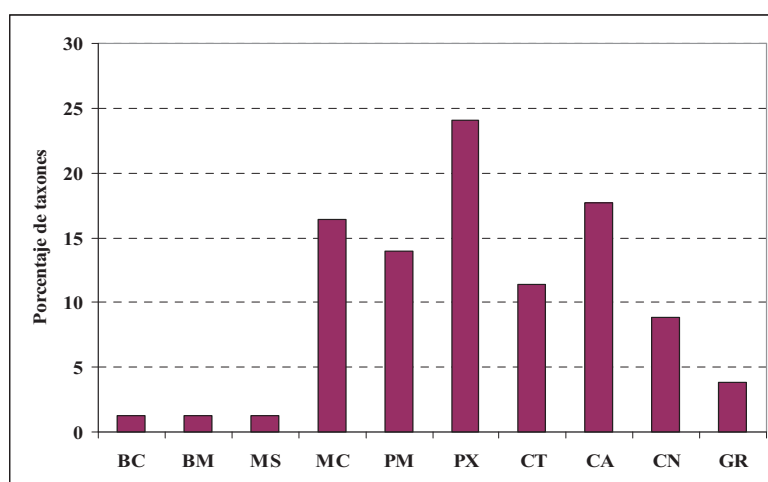
| Biotipo | Nº Taxones | % |
|---------|------------|------|
| T | 22 | 27,8 |
| H | 42 | 53,1 |
| C | 12 | 15,2 |
| G | 2 | 2,5 |
| F | 1 | 1,2 |

Figura. 13-Lig. Distribución de taxones por biotipos

En cuanto a la distribución por biotipos en las cuatro parcelas, predominan los hemicriptófitos, con 42 y un porcentaje del 53%, seguido de los terófitos con 22 taxones (27%) y de los caméfitos con 12 taxones (15%). Estando en concordancia con los biotipos de la provincia (Alejandre *et al.*, 2006) y con los de la mina de carbón hulla.

El representante del biotipo fanerófito es *Juniperus thurifera* o sabina albar y forma parte del bosque en el que rodea la escombrera. Al igual que el resto de fanerófitos identificados en otras escombreras se encontró en forma de plántula.

La distribución por hábitats de los taxones muestra paridad con la otra escombrera de carbón, siendo un 24% de las especies características de pastizales meso-xerófilos, seguido por las comunidades arvenses (18%), de matorral calcícola (16%) y pastizal mesófilo (14%).



| Habitat | Nº Taxones | % |
|---------|------------|-----|
| BC | 1 | 1,3 |
| BM | 1 | 1,3 |
| MS | 1 | 1,3 |
| MC | 13 | 16 |
| PM | 11 | 14 |
| PX | 19 | 24 |
| CT | 9 | 11 |
| CA | 14 | 18 |
| CN | 7 | 8,9 |
| GR | 3 | 3,8 |

Figura. 14-Lig. Distribución de taxones por hábitast

En cuanto a la presencia de especies encontradas en la bibliografía como interesantes o con potencial para su uso en la fitorremediación aparecen: *Plantago lanceolata*, *Festuca rubra*, *Dactylis glomerata*, *Holcus lanatus*, *Hordeum murinum*, *Lolium perenne* y *Trifolium pratense*, como capaces de crecer en presencia de Cu a concentraciones superiores a 5000 ppm de cobre (Bradshaw & MacNeilly, 1985) y *Cynodon dactylon* como tolerante (Prasad & Freitas, 2003, Madejón, 2004).

Nombradas por Becerril *et al.*, (2007), como capaces de crecer en concentraciones altas y medias de Pb y Zn: *Lotus corniculatus*, *Hieracium pilosella*, *Daucus carota* y *Plantago lanceolata* y *Festuca rubra*. *Lotus corniculatus* también es hiperacumuladora para Boro y Selenio (Bañuelos *et al.*, 1989-1993) y *Cichorium intybus* tolerante al Cd (Simon *et al.*, 1996). *Echium vulgare* y *Reseda luteola* han sido usadas en trabajos de fitorremediación (Jochimsen, 2001).

Por último, para el Ni, único metal presente en la escombrera con un nivel superior al fitotóxico en parcela Lig4, *Anthyllis vulneraria* como tolerante (Shaw, 1989) y *Micropyrum tenellum* y *Taeniatherum caput-medusae* ambas acumuladoras de Ni en hojas (Prasad & Freitas 2003), la última presente en toda la escombrera y abundante en la parcela Lig4.

5.4.-MINA DE CARBÓN HULLA DE ALARCIA.

Como comentamos en “la historia de la minería burgalesa”, existen múltiples escombreras de este material en nuestra provincia, siendo seleccionada para esta tesis la perteneciente a la mina “Nueva Esperanza” de Alarcia (figura 1-Hu), situada en la cuenca oriental y en las proximidades del pueblo. En ella el carbón presenta una morfología estratiforme de origen sedimentario en materiales de tipo areniscas, lutitas y conglomerados del periodo Westfaliense del Carbonífero (Anexo I). Morfología estratiforme de origen sedimentario de tamaño pequeño e improductivo.



Figura 1-Hu: Vista general de la escombrera de la mina de Hulla de Alarcia.

Para esta escombrera también se seleccionaron 5 puntos de muestreo que llamaremos Hu1, Hu2, Hu3, Hu4 y Hu5 (Ver anexo III).

Hu1.- Poco cubierta de vegetación, un 25% y siendo dos taxones, *Micropyron tenellun* y *Rumex acetosella* subsp. *angiocarpus* los que tienen la máxima cobertura.

Hu2.- Está en un talud con mucha inclinación y también tiene pocas especies, destacan las mismas mencionadas para Hu1 y *Vulpia bromoides*, que cubre el 25% de la superficie.

Hu3.- Situado en una explanada con gran predominio de *Rumex acetosella* subsp. *angiocarpus*, es algo más húmeda, por lo cual desaparecen las gramíneas de las parcelas anteriores. Tiene una cobertura del 80%.

Hu4.- Entre la boca de mina y el bosque limítrofe, presenta un aspecto de prado nitrófilo, con gran variedad de especies y 100% de cobertura, abundan las fabáceas, compuestas y, en menor grado, gramíneas.

Hu5.- Situada al borde del camino donde se puede apreciar un perfil rico en carbón, forma parte de los depósitos de material más antiguos por ello presenta una amplia cobertura, pero vuelven a aparecer la especies de las parcelas Mn1 y Mn2 que estaban asociadas a suelos secos.

A.-ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LA VEGETACIÓN

A-1.-PROPIEDADES FÍSICAS

Tabla 1-Hu.-Propiedades físicas de las parcelas en la mina Hulla.

| PROPIEDADES FÍSICAS | | | | | |
|--|------------------------|-------------------------------|------------------------|-------------------------------|----------------|
| | Hu1 | Hu2 | Hu3 | Hu4 | Hu5 |
| Color * | N 1,5/0 | N 4/0 | 7.5 GY 3/1 | 5GY 3/1 | 2,5 GY 4/1 |
| Humedad (%) | 0,94 | 0,88 | 1,6 | 2,4 | 1,68 |
| Textura | Arenoso-Franco-arenoso | Arenoso-franco-Franco-arenoso | Arenoso-Franco-arenosa | Franco-arenoso-Arenoso-franco | Arenoso-franco |
| D. real (g·cm⁻³) | 1,95 | 2,51 | 2,12 | 1,87 | 1,98 |
| D. aparente (g·cm⁻³) | 1,24 | 1,43 | 1,60 | 0,61 | 1,24 |
| Porosidad (%) | 36,3 | 39,9 | 28,3 | 60,8 | 55,2 |
| CRA** (%) | 58,4 | 46,3 | 64,2 | 99,8 | 85,5 |
| CE*** (μS· cm⁻¹) | 219 | 152 | 179 | 585 | 492 |
| Separ. uni. Real (%) | | | | | |
| >5.000 μs | 14,05 | 28,59 | 22,45 | 21,88 | 24,5 |
| 5000-2000 μs | 20,27 | 31,38 | 19,88 | 9,23 | 16,5 |
| 2000-200 μs | 48,66 | 31,3 | 48,65 | 39,66 | 41,0 |
| 200-100 μs | 8,16 | 5,2 | 5,05 | 15,8 | 9,4 |
| 100-50 μs | 7,35 | 3,07 | 2,6 | 9,3 | 6,08 |
| <50 μs | 1,56 | 0,53 | 1,34 | 4,17 | 2,62 |

(*) tablas de Müssell (** *) Capacidad máxima de retención de agua (***) Conductividad eléctrica

Los materiales sobre los que se asienta la mina están formados por esquistos y areniscas del Secundario (Anexo I)

El contenido en elementos gruesos varía pero es muy elevada en todas las parcelas de modo que en general pueden considerarse suelos esqueléticos. La parcela Hu4 presenta dos particularidades: gran cantidad de restos vegetales y alto porcentaje de finos (arcillas y limos), que retienen el agua casi en su totalidad. Por este motivo el contenido en sales disueltas aumenta en esta parcela, siendo las demás muy inferior a los 4 dS.m⁻¹

El color varía mucho entre negros y grises con algunos tonos amarillentos que demuestran un elevado contenido en sulfuros originales en proceso de alteración. Los valores de la densidad aparente son todos bajos destacando la parcela Hu4, la cual acumula gran cantidad de restos vegetales, siendo éstos el origen de la alta porosidad. Esta parcela

es muy diferente al resto por su situación en el borde de un bosque natural de roble melojo (*Quercus pyrenaica*)

Tabla 2-Hu. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos parámetros físicos para la mina de Hulla.

| Propiedades físicas | Factores | Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|---------------------|----------|----------|--------------|------------|----------------------|
| | Factor 1 | | | | |
| CE | 0,486 | Factor 1 | 4,097 | 81,94 | 81,94 |
| CRA | 0,475 | | | | |
| Da | -0,445 | | | | |
| Dr | -0,375 | | | | |
| Porosidad | 0,446 | | | | |

En este caso, se ha extraído un componente, ya que sólo un componente tenía un autovalor mayor o igual a 1,0. Esto explica el 81,94% de la variabilidad en los datos originales. Este ACP expone que no hay ninguna asociación entre los parámetros físicos estudiados para esta mina y las 5 parcelas de muestreo.

A-2. PROPIEDADES QUÍMICAS

Tabla 3-Hu. Propiedades químicas de las parcelas de la mina de Hulla

| PROPIEDADES QUÍMICAS | | | | | |
|---------------------------------|-------|------|-------|-------|-------|
| | Hu1 | Hu2 | Hu3 | Hu4 | Hu5 |
| pH (H ₂ O) | 3,24 | 3,85 | 3,95 | 7,73 | 5,29 |
| pH (KCl 1N) | 2,69 | 3,44 | 3,26 | 7,39 | 5,01 |
| % CaCO ₃ total | 0 | 0 | 0 | 8,32 | 0 |
| % caliza activa | 0 | 0 | 0 | 3,15 | 0 |
| MO (%) | 20,7 | 5,2 | 10,7 | 18,9 | 20,9 |
| C total (%) | 12,01 | 3,04 | 6,22 | 11,00 | 12,15 |
| N total (g.Kg ⁻¹) | 11,30 | 3,87 | 9,52 | 15,07 | 12,24 |
| C/N | 10,62 | 8,00 | 6,54 | 7,33 | 9,95 |
| P total (mg·kg ⁻¹) | 872 | 370 | 778 | 728 | 1172 |
| CIC (mEq.100g ⁻¹) | 16,20 | 6,94 | 10,16 | 22,79 | 13,04 |
| Ca (mEq.100g ⁻¹) | 1,5 | 3,93 | 3,55 | 21,75 | 10,13 |
| Mg (mEq.100g ⁻¹) | 0 | 0 | 3,38 | 1,81 | 2,73 |
| K (mEq.100g ⁻¹) | 0,55 | 0,73 | 0,65 | 1,1 | 1,1 |
| Na (mEq.100g ⁻¹) | 0,13 | 0,19 | 0,11 | 0,12 | 0,15 |

(*) Los valores de los cationes Ca, Mg, K y Na incluyen al conjunto en solución y desplazables por el ión amonio del complejo de cambio. MO es la abreviatura de Materia Orgánica. CIC es Capacidad de Intercambio Cationico.

En cuanto a las propiedades químicas, son muy variables, la analítica demuestra que el incremento progresivo de la vegetación modifica los parámetros estudiados de la siguiente manera:

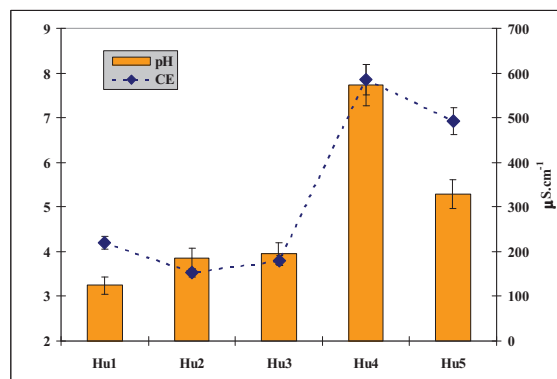


Figura 2-Hu. Relación entre pH y CE

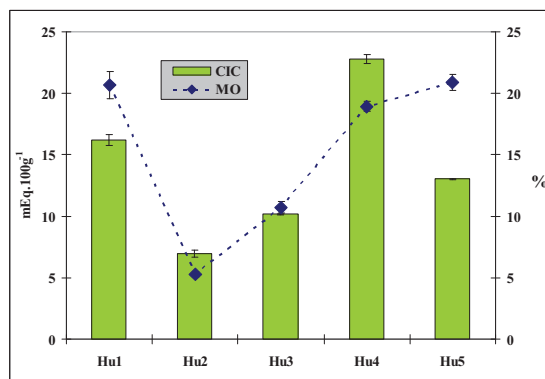


Figura 3-Hu. Relación entre CIC y la MO

El pH tiende hacia la neutralidad, pasando de una acidez extrema (3,4) a un pH de 7. En las parcelas Hu1, Hu2 y Hu3, los valores bajos de este pH, expresan en esencia la alteración de los sulfuros (Caruccio & Geidel, 1982). Según va reduciendo esta alteración, el pH va aumentando y se va reduciendo la capacidad de generar acidez en las parcelas Hu2, Hu3 y Hu5. El aumento en Hu4 es por motivos diferentes (cambios en los materiales e incremento de restos vegetales).

La capacidad de intercambio catiónico (CIC) total es baja, destacando los valores de la parcela Hu1, donde se puede ver como la capacidad total no está originada por los cationes, sino más bien por aniones procedentes de los fenómenos oxidativos, en cambio en la Hu4 y Hu5 sí se relaciona y se ajusta a los cationes de cambio. Este cambio está relacionado con la materia orgánica, dando unos valores muy similares a los de un suelo agronómico en el caso de la parcela Hu4. La parcela Hu2 por su situación en pendiente con ángulo en torno a 30 grados presenta un gran lavado de bases lo que se refleja, entre otros parámetros, en la CIC.

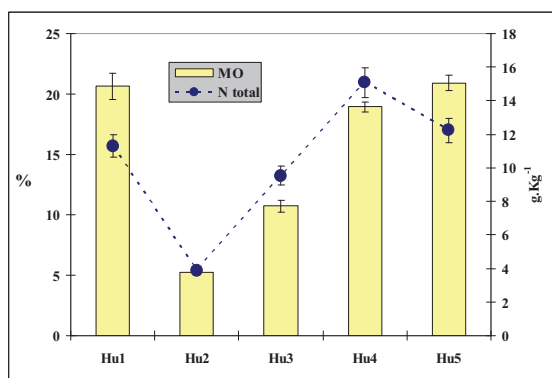


Figura 4-Hu. Relación entre MO y Nt

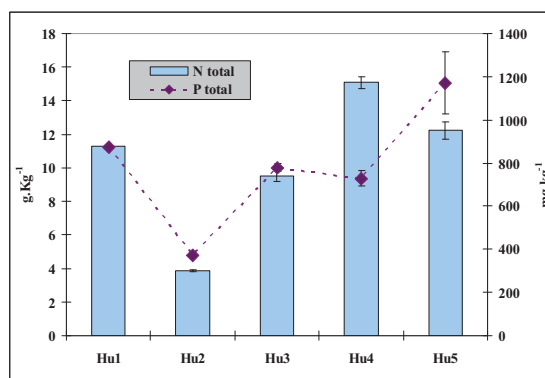


Figura 5-Hu. Relación entre Nt y Pt

Los datos de la materia orgánica expresados en la tabla se refieren a los análisis realizados con el método de oxidación con dicromato ya que al igual que otros autores (Arranz, 2004), se hicieron pruebas por el método de ignición y resultaron valores más altos. No obstante, puede decirse que, desde el momento en que se tenga la sospecha de la presencia de materia orgánica fósil y sulfuros asociados, ha de restarse importancia a la medida de la materia orgánica (Arranz, 2004).

Como ya se refirió anteriormente, numerosos investigadores encuentran que los impedimentos de carácter químico más limitantes para el establecimiento de la vegetación en escombreras abandonadas derivan de la falta de nitrógeno, fósforo y, en menor medida, de potasio. Los valores de nitrógeno, son altos excepto en la parcela Hu2 por lo ya comentado, pero los datos de la parcela Hu1 se refieren a nitrógeno inorgánico, no disponible para las plantas, lo cual implica que la relación C/N no se ajusta a la realidad.

En cuanto al fósforo, no parece el factor limitante de la implantación de la vegetación, pues los valores son altos en todos los puntos de muestreo, excepto en la parcela Hu2, seguramente por el lavado al que está sometida esta parcela.

Tabla 4-Hu. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos parámetros químicos para la mina de Hulla.

| Propiedades químicas | Factores | | Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|----------------------|----------|----------|----------|--------------|------------|----------------------|
| | Factor 1 | Factor 2 | | | | |
| Caliza | 0,398 | -0,362 | Factor 1 | 4,698 | 67,12 | 67,12 |
| Carbonatos | 0,398 | -0,362 | Factor 2 | 1,953 | 27,90 | 95,02 |
| CIC | 0,443 | 0,010 | | | | |
| MO | 0,332 | 0,471 | | | | |
| Nt | 0,427 | 0,247 | | | | |
| pH | 0,400 | -0,235 | | | | |
| Pt | 0,182 | 0,663 | | | | |

El análisis de componentes principales (ACP) efectuado sobre la matriz formada por los datos de las propiedades químicas y las parcelas de muestreo, presenta para la mina de Hulla, un porcentaje de varianza absorbida del 95,02 % en los dos ejes principales primeros (factor 1: 67,12 % y factor 2: 27,90 %).

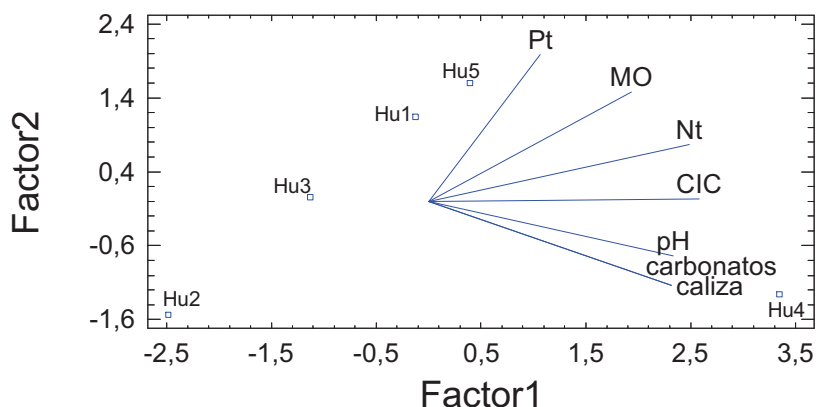


Figura 6-Hu. Análisis Componentes Principales (ACP). Representación del total de muestras en el espacio delimitado por el factor 1 (Nitrógeno total (Nt), CIC, pH, carbonatos y caliza) y el factor 2 (Fósforo total (Pt) y MO).

Los factores de carga de las variables en estos dos ejes principales se indican en la tabla 4-Hu. En el factor principal las variables de mayor peso son caliza, carbonatos, CIC, Nt y pH para el factor 1 en el extremo positivo y para el factor 2, MO y Pt en el eje positivo.

Al efectuar la representación espacial en los dos ejes principales primeros (figura 6-Hu) se observan diferentes tendencias de agrupación, las propiedades químicas como pH, carbonatos y caliza claramente presentan valores mayores para la parcela Hu4, una segunda asociación donde Pt, MO, Nt y CIC destacan en Hu1, Hu4 y H5 y un último, donde las parcelas Hu2 y Hu3 muestran los valores más bajos de estos parámetros.

A-3. METALES

Tabla 5-Hu. Elementos traza en las parcelas de la mina de Hulla

| ELEMENTOS TRAZA: mg metal ·kg ⁻¹ | | | | | | |
|---|-------|-------|-------|-------|-------|---------|
| METAL | Hu1 | Hu2 | Hu3 | Hu4 | Hu5 | I.F.(*) |
| Fe | 29662 | 11733 | 19861 | 6975 | 11252 | - |
| Al | 40549 | 6628 | 38334 | 10988 | 22022 | - |
| Mn | 100 | 53 | 132 | 256 | 275 | 1500 |
| Zn | 48 | 0 | 41 | 81 | 76 | 300 |
| Cu | 49 | 7,3 | 20 | 35 | 10 | 100 |
| Ni | 16 | 12 | 20 | 55 | 4 | 100 |
| Cr | 69 | 34 | 64 | 30 | 29 | 100 |
| Pb | 64 | 3,3 | 25 | 19 | 32 | 200 |
| Cd | 1,26 | 0,89 | 1,86 | 4,79 | 3,24 | 5 |

(*) Indice de fitotoxicidad según Kabata Pendias (1992)

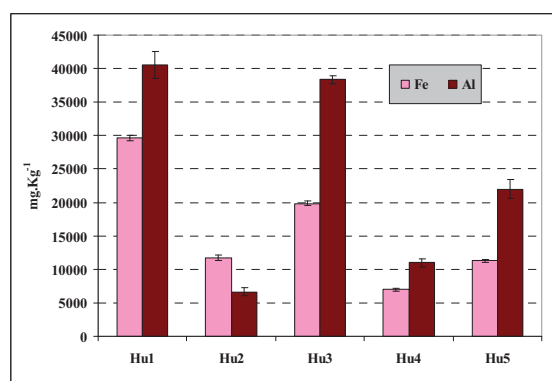


Figura 7-Hu. Elementos traza: Fe y Al.

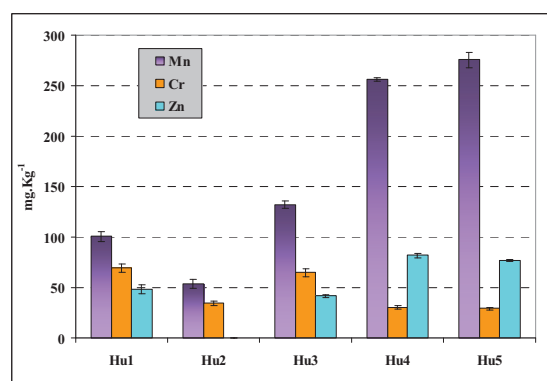


Figura 8-Hu. Elementos traza: Mn, Cr y Zn

En cuanto a elementos traza, vemos que todos se encuentran por debajo del umbral fitotóxico dado por Kabata Pendias y Pendias (1992), por lo cual no afecta a la instalación de la vegetación, que se encuentra presente en todos los puntos de muestreo, teniendo una amplia cobertura en parcela Hu4 y Hu5. Esta última corresponde a materiales más antiguos que el resto de puntos de muestreo, por lo que tiene un porcentaje importante de

colonización, con un número de taxones elevado. Esto indica que el factor tiempo es una condición básica para la revegetación natural. Sin embargo, la materia orgánica tiene un componente inorgánico importante al igual que el fósforo.

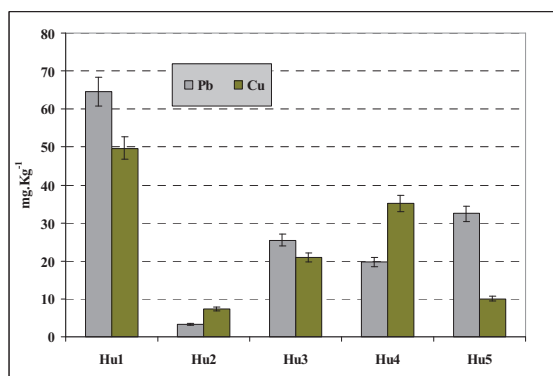


Figura 9-Hu. Elementos traza: Cu y Pb

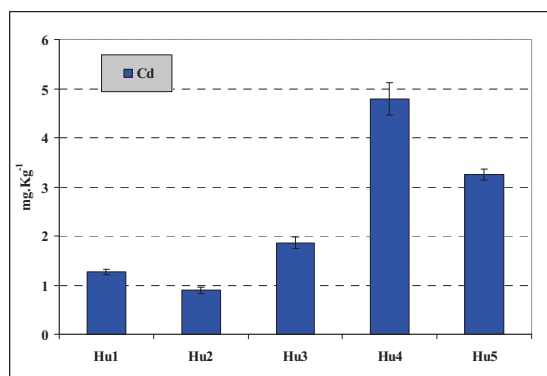


Figura 10-Hu. Elemento traza: Cd

Algunos metales que son muy abundantes en la muestra inicial de carbón Hulla (Fe, Al y en menor medida el Cr) sufren una disminución con la incorporación de la vegetación, mientras que ocurre todo lo contrario en el contenido de carbón oxidable, fósforo, nitrógeno, potasio, calcio y magnesio. El desarrollo de comunidades vegetales está en relación directa con la optimización de los parámetros agronómicos y de la biodisponibilidad de nutrientes en el suelo.

Tabla 6-Mn. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos metales para la mina de Hulla.

| Metales | Factores | | |
|---------|----------|----------|----------|
| | Factor 1 | Factor 2 | Factor 3 |
| Al | 0,383 | 0,242 | -0,233 |
| Cd | -0,360 | 0,366 | 0,013 |
| Cr | 0,436 | 0,116 | 0,129 |
| Cu | 0,207 | 0,424 | 0,434 |
| Fe | 0,460 | 0,107 | -0,013 |
| Mn | -0,313 | 0,360 | -0,381 |
| Ni | -0,212 | 0,288 | 0,695 |
| Pb | 0,320 | 0,367 | -0,208 |
| Zn | -0,183 | 0,505 | -0,261 |

| Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|----------|--------------|------------|----------------------|
| Factor 1 | 4,540 | 50,45 | 50,45 |
| Factor 2 | 3,031 | 33,68 | 84,13 |
| Factor 3 | 1,083 | 12,04 | 96,17 |

En la tabla 6-Mn aparecen los datos correspondientes a las tres primeras componentes (factor 1, factor 2 y factor 3) para el conjunto de metales y parcelas. Para dos factores, se explica el 84,13% de la varianza (50,45 % para la primera componente o factor y 33,68% para el segundo) parece conveniente incluir el tercer factor que explica un 12,04% más de la varianza, consiguiendo así un explicación total del 96,17%.

En la figura 11-Hu se representa el ACP para tres factores. Esta representación gráfica indica como las variables de mayor peso, para el factor 1 son Al, Cr, Fe en el extremo positivo; en el factor 2, Cd, Pb y Zn en el eje positivo y en el factor 3, Cu y Ni en el extremo positivo y Mn en el negativo.

Para esta mina se observa distintas tendencias de agrupación de los elementos traza con respecto a los puntos de muestreo:

- ✓ Al, Cr y Fe se asocia fundamentalmente a Hu1 y Hu3.
- ✓ Mn, Cd y Zn con Hu4 y Hu5.
- ✓ Pb y Cu con Hu 1.

En general es para la parcela Hu2, la que presenta menor concentración de metales, lo que ya se preveía dada las condiciones físicas y químicas de este punto de muestreo de la escombrera de Hulla.

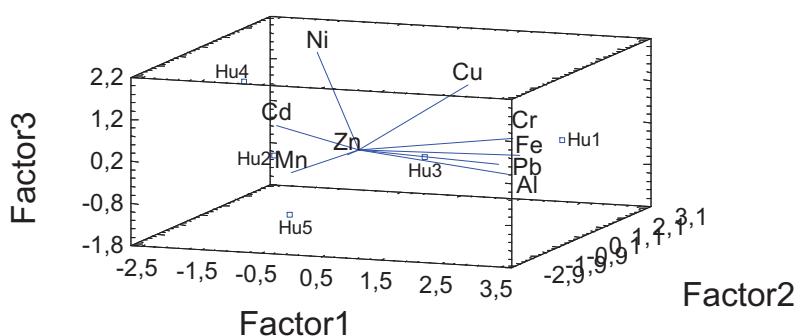


Figura 11-Hu. Análisis Componentes Principales (ACP). Representación del total de muestras en el espacio delimitado por el factor 1 (Al, Cr, Fe), factor 2 (Cd, Pb y Zn) y factor 3 (Cu, Mn y Ni).

B.-ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LA VEGETACIÓN

Las plantas inventariadas en las 5 parcelas se muestran en la tabla 7-Hu, donde se indica el nombre del taxón, la familia, biotipo y hábitat, junto con la cobertura de los taxones identificados en las 5 parcelas. Para la caracterización fitosociológico ver anexo II.

Tabla 7-Hu. Inventario florístico

| ESPECIE | FAMILIA | BIOTIPO | HÁBITAT | Hu1 | Hu2 | Hu3 | Hu4 | Hu5 |
|----------------------------------|-------------------------|---------|---------|-----|-----|-----|-----|-----|
| <i>Achillea millefolium</i> | <i>Asteraceae</i> | H | MC | | | | * | |
| <i>Agrostis castellana</i> | <i>Poaceae</i> | H | PX | * | + | | | |
| <i>Aira caryophylla</i> | <i>Poaceae</i> | T | CT | | | | | + |
| <i>Aira praecox</i> | <i>Poaceae</i> | T | CT | | | | * | |
| <i>Anthoxanthum odoratum</i> | <i>Poaceae</i> | H | PM | | | | + | |
| <i>Aphanes arvensis</i> | <i>Rosaceae</i> | T | CA | | | | | + |
| <i>Armeria arenaria</i> | <i>Plumbaginaceae</i> | H | MC | | | | * | |
| <i>Avenula sulcata</i> | <i>Poaceae</i> | H | MS | + | | + | + | |
| <i>Bellis perennis</i> | <i>Asteraceae</i> | H | PM | | | | + | |
| <i>Bromus hordeaceus</i> | <i>Poaceae</i> | T | CA | | | * | | |
| <i>Cerastium pumilum</i> | <i>Caryophyllaceae</i> | T | CT | | | + | | ++ |
| <i>Chamaespartium sagittale</i> | <i>Fabaceae</i> | C | PX | | | | ++ | |
| <i>Cruciata laevipes</i> | <i>Rubiaceae</i> | H | CN | | | | * | |
| <i>Cytisus scoparius</i> | <i>Fabaceae</i> | F | MS | | | | + | |
| <i>Dactylis hispanica</i> | <i>Poaceae</i> | H | PM | | + | * | | * |
| <i>Festuca rubra</i> | <i>Poaceae</i> | H | PX | | | | + | |
| <i>Filago pyramidata</i> | <i>Asteraceae</i> | T | CA | | | | * | |
| <i>Galium verum</i> | <i>Rubiaceae</i> | H | PX | | | | ++ | |
| <i>Genista occidentalis</i> | <i>Fabaceae</i> | C | MC | | | | * | |
| <i>Hieracium pilosella</i> | <i>Asteraceae</i> | H | PX | | + | | ++ | |
| <i>Hyacinthoides non-scripta</i> | <i>Liliaceae</i> | G | BC | | | | * | |
| <i>Hypericum perforatum</i> | <i>Guttiferae</i> | H | PX | | | * | + | |
| <i>Hypochoeris radicata</i> | <i>Asteraceae</i> | H | PM | | + | | + | |
| <i>Lotus corniculatus</i> | <i>Fabaceae</i> | H | PM | | | | * | |
| <i>Luzula campestris</i> | <i>Cyperaceae</i> | H | PX | | | | | + |
| <i>Malva moschata</i> | <i>Malvaceae</i> | H | PM | | | | + | |
| <i>Micropyrum tenellum</i> | <i>Poaceae</i> | T | CT | ++ | ++ | | * | + |
| <i>Nardus stricta</i> | <i>Poaceae</i> | H | PM | * | * | | | * |
| <i>Ornithopus perpusillus</i> | <i>Fabaceae</i> | T | CA | * | * | | | |
| <i>Parentucellia latifolia</i> | <i>Scrophulariaceae</i> | T | CA | | | | * | |
| <i>Plantago sphaerostachya</i> | <i>Plantaginaceae</i> | H | PX | | | | + | |
| <i>Poa angustifolia</i> | <i>Poaceae</i> | H | PX | | | | * | |
| <i>Polygala vulgaris</i> | <i>Polygalaceae</i> | H | PM | | | | + | |
| <i>Potentilla sterilis</i> | <i>Rosaceae</i> | H | BC | | | | + | |
| <i>Ranunculus paludosus</i> | <i>Ranunculaceae</i> | H | CA | | | | + | |
| <i>Reseda luteola</i> | <i>Resedaceae</i> | H | CN | | * | | * | |

| ESPECIE | FAMILIA | BIOTIPO | HÁBITAT | Hu1 | Hu2 | Hu3 | Hu4 | Hu5 |
|--------------------------------|------------------|---------|---------|-----|-----|-----|-----|-----|
| <i>Rhinanthus minor</i> | Scrophulariaceae | T | PM | | | | + | |
| <i>Rumex angiocarpus</i> | Polygonaceae | H | PX | ++ | + | ++ | + | ++ |
| <i>Sanguisorba balearica</i> | Rosaceae | H | PX | | | | + | |
| <i>Sedum album</i> | Crassulaceae | C | GR | | | | * | * |
| <i>Silene nutans</i> | Caryophyllaceae | H | BC | | | + | ++ | |
| <i>Spergularia rubra</i> | Caryophyllaceae | H | CA | * | * | | | + |
| <i>Teesdalia coronopifolia</i> | Brassicaceae | T | CT | | | | + | |
| <i>Teucrium pinnatifidum</i> | Lamiaceae | C | PX | | | * | * | |
| <i>Thymus polytrichus</i> | Lamiaceae | C | MC | | | | + | |
| <i>Trifolium ochroleucum</i> | Fabaceae | H | BC | | | | * | |
| <i>Trifolium pratense</i> | Fabaceae | H | PM | | | | * | |
| <i>Trifolium repens</i> | Fabaceae | H | PM | | | | ++ | |
| <i>Valerianella carinata</i> | Valerianaceae | T | CA | | | | + | |
| <i>Veronica arvensis</i> | Scrophulariaceae | T | CA | | | | | * |
| <i>Vicia nigra</i> | Fabaceae | T | CN | | | * | | |
| <i>Vulpia bromoides</i> | Poaceae | T | CT | | + | | + | |

Biotipos: T= Terófito; H= Hemicriptófito; C= Caméfito; G= Geófito; F= Fanerófito

Habitat: CT= Comunidad xerofítica; PX= Pastizal meso-xerófilo; CA=Comunidad arvenses y ruderal; BC=Bosques caducifolios; BM=Bosques mediterráneos; PM=Pastizales mesófilos; GR=Gleras pedregales y zonas rocosas; MC=Matorral calcícola; MS= Matorral silicícola; CN= Comunidad nitrófila

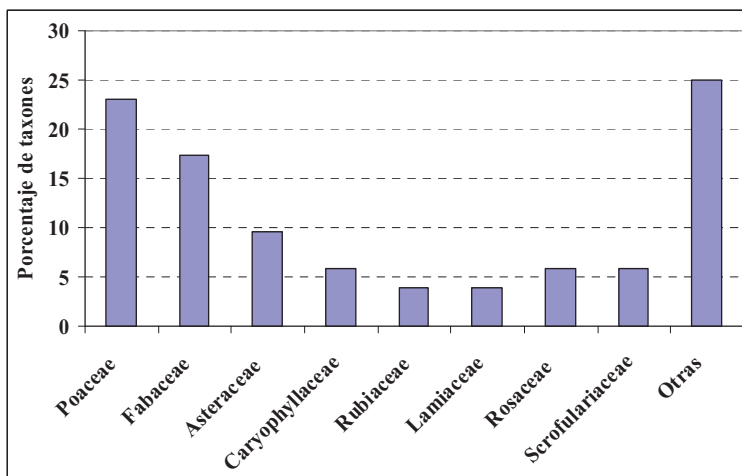
Cobertura: * Para una cobertura desde un ejemplar a un 5%

+ Para una cobertura >5% y < al 15%

++ Para una cobertura >15% y < al 30%

+++ Para una cobertura >30%

En la figura 12-Hu podemos ver que las tres familias que presentan un mayor número de taxones son Poaceae, Fabaceae y Asteraceae. Estos datos están en concordancia con los presentados por Alejandre *et al.* (2006), aunque el orden cambia para las Asteraceae, pues es la familia con mayor número de taxones en la provincia, seguida de las otras dos ya mencionadas.



| Familia | Nº Taxones | % |
|--------------|------------|------|
| Poaceae | 12 | 23,0 |
| Fabaceae | 9 | 17,3 |
| Asteraceae | 5 | 9,6 |
| Caryophylla. | 3 | 5,7 |
| Rubiaceae | 2 | 3,8 |
| Lamiaceae | 2 | 3,8 |
| Rosaceae | 3 | 5,7 |
| Scrofularia. | 3 | 5,7 |
| Otras | 13 | 25,0 |

Figura 12-Hu. Distribución de taxones por familias

Hay que señalar a la familia Polygonaceae, que a pesar de estar representada por un solo taxón –*Rumex acetosella* subsp *angiocarpus*-, es la que tiene una mayor presencia y cobertura en todos los puntos de muestreo. Estudios realizados en suelos mineros del norte de España (Becerril *et al.*, 2007), ya mostraban a otro taxón de este género, *Rumex acetosa*, como pseudometalofita capaz de acumular altos niveles de metales en sus hojas.

La especie *Micropyrum tenellum* merece la pena tenerse en cuenta, pues crece, al igual que la anterior en situaciones extremas de pH. Esta circunstancia es estimada en las estrategias de revegetación y estabilización de escombreras mineras, donde las más efectivas se han realizado con poblaciones de pseudometalofitas, utilizando varias especies de gramíneas de carácter exclusor (Johnson *et al.*, 1994).

El gran recubrimiento que presenta las parcelas Hu4, puede explicarse por encontrarse rodeada de un ecosistema poco alterado, siendo en estos casos la recuperación relativamente rápida sin intervención humana, siempre y cuando las condiciones edáficas alcancen un mínimo de calidad y las pendientes no sean excesivamente fuertes -caso de la parcela Hu2- (Arranz, 2004).

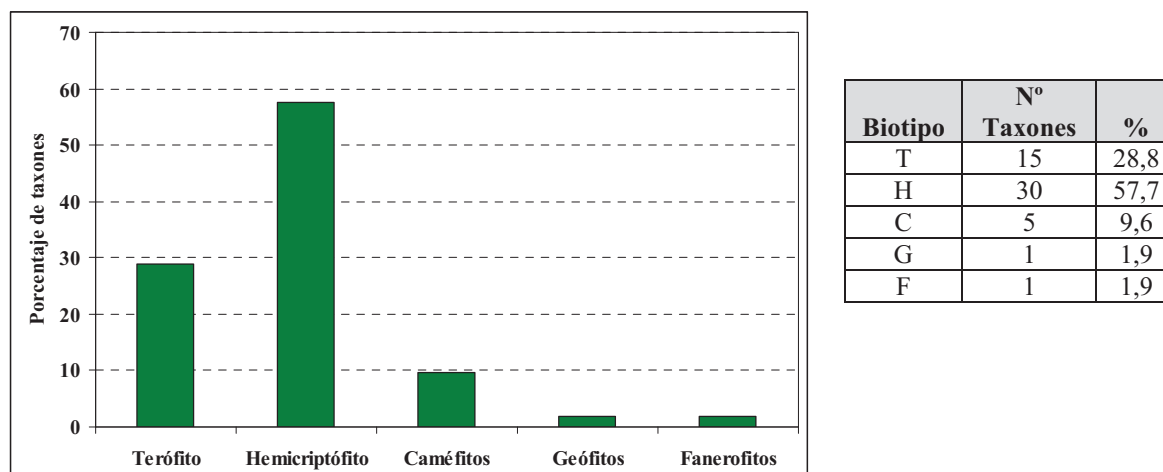


Figura 13-Hu. Distribución de taxones por biotipos

En la figura13-Hu vemos que el porcentaje de hemicriptófitos es superior al 50%, siendo 30 taxones de los 52 totales del muestreo los pertenecientes a este biotipo, seguidos del biotipo terófito con 15 taxones y un 38,8%. Esta circunstancia también es propia de la provincia y al igual que en el caso de las familias, coinciden con los datos de biotipos presentes en la provincia (Alejandre *et al.*, 2006).

Por último, en la figura 14-Hu tenemos representadas las 10 comunidades de hábitats que hemos definido para agrupar todos los taxones identificados en este estudio y podemos observar como en el caso de esta escombrera, los hábitats de pastizales mesoxerófilos y mesófilos (PX y PM), incluyen el 54% de los táxones seguido por las comunidades arvenses y ruderales con un 17%.

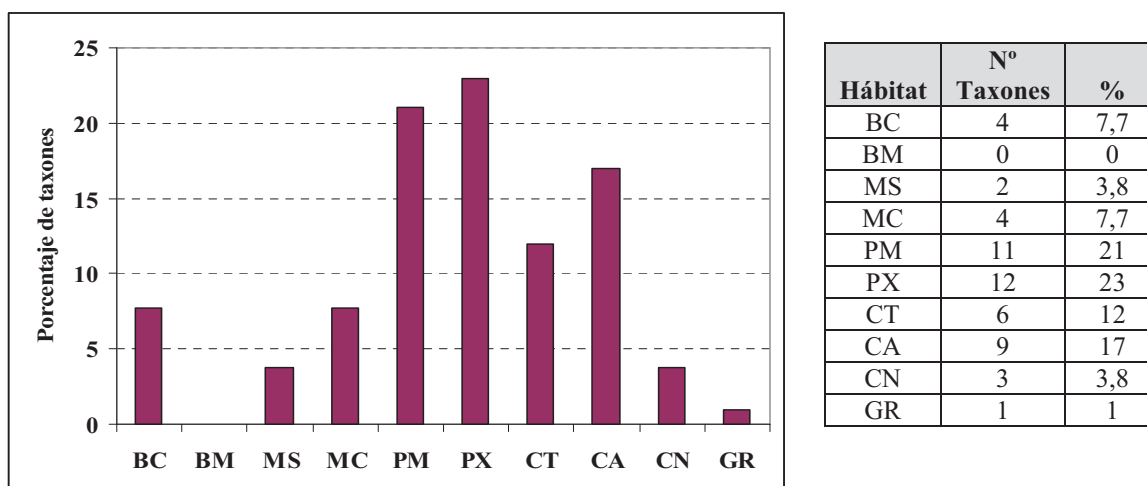


Figura 14-Hu. Distribución de taxones por hábitats

En cuanto a la relación con especies acumuladoras, o tolerantes de metales y mencionadas en la bibliografía para su uso en fitorremediación nos encontramos: tolerante al zinc, *Anthoxanthum odoratum* (Simon, 1997, Becerril *et al.*, 2007); al Ni, *Silene nutans* y *Micropyrum tenellum* (ambas acumuladoras de Ni en hojas) y como interesantes para usar en fitorremediación, *Bromus hordeaceus* (Prasad & Freitas, 2003).

Hay otro grupo de especies en este inventario citadas por Bradshaw & MacNeilly (1985) como capaces de crecer a concentraciones superiores a 5000 ppm de Cu y son: *Achillea millefolium*, *Bellis perennis*, *Plantago lanceolata*, *Hypochoeris radicata*, *Trifolium pratense*, *Trifolium repens* y *Dactylis glomerata*.

Festuca rubra ha sido citada por Prasad & Freitas (2003) como de interés para fitorremediación, por Becerril *et al.* (2007) en suelos contaminados con Pb, Zn y Cd y capaz de crecer en suelos con concentraciones de Cu superiores a 2000 ppm (Bradshaw & MacNeilly (1985). Sin embargo, solo está presente en la parcela Hu4.

Otro taxón sobre el cual se han realizados varios trabajos (Bañuelos *et al.*, 1989-1993) es *Lotus corniculatus*, dando lugar a su reconocido carácter como hiperacumulador de dos metales: Boro y Selenio. Presente en esta escombrera de forma solo puntual.

5.5.-MINA DE PLOMO DE PINEDA DE LA SIERRA.

En la mina “Carmina” de Plomo, situada a unos 10 Km de la localidad de Pineda de La Sierra, el plomo se extraía en forma de galena, con presencia de algo de zinc, en forma de blenda, estando la veta entre materiales silíceos, esquistos y cuarcitas Cámbricas (Anexo I). Su morfología es filoniana de origen sedimentario y su tamaño es pequeño. Es la mina más antigua de este estudio y su escombrera fue abandonada hace más de 100 años. Los materiales desechados eran depositados en las proximidades de la boca mina en forma de pequeños montículos (figura 1-Pb)



Figura 1-Pb.: Vista general de la escombrera de la mina de Pb de Pineda de La Sierra

Para esta escombrera, debido a su tamaño, se seleccionaron 3 parcelas de muestreo que llamaremos Pb1, Pb2 y Pb3 (Anexo III), todas situadas en el montículo más próximo a la boca de la mina.

Pb1.- En la cima del montículo que forma la escombrera, apenas tiene vegetación y son las gramíneas las que tienen más cobertura.

Pb2.- En el talud, con bastante pendiente, está más cubierta (casi 50%) y con más variedad de especies, destacando la presencia de la fresa silvestre (*Fragaria vesca*).

Pb3.- En la base y limitando con el bosque que rodea a la escombrera, tiene una cobertura del 100%, con gran variedad de especies, destacando sobre todo leguminosas y gramíneas.

A.-ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LOS SUELOS**A-1. PROPIEDADES FÍSICAS****Tabla 1-Pb.** Propiedades físicas de las parcelas en la mina de Plomo de Pineda

| PROPIEDADES FÍSICAS | | | |
|---|-------------|-------------|-------------|
| | Pb1 | Pb2 | Pb3 |
| Color * | HUE Y/R 4/2 | HUE Y/R 6/3 | HUE Y/R 5/2 |
| Humedad (%) | 0,84 | 1,14 | 2,26 |
| Textura | Arenoso | Arenoso | Arenoso |
| D. real ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) | 3,47 | 3,33 | 3,13 |
| D. aparente ($\text{g}\cdot\text{cm}^{-3}$) | 1,4 | 1,17 | 0,99 |
| Porosidad (%) | 51,01 | 55,09 | 59,42 |
| CRA** (%) | 41,60 | 48,32 | 80,32 |
| CE*** ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) | 268 | 263 | 241 |
| Separación uni. Real (%) | | | |
| >5.000 μs | 35,33 | 30,31 | 38,68 |
| 5000-2000 μs | 25,07 | 25,61 | 12,45 |
| 2000-200 μs | 36,16 | 37,08 | 37,48 |
| 200-100 μs | 3,04 | 5,11 | 6,33 |
| 100-50 μs | 0,36 | 1,98 | 4,0 |
| <50 μs | 0,03 | 0,25 | 1,07 |

(*) tablas de Müssell (**) Capacidad máxima de retención de agua (***) Conductividad eléctrica

Los materiales en los que se encuentra esta mina son silíceos (Anexo I), presentando una textura arenosa en las tres parcelas (tabla 1-Pb), que condiciona la existencia de una porosidad alta que va a favorecer el lavado de los materiales de la escombrera. Otro valor que está relacionado con los anteriores es la CRA, que si bien es baja en las parcelas Pb1, Pb2, no ocurre lo mismo en la Pb3. La densidad real, superior a 3 en todas las parcelas, es alta mientras que la densidad aparente es muy baja sobre todo en la parcela Pb3, lo cual unido a la situación de esta parcela en las proximidades del bosque (con un aporte mayor de suelo natural y vegetación) puede ser la causa del incremento de la CRA en esta última parcela.

Tabla 2-Pb. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos parámetros físicos para la mina de Pb.

| Propiedades físicas | Factores |
|---------------------|----------|
| | Factor 1 |
| CE | 0,445 |
| CRA | -0,444 |
| D aparente | 0,443 |
| D real | 0,453 |
| Porosidad | -0,450 |

| Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|----------|--------------|------------|----------------------|
| Factor 1 | 4,850 | 96,99 | 96,99 |

En este caso, se ha extraído un componente, ya que sólo un factor tenía un autovalor mayor o igual a 1,0. Esto explica el 96,99% de la variabilidad en los datos originales.

A-2. PROPIEDADES QUÍMICAS

Tabla 3-Pb. Propiedades químicas de las parcelas de la mina de Pb.

| PROPIEDADES QUÍMICAS | | | |
|--------------------------------|-------|-------|-------|
| | Pb1 | Pb2 | Pb3 |
| pH (H ₂ O) | 4,84 | 5,87 | 6,87 |
| pH (KCl 1N) | 4,23 | 4,83 | 5,78 |
| % CaCO ₃ total | 0 | 0 | 0 |
| % caliza activa | 0 | 0 | 0 |
| MO (%) | 3,16 | 2,72 | 14,89 |
| % C total | 1,83 | 1,58 | 8,66 |
| N total (g.kg ⁻¹) | 1,6 | 1,4 | 8,6 |
| C/N | 11,43 | 11,28 | 10,07 |
| P total (mg.kg ⁻¹) | 729 | 588 | 581 |
| CIC (mEq.100g ⁻¹) | 4,09 | 7,26 | 16,5 |
| Ca (mEq.100g ⁻¹) | 1,49 | 4,29 | 13,81 |
| Mg (mEq.100g ⁻¹) | 0 | 0,876 | 2,50 |
| K (mEq.100g ⁻¹) | 0,36 | 0,47 | 0,77 |
| Na (mEq.100g ⁻¹) | 0,10 | 0,07 | 0,19 |

(*) Los valores de los cationes Ca, Mg, K y Na incluyen al conjunto en solución y desplazables por el ión amonio del complejo de cambio. MO es la abreviatura de Materia Orgánica. CIC es Capacidad de Intercambio Cationico.

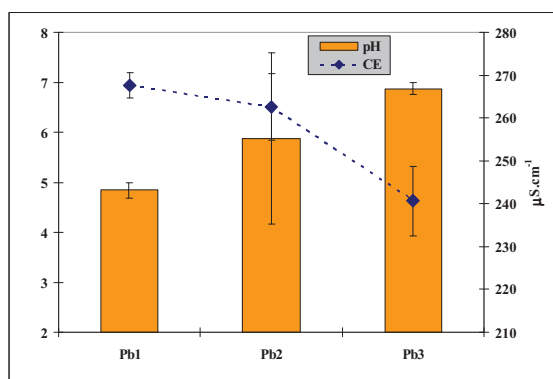


Figura 2-Pb. Relación entre pH y CE

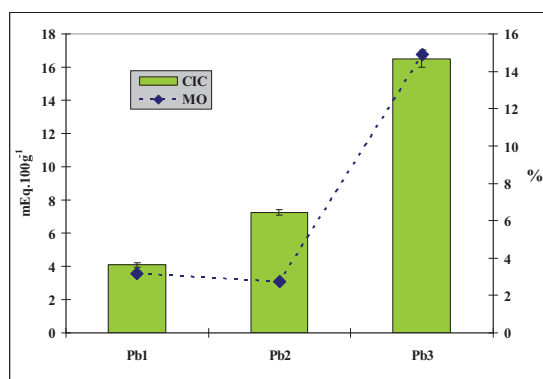


Figura 3-Pb. Relación entre CIC y MO

El pH de las parcelas es ácido aunque en la parcela Pb3 es casi neutro (figura 2-Pb), debido seguramente a su situación y circunstancias ya comentadas, que se aprecian claramente en el espectacular incremento de la MO, N total y CIC (figura 3-Pb, 4-Pb y 5-Pb), sin embargo no ocurre lo mismo con el fósforo, pues presenta valores altos en todas las parcelas, siendo en la parcela Pb1 incluso superiores. Este hecho junto a la ausencia en

las parcelas muestreadas de taxones de la familia fabáceas (con la excepción de *Cytisus scoparius*), da lugar a sospechar un origen inorgánico del fósforo, pues los materiales extraídos eran esquistos micáceos, ricos en carbón como lo demuestra la presencia de explotaciones de hulla en las proximidades.

En la figura 3-Pb se observa el incremento que sufre la CIC en la parcela 3, debido al gran desarrollo de la vegetación ya que está participa muy activamente en el intercambio iónico en ausencia de calcio (Kiekens, 1983; Aller & Deban, 1989)

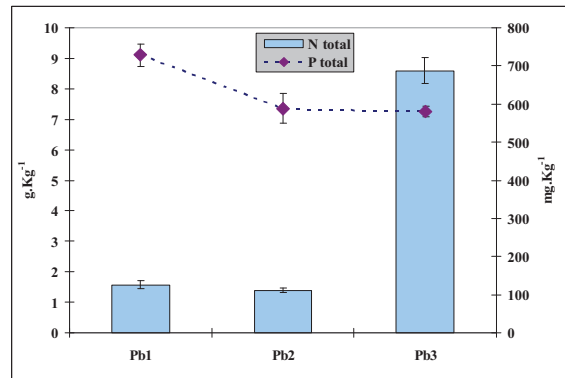
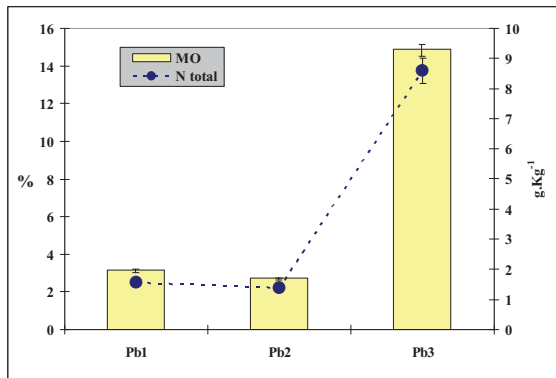


Figura 4-Pb. Relación entre MO y el Nt

Figura 5-Pb. Relación N total y P total

En la figura 4-Pb, se observa claramente que el nitrógeno está relacionado de modo directo con la MO, sufriendo una evolución paralela, en cambio el fósforo tiene una evolución independiente, indicando que este fósforo forma parte de los materiales geológica y no de la MO.

Tabla 4-Pb. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos parámetros químicos para la mina de de Pb.

| Propiedades químicas | Factores |
|----------------------|----------|
| | Factor 1 |
| CIC | 0,488 |
| MO | 0,456 |
| Nt | 0,438 |
| pH | 0,474 |
| Pt | -0,370 |

| Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|----------|--------------|------------|----------------------|
| Factor 1 | 4,196 | 83,92 | 83,92 |

En este caso, se ha extraído un componente, ya que sólo un factor tenía un autovalor mayor o igual a 1,0. Esto explica el 83,92% de la variabilidad en los datos originales.

De este análisis de componentes se deduce que no hay asociación entre los parámetros químicos analizados y los tres puntos de muestreo de la mina “Carmina” de plomo.

A-3. METALES

Tabla 5-Pb. Elementos traza en las parcelas de la mina de Plomo.

| ELEMENTOS TRAZA: mg metal ·kg ⁻¹ | | | | |
|---|-------|-------|-------|---------|
| METAL | Pb1 | Pb2 | Pb3 | I.F.(*) |
| Fe | 15062 | 15507 | 12102 | - |
| Al | 41274 | 46169 | 76400 | - |
| Mn | 703 | 467 | 649 | 1500 |
| Zn | 378 | 309 | 2570 | 300 |
| Cu | 18 | 13 | 61 | 100 |
| Ni | 12 | 14 | 38 | 100 |
| Cr | 45 | 40 | 70 | 100 |
| Pb | 56 | 194 | 373 | 200 |
| Cd | 4,01 | 1,25 | 7,69 | 5 |

(*) Indice de fitotoxicidad según Kabata Pendias & Pendias (1992)

Esta ecombrera y las dos de cobre, son las únicas en las cuales algunos metales se van incrementando a la par que aumenta la MO y el resto de parámetros edafogénicos.

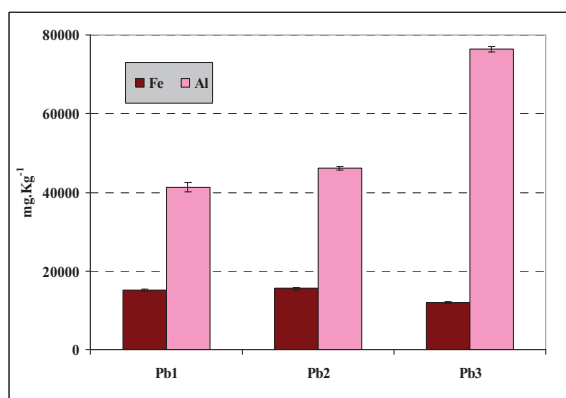


Figura 6-Pb. Elementos traza: Fe y Al.

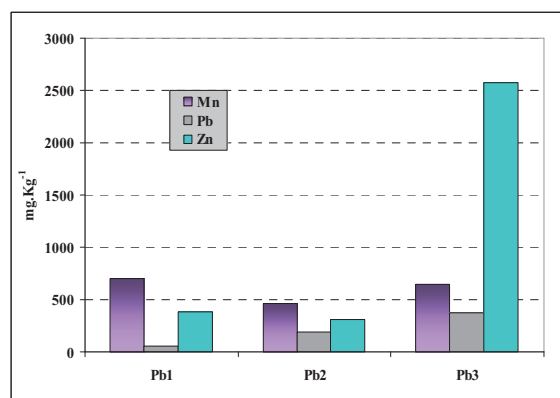


Figura 7-Pb. Metales: Mn, Pb y Zn.

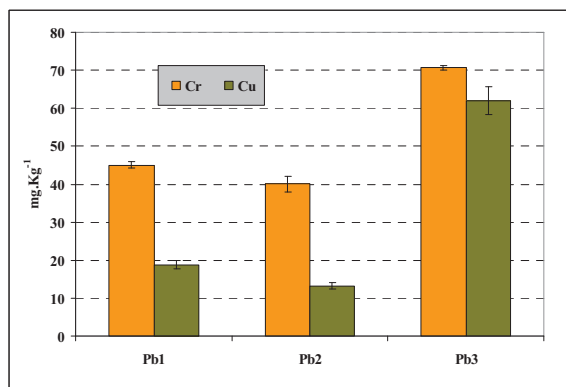


Figura 8-Pb. Elementos traza: Cr y Cu

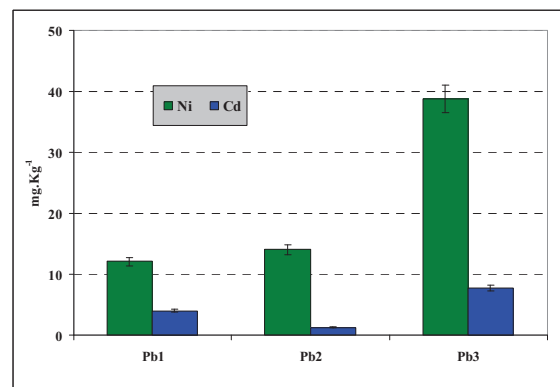


Figura 9-Pb. Elemento traza: Ni y Cd

El contenido en metales pesados en todas las parcelas es bajo, destacando como era de esperar el Pb y el Zn. Ambos presentan valores altos en la parcela Pb3. Siendo una explicación la relación que estos metales, e incluso otros como el Cromo y el Níquel, tienen en suelos arenosos con la materia orgánica, siendo retenidos por ella (Sheppard & Thibault, 1992; Bloomfield, 1981).

Tabla 6-Pb. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos metales para la mina de Pb.

| Metales | Factores | | Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|---------|----------|----------|----------|--------------|------------|----------------------|
| | Factor 1 | Factor 2 | | | | |
| Al | 0,353 | -0,177 | Factor 1 | 7,685 | 85,39 | 85,39 |
| Cd | 0,337 | 0,312 | Factor 2 | 1,315 | 14,61 | 100,00 |
| Cr | 0,359 | 0,070 | | | | |
| Cu | 0,360 | 0,017 | | | | |
| Fe | -0,360 | -0,039 | | | | |
| Mn | 0,133 | 0,810 | | | | |
| Ni | 0,357 | -0,125 | | | | |
| Pb | 0,312 | -0,436 | | | | |
| Zn | 0,360 | -0,042 | | | | |

El análisis de componentes principales (ACP) efectuado sobre la matriz formada por los datos de los metales y las parcelas de muestreo, presenta para la mina de Plomo, un porcentaje de varianza absorbida del 100 % en los dos ejes principales primeros (factor 1, 85,39 % y factor 2, 14,61 %).

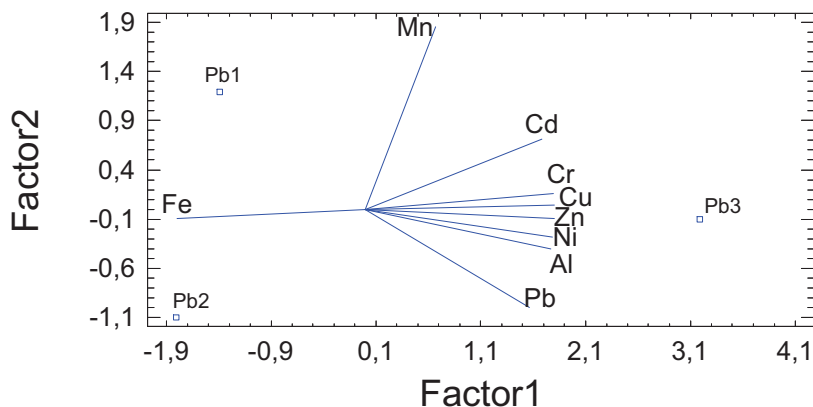


Figura 10-Pb. Análisis Componentes Principales (ACP). Representación del total de muestras en el espacio delimitado por el factor 1 (Cd, Cr, Cu, Zn Ni, Al y Fe), factor 2 (Mn y Pb).

De la tabla 6-Pb y la figura 10-Pb, se puede interpretar que:

- ✓ La parcela Pb3 presenta la mayor cantidad de metales como Cd, Cr, Cu, Zn, Ni, Al y Pb debido al lavado.
- ✓ La parcela Pb1 se asocia al Fe y al Mn.

El plomo se encuentra mayoritariamente asociado a óxidos de Fe y Mn (Shuman, 1977; Sims & Patric, 1978; Sposito, 1989) y cuando el pH es ácido, sufre lavado de sus bases, lo que puede motivar su acumulación en la base de la escombrera (parcela Pb3), como se ve en la figura 7-Pb. La movilidad de otros metales como el Ni, Cd, Cu, Zn y Cr también está relacionada con el pH.

El elemento que presenta los valores más altos en todas las parcelas es el Zn, estando en la Pb3 muy por encima de los valores fitotóxicos indicados por Kabata Pendias & Pendias (1986). Su explicación puede deberse tanto al pH como a la materia orgánica, como ya se ha comentado, por absorber ésta última grandes cantidades de Zn en condiciones ácidas (Stevenson & Ardakani, 1983) y otra explicación, sobre todo en la parcela Pb3, es la situación en la base de la escombrera, a la cual han llegado los sucesivos aportes de este elemento procedentes del lavado de los materiales situados en la cima donde está la parcela Pb1 -como también ocurre con el Pb y Cd-, durante los 100 años de abandono que tiene esta escombrera (Martínez & Motto, 2000), ya que existe un desnivel de más de 3 m, con una elevada pendiente (20-25 grados).

B.-ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LA VEGETACIÓN

Las plantas inventariadas en las 3 parcelas figuran en la tabla 7-Pb, donde se indica el nombre del taxón, familia, biotipo y hábitat, juntos con la cobertura de los taxones identificados en las 3 parcelas. Para la caracterización fitosociológica ver anexo II.

Tabla 7-Pb. Inventario florístico

| ESPECIE | FAMILIA | BIOT. | HÁB. | Pb1 | Pb2 | Pb3 |
|-----------------------------------|-----------------|-------|------|-----|-----|-----|
| <i>Achillea millefolium</i> | Asteraceae | H | PM | | | + |
| <i>Agrostis castellana</i> | Poaceae | H | PX | + | ++ | + |
| <i>Agrostis commista</i> | Poaceae | H | GR | | + | + |
| <i>Arenaria montana</i> | Caryophyllaceae | C | BC | | + | + |
| <i>Arrhenatherum bulbosum</i> | Poaceae | H | PM | + | + | ++ |
| <i>Brachypodium rupestre</i> | Poaceae | H | PX | | | * |
| <i>Bromus hordeaceus</i> | Poaceae | T | CA | | * | |
| <i>Calluna vulgaris</i> | Ericaceae | C | MS | | | + |
| <i>Campanula lusitanica</i> | Campanulaceae | T | CT | | * | |
| <i>Cardamine hirsuta</i> | Brassicaceae | T | CN | | | * |
| <i>Cerastium brachypetalum</i> | Caryophyllaceae | T | CT | | | + |
| <i>Chenopodium bonus-henricus</i> | Chenopodiaceae | H | CN | | | * |
| <i>Crataegus monogyna</i> | Rosaceae | F | BC | | | * |
| <i>Cynosurus echinatus</i> | Poaceae | T | CA | | | + |
| <i>Cystopteris fragilis</i> | Woodsiaceae | G | CN | | | * |
| <i>Cytisus scoparius</i> | Fabaceae | F | MS | | + | ++ |
| <i>Draba muralis</i> | Brassicaceae | T | CN | | | * |
| <i>Epilobium collinum</i> | Onagraceae | H | CN | | | * |
| <i>Equisetum arvense</i> | Equisetaceae | G | CN | | | * |
| <i>Erica arborea</i> | Ericaceae | F | BM | | | + |
| <i>Erica australis</i> | Ericaceae | F | MS | | | * |
| <i>Fragaria vesca</i> | Rosaceae | H | BC | + | ++ | + |
| <i>Galium verum</i> | Rubiaceae | H | PX | | | + |
| <i>Geranium lucidum</i> | Geraniaceae | T | CN | | | * |
| <i>Herniaria glabra</i> | Caryophyllaceae | C | CA | | + | |
| <i>Holcus lannatus</i> | Poaceae | H | PM | | | * |
| <i>Hypericum perforatum</i> | Guttiferae | H | PX | | | * |
| <i>Hypochoeris radicata</i> | Asteraceae | H | PM | | + | ++ |
| <i>Jasione montana</i> | Campanulaceae | T | CT | | | * |
| <i>Leontodom hispidus</i> | Asteraceae | H | PX | | | * |
| <i>Lotus corniculatus</i> | Fabaceae | H | PM | | | ++ |
| <i>Luzula campestris</i> | Cyperaceae | H | PX | | | + |
| <i>Micropyrum tenellum</i> | Poaceae | T | CT | | + | + |
| <i>Myosotis arvensis</i> | Boraginaceae | H | CA | | | * |
| <i>Ononis spinosa</i> | Fabaceae | C | PX | | | + |
| <i>Ornithogalum umbellatum</i> | Liliaceae | G | CA | | | * |

| ESPECIE | FAMILIA | BIOT. | HÁB. | Pb1 | Pb2 | Pb3 |
|-----------------------------|-------------------------|-------|------|-----|-----|-----|
| <i>Pinus sylvestris</i> | <i>Pinaceae</i> | F | BM | | * | |
| <i>Poa trivialis</i> | <i>Poaceae</i> | H | PM | | + | + |
| <i>Quercus faginea</i> | <i>Fagaceae</i> | F | BC | | * | |
| <i>Quercus pyrenaica</i> | <i>Fagaceae</i> | F | BC | | | * |
| <i>Ranunculus despectus</i> | <i>Ranunculaceae</i> | H | PM | | | * |
| <i>Ranunculus paludosus</i> | <i>Ranunculaceae</i> | H | CA | | | * |
| <i>Rhinanthus minor</i> | <i>Scrophulariaceae</i> | T | PM | | | + |
| <i>Rorippa pyrenaica</i> | <i>Brassicaceae</i> | H | CN | | + | ++ |
| <i>Rubus ulmifolius</i> | <i>Rosaceae</i> | F | BC | | | * |
| <i>Rumex angiocarpus</i> | <i>Polygonaceae</i> | H | PX | * | * | * |
| <i>Sanguisorba minor</i> | <i>Rosaceae</i> | H | PX | | + | + |
| <i>Sedum forsterianum</i> | <i>Crassulaceae</i> | C | GR | + | ++ | + |
| <i>Thymus polytrichus</i> | <i>Lamiaceae</i> | C | MC | * | ++ | + |
| <i>Veronica arvensis</i> | <i>Scrophulariaceae</i> | T | CA | | * | |
| <i>Veronica chamaedrys</i> | <i>Scrophulariaceae</i> | C | BC | | | * |
| <i>Vicia pyrenaica</i> | <i>Fabaceae</i> | H | GR | | | * |
| <i>Viola montcaunica</i> | <i>Violaceae</i> | H | MS | | | * |

Biotipo: T= Terófito; H= Hemicriptófito; C= Caméfito; G= Geófito; F= Fanerófito

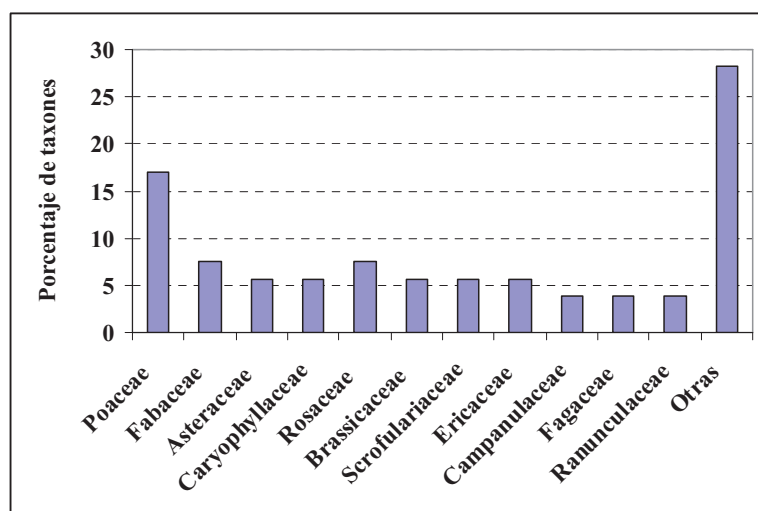
Habitat: CT= Comunidad xerofítica; PX= Pastizal meso-xerófilo; CA=Comunidad arvenses y ruderal; BC=Bosques caducifólios; BM=Bosques mediterráneos; PM=Pastizales mesófilos; GR=Gleras pedregales y zonas rocosas; MC=Matorral calcícola; MS= Matorral silicícola; CN= Comunidad nitrófila

Cobertura: * Para una cobertura desde un ejemplar a un 5%

+ Para una cobertura >5% y < al 15%

++ Para una cobertura >15% y < al 30%

+++ Para una cobertura >30%



| Familia | Nº Taxones | % |
|--------------|------------|------|
| Poaceae | 9 | 16,9 |
| Fabaceae | 4 | 7,5 |
| Asteraceae | 3 | 5,6 |
| Caryophyll. | 3 | 5,6 |
| Rosaceae | 4 | 7,5 |
| Brassicace. | 3 | 5,6 |
| Scrofularia. | 3 | 5,6 |
| Ericaceae | 3 | 5,6 |
| Campanula. | 2 | 3,7 |
| Fagaceae | 2 | 3,7 |
| Ranuncula. | 2 | 3,7 |
| Otras | 15 | 28,3 |

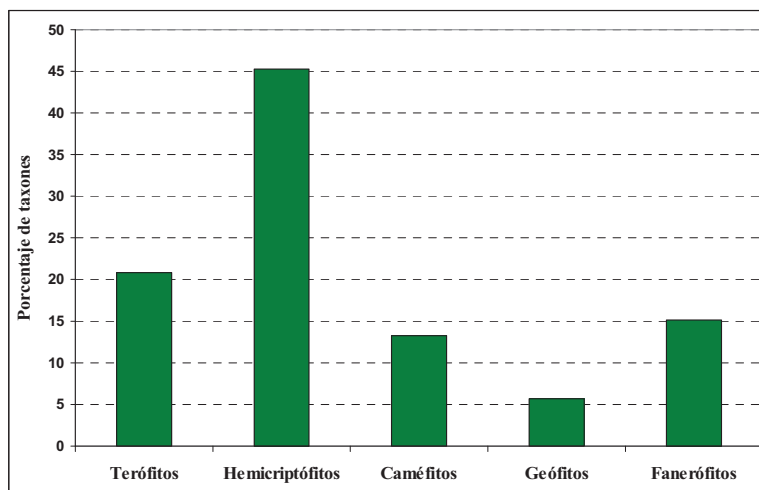
Figura 11-Pb. Distribución de taxones por familias

En la fig. 11-Pb, vemos la distribución de los 54 taxones por familias y es la familia Poaceae la mejor representada con 9 taxones (16,98%). Las familias Fabaceae y Rosaceae,

presentan 4 especies siendo *Fragaria vesca*, la especie con una cobertura importante en todas las parcelas.

A pesar de ser una escombrera con una superficie pequeña, resulta interesante analizar la composición florística que presenta pues está abandonada desde hace más de 100 años, lo que unido al lugar geográfico donde se ubica, con una altitud superior a 1400 m, a los materiales geológicos silíceos y al clima templado oceánico de la zona, resulta diferente al resto de escombreras estudiadas. Así, encontramos que del total de taxones (54), 30 son de distribución biogeográfica Atlántica y Eurosiberiana y solo 9 mediterráneas.

En ella aparecen puntualmente dos endemismos del sistema Ibérico: *Viola montcaunica* y *Campanula lusitanica*, esta última se encuentra también en la mina de manganeso sobre sustrato calizo. Otros taxones de interés son *Agrostis castellana*, *Arrhenatherum bulbosum*, *Fragaria vesca*, *Sedum forsterianum* y *Thymus polytrichus*, presentes en las tres parcelas y con una cobertura importante. *Cytisus scoparius* (en estado de plántula al igual que los brezos y los robles), *Hypochoeris radicata*, *Rorippa pyrenaica*, *Arenaria montana* y las gramíneas *Micropyrum tenellum* y *Poa trivialis*, en solo dos parcelas.



| Biotipo | Nº Taxones | % |
|---------|------------|------|
| T | 11 | 20,7 |
| H | 24 | 45,3 |
| C | 7 | 13,2 |
| G | 3 | 5,6 |
| F | 8 | 15,1 |

Figura 12-Pb. Distribución de taxones por biotipos

La figura 12-Pb, representa la distribución por biotipos que es la habitual en las escombreras de este estudio y esta en concordancia con el estudio florístico de la provincia (Alejandre *et al.*, 2006). Los hemicriptófitos, tienen el mayor porcentaje (45,3 % y 24 taxones), seguidos por los terófitos (20,7% y 11 taxones). Los biotipos caméfita y fanerófito (7 y 8 taxones), tienen un porcentaje en conjunto elevado (28%).

La abundancia del fanerófito *Cytisus scoparius*, no solo en las parcelas muestreadas, sino en toda la escombrera (figura 1-Pb), merece tenerse en cuenta pues este taxón ha sido muy utilizado en la regeneración de espacios contaminados por minería desde hace tiempo (Bermúdez de Castro *et al.*, 1988), así como en la regeneración de bosques quemados, con buenos resultados (Casal, 1987).

En la fig. 13-Pb vemos la distribución de taxones por hábitat. Los pastizales mesoxerófilos, representan el mayor porcentaje (16,98%), con 9 taxones. La comunidad nitrófila y el pastizal mesófilo, ambas con 8 taxones, representan el 15%, seguidas por la comunidad arvense y bosque caducifolio, con 7 taxones (13,21%). El matorral silicícola, presenta el mayor número de taxones en esta escombrera debido a su sustrato silíceo.

Destacan por su cobertura 2 hemicriptófitos: *Arrhenatherum bulbosum* y *Agrostis castellana*, especies característica de pastizales sobre sustratos silíceos pobres en bases. Ambas utilizadas en un estudio reciente sobre acumulación de los metales Zn y Cu en gramíneas (Pastor Piñeiro, 2008), llegando a la conclusión que ambas eran tolerantes a estos metales, pero la segunda se la puede considerar además acumuladora de Zn. Con anterioridad se habían estudiado otras gramíneas para este metal, encontrando como tolerante a otro taxón también presente, *Anthoxantum odoratum* (Simon, 1997 y Shaw, 1990).

Los taxones tolerantes al plomo presentes en el inventario son: *Agrostis castellana*, *Calluna vulgaris*, *Thymus polytrichus*, *Achillea millefolium*, *Hypochoeris radicata* y *Lotus corniculatus* (Becerril *et al.*, 2007).

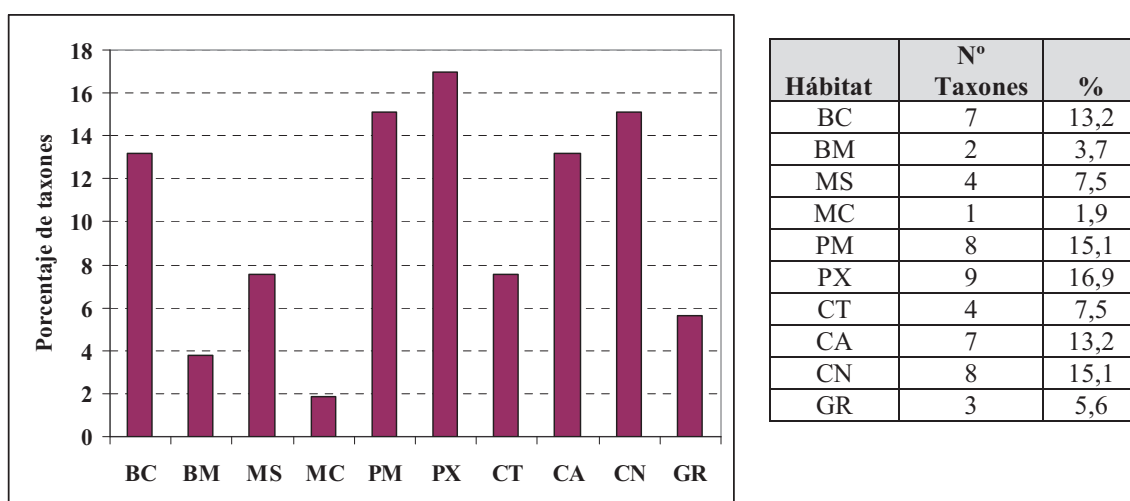


Figura 13-Pb. Distribución de los taxones por hábitats

Como vimos en las propiedades del suelo y con respecto al contenido de elementos traza, es la parcela Pb3 la que presenta mayor contenido en metales tóxicos siendo el Zinc muy superior a los límites de fitotoxicidad en esta parcela, sin embargo la total cobertura nos indica que los taxones desarrollados en ella han de estar necesariamente sometidos a estress (Barceló & Poschenrier, 1990), o bien que parte de estos metales se encuentren en alguna de las situaciones en que no pueden ser absorbidos por las plantas (García & Dorronsoro, 2005, García *et al.*, 2009, Prieto *et al.*, 2009), dando ventaja al mayor desarrollo de las que presentan tolerancia hacia los metales presentes, como es el caso de las gramíneas ya citadas.

5.6.-MINA DE COBRE DE LA LOCALIDAD DE PINEDA DE LA SIERRA

La mina de cobre esta situada a escasos 3 Km del pueblo de Pineda de la Sierra, en ella se explotaba cobre-gris en forma de fosfatos, que se encontraban entre areniscas y pizarras del Carbonífero (anexo I). Presenta una morfología filoniana, de tamaño pequeño e improductivo, siendo las rocas encajantes de origen sedimentario. El material de desecho se depositaba al lado de la boca de la mina en forma de pequeños montículos superpuestos (figura 1- Cup).



Figura 1-CuP.: Vista general de la escombrera de la mina de Cu de Pineda de La Sierra.

Se eligieron 3 parcelas de muestreo CuP1, CuP2, CuP3 (ver anexo III).

CuP1.- Situada en la proximidad del camino y en la parte superior de la escombrera. Presenta poca vegetación, estando formada por solo dos especies de las cuales una (*Micropyrum tenellum*), tiene gran cobertura.

CuP2.- Situada en la base del primer talud, se incrementa el número de taxones pero sigue siendo *Micropyrum tenellum* quien tiene el máximo de cobertura

CuP3.- Con cobertura de la vegetación del 100%, localizada en la base de la escombrera y con una ligera pendiente. Está separada del río Arlanzón por un pequeño prado.

A.-ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LOS SUELOS**A-1 PROPIEDADES FÍSICAS****Tabla 1-CuP.** Propiedades físicas de las parcelas de la mina de Cu de Pineda.

| PROPIEDADES FÍSICAS | | | |
|---|---------------|---------------|----------------|
| | CuP1 | CuP2 | CuP3 |
| Color * | HUE 10Y/R 5/3 | HUE 10Y/R 3/1 | HUE 10Y/R 3/3 |
| Humedad (%) | 0,9 | 2,4 | 4,1 |
| Textura | Arenoso | Arenoso | Franco-arenoso |
| D. real (g·cm⁻³) | 3,19 | 2,43 | 2,54 |
| D. aparente (g·cm⁻³) | 1,5 | 1,08 | 0,88 |
| Porosidad (%) | 53,03 | 55,55 | 65,30 |
| CRA** (%) | 48,9 | 81,2 | 91,5 |
| CE*** (μS.cm⁻¹) | 237 | 240 | 335 |
| Separación uni. Real (%) | | | |
| >5.000 μs | 61,80 | 52,63 | 43,15 |
| 5000-2000 μs | 12,13 | 12,83 | 10,30 |
| 2000-200 μs | 18,82 | 30,03 | 37,52 |
| 200-100 μs | 5,05 | 2,33 | 4,42 |
| 100-50 μs | 2,03 | 1,78 | 3,57 |
| <50 μs | 0,25 | 0,42 | 1,03 |

(*) tablas de Müssell (***) Capacidad máxima de retención de agua (****) Conductividad eléctrica

Los materiales que forman parte de este suelo tienen en las tres parcelas un alto porcentaje de gruesos, dando lugar a texturas arenosas y en la parcela CuP3 franco arenosa (tabla 1-CuP), que inciden en la retención de agua y el desarrollo vegetal (Barnhisel, 1977). Las densidades aparentes son bajas destacando en la parcela CuP1 el dato de 1,5 que no es realista desde el punto de vista de los materiales que forman la escombrera (esquistos cuarcíferos del Carbonífero), sirva de referencia la densidad real. La situación en la parcela CuP3, en la base de la montaña de escombros y lindando con un prado nitrófilo y húmedo por el que discurre un río, da lugar a un cambio apreciable en este parámetro, en invierno los materiales se rodean de abundante vegetación briofítica influyendo en la baja densidad aparente.

Esta mina es algo excepcional dentro de las explotaciones mineras de Burgos, ya que es la única existente en que el cobre era un sulfuro de cobre en lugar de carbonatos como ocurre en las minas de este elemento que se registraron en la provincia. Además se encuentra en las proximidades de otra mina de hulla e incluso aparecen restos de este carbón dentro de la propia escombrera.

Tabla 2-CuP. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos parámetros físicos para la mina de Cu Pineda.

| Propiedades físicas | Factores | Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|---------------------|----------|----------|--------------|------------|----------------------|
| | Factor 1 | | | | |
| CE | 0,413 | Factor 1 | 4,189 | 83,78 | 83,78 |
| CRA | 0,477 | | | | |
| D aparente | -0,484 | | | | |
| D real | -0,406 | | | | |
| Porosidad | 0,450 | | | | |

En el análisis de componentes principales (tabla 2-CuP) se ha extraído un componente, ya que sólo un factor tenía un autovalor mayor o igual a 1,0. Esto explica el 83,78% de la variabilidad en los datos originales.

A-2. PROPIEDADES QUÍMICAS

Tabla 3-CuP. Propiedades químicas de la mina de Cu de Pineda de la Sierra.

| PROPIEDADES QUÍMICAS | | | |
|--------------------------------|------|-------|-------|
| | CuP1 | CuP2 | CuP3 |
| pH (H ₂ O) | 4,45 | 4,44 | 4,96 |
| pH (KCl 1N) | 3,66 | 3,85 | 3,67 |
| % CaCO ₃ total | 0 | 0 | 0 |
| % caliza activa | 0 | 0 | 0 |
| MO (%) | 3,98 | 11,30 | 14,68 |
| % C total | 2,31 | 6,57 | 8,54 |
| N total (g.kg ⁻¹) | 1,44 | 3,90 | 6,72 |
| C/N | 16,1 | 16,8 | 12,7 |
| P total (mg.kg ⁻¹) | 802 | 804 | 958 |
| CIC (mEq.100g ⁻¹) | 8,45 | 15,09 | 17,28 |
| Ca (mEq.100g ⁻¹) | 3,93 | 6,63 | 8,10 |
| Mg (mEq.100g ⁻¹) | 1,74 | 3,11 | 1,61 |
| K (mEq.100g ⁻¹) | 0,44 | 0,35 | 0,54 |
| Na (mEq.100g ⁻¹) | 0,08 | 0,06 | 0,11 |

(*) Los valores de los cationes Ca, Mg, K y Na incluyen al conjunto en solución y desplazables por el ión amonio del complejo de cambio. MO es la abreviatura de Materia Orgánica. CIC es Capacidad de Intercambio Catiónico.

La concentración de sales es baja (fig. 2-CuP) en parte gracias a la ausencia de elementos carbonatados (Tessier *et al*, 1979), como se ve en la CIC que aumenta a medida que se incorpora la vegetación.

El pH es bajo sin ser extremo (figura 2-CuP) a ello ayuda la composición de los materiales geológicos, donde como ya se ha comentado hay presencia de esquistos con restos de carbón y por ello la presencia de óxidos de hierro piritosos. La materia orgánica resulta alta teniendo en cuenta estos materiales y el estadio incipiente de edafogénesis que presentan. Probablemente este carbón sea de origen inorgánico y no disponible para las plantas, al igual que buena parte del fósforo (Mc Ginnies & Crofts, 1986).

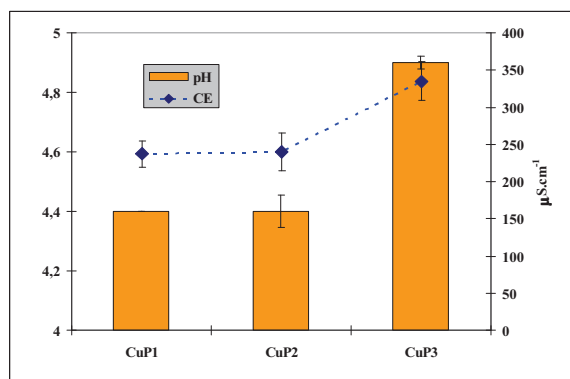


Figura 2-CuP. Relación entre pH y CE

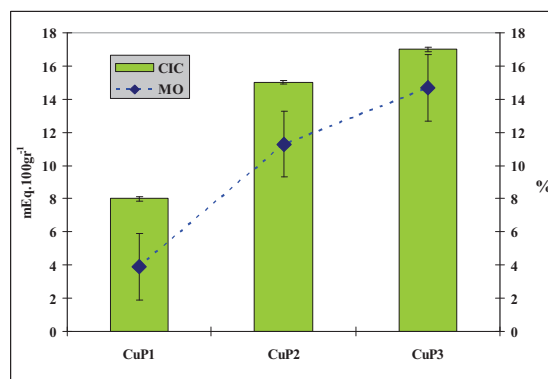


Figura 3-CuP. Relación entre CIC y M.O.

Otros dos nutrientes, que condicionan el desarrollo vegetativo, fósforo y nitrógeno, están relacionados con la materia orgánica tanto de origen orgánico como inorgánico. Los valores que presenta el nitrógeno en la parcela CuP1 son muy bajos (quizás es lo que impide la instalación de la vegetación), mientras que el fósforo es alto en todas las parcelas, aunque está formando parte de ese componente inorgánico que no es disponible para la vegetación (Bradshaw & Chadwick, 1988), figuras 4-CuP y 5-CuP.

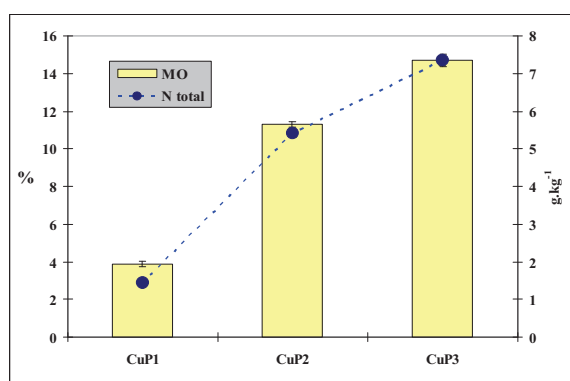


Figura 4-CuP. Relación MO y N total

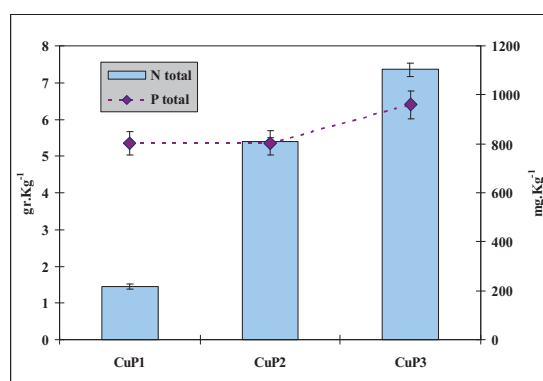


Figura 5-CuP. Relación N total y P total

En las propiedades químicas de la mina de Cu de Pineda (tabla 4-CuP), al igual que en las propiedades físicas, se ha extraído un factor ya que sólo un factor tenía un autovalor mayor o igual a 1,0. Esto explica el 81,17% de la variabilidad en los datos originales.

Tabla 4-CuP. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos parámetros químicos para la mina de Cu Pineda.

| Propiedades químicas | Factores | Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|----------------------|----------|----------|--------------|------------|----------------------|
| | Factor 1 | Factor 1 | 4,059 | 81,17 | 81,17 |
| CIC | 0,469 | | | | |
| MO | 0,379 | | | | |
| Nt | 0,496 | | | | |
| pH | 0,438 | | | | |
| Pt | 0,444 | | | | |

A-3. METALES**Tabla 5-CuP.** Elementos traza en las parcelas de la mina de Cu de Pineda de La Sierra.

| ELEMENTOS TRAZA: mg metal · kg ⁻¹ | | | | |
|--|------|------|------|---------|
| METAL | CuP1 | CuP2 | CuP3 | I.F.(*) |
| Fe | 4107 | 4040 | 8849 | - |
| Al | 8555 | 8941 | 1579 | - |
| Mn | 507 | 466 | 309 | 1500 |
| Zn | 7 | 34 | 55 | 300 |
| Cu | 822 | 832 | 214 | 100 |
| Ni | 11 | 94 | 116 | 100 |
| Cr | 10 | 14 | 18 | 100 |
| Pb | 18 | 48 | 97 | 200 |
| Cd | 0,14 | 2,80 | 8,41 | 5 |

(*) Indice de fitotoxicidad según Kabata Pendias & Pendias (1992)

De los elementos traza solo se encuentra por encima del nivel fitotóxico dado por Kabata Pendias & Pendias (1992) el cobre -como era de esperar-, pero hay que destacar que en la CuP3, disminuye y se aproxima más al umbral de fitotoxicidad. Los motivos quedan ya explicados por la situación de esta parcela. Por otro lado, los valores bajos de cobre, junto el hecho de ser una escombrera pequeña y rodeada de vegetación natural (bosque de *Pinus sylvestris*), puede ser la causa que favorezcan la incorporación casi masiva de vegetación en ella.

El hecho de que el valor traza del cobre sea mayor en las parcelas CuP1 y CuP2, implica que no existe lavado de este metal, probablemente por formar parte de la estructura sólida de los materiales y no pasar a la fracción soluble (Mattigod *et al.*, 1986), o bien por haber sido incorporado a la estructura de la materia orgánica de la parcela CuP3. Sin embargo otros metales como el Ni, Cr, Pb, Cd y Zn si sufren un ligero incremento en ésta parcela, ocurriendo algo parecido a lo ya explicado para la parcela Pb3 de la escombrera de plomo.

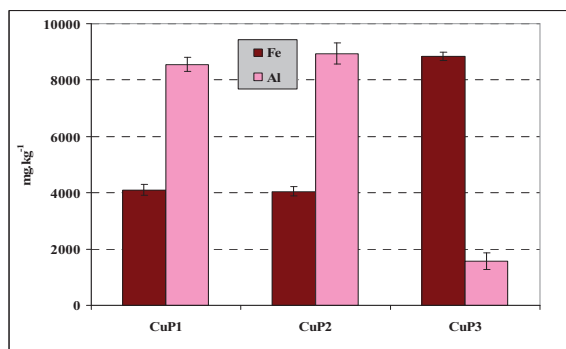


Figura 6-CuP. Elementos traza: Fe y Al.

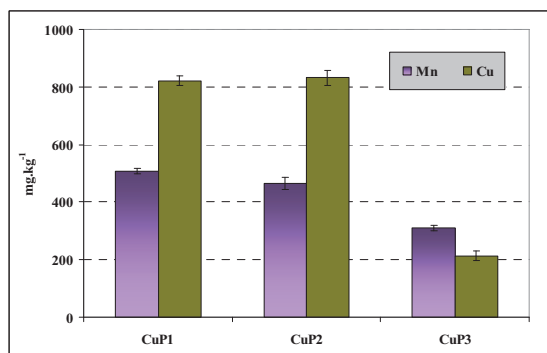


Figura 7-CuP. Elementos traza: Mn y Cu

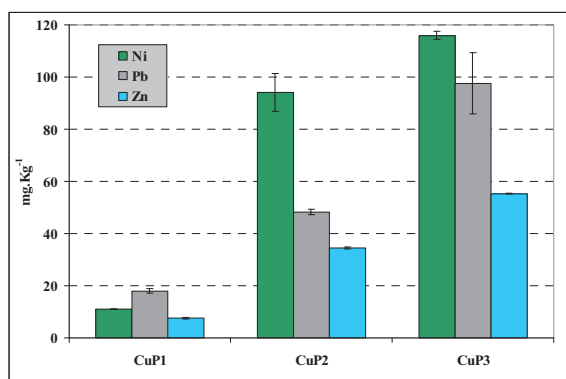


Figura 8-CuP. Elementos traza: Zn y Pb

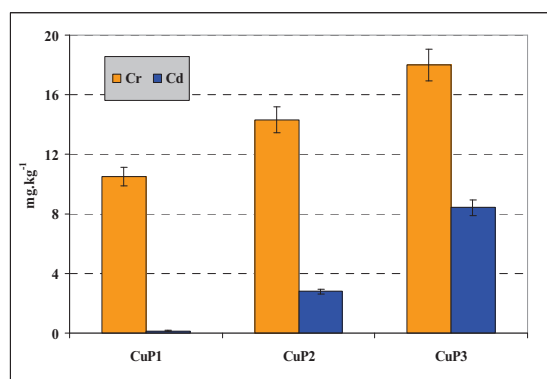


Figura 9-CuP. Elemento traza: Cd y Cr

Tabla 6-CuP. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos metales para la mina de Cu Pineda.

| Metales | Factores |
|---------|----------|
| | Factor 1 |
| Al | 0,326 |
| Cd | -0,348 |
| Cr | -0,339 |
| Cu | 0,330 |
| Fe | -0,330 |
| Mn | 0,345 |
| Ni | -0,298 |
| Pb | -0,346 |
| Zn | -0,333 |

| Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|----------|--------------|------------|----------------------|
| Factor 1 | 8,272 | 91,91 | 91,91 |

Para los metales, se ha extraído un factor, ya que sólo un factor tenía un autovalor mayor o igual a 1,0 (91% varianza acumulada).

B.-ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LA VEGETACIÓN

Las plantas inventariadas en las 3 parcelas, se muestran en la tabla 7-CuP, donde se indica el nombre del taxón, familia, biotipo y hábitat, juntos con la cobertura de los taxones identificados en las 3 parcelas. Para la caracterización fitosociológica ver anexoII.

Tabla 7-CuP. Inventario florístico

| ESPECIE | FAMILIA | BIOT. | HÁB. | CuP1 | CuP2 | CuP3 |
|-------------------------------|-----------------------|-------|------|------|------|------|
| <i>Achillea millefolium</i> | <i>Asteraceae</i> | H | PM | | | * |
| <i>Agrostis castellana</i> | <i>Poaceae</i> | H | PX | | ++ | |
| <i>Agrostis commista</i> | <i>Poaceae</i> | H | GR | | | + |
| <i>Aira praecox</i> | <i>Poaceae</i> | T | CT | | | + |
| <i>Anthoxanthum odoratum</i> | <i>Poaceae</i> | H | PM | | | * |
| <i>Arnoseris minima</i> | <i>Asteraceae</i> | T | CA | | ++ | |
| <i>Arrhenatherum bulbosum</i> | <i>Poaceae</i> | H | PM | | * | |
| <i>Bombycilaena erecta</i> | <i>Asteraceae</i> | T | CT | | + | |
| <i>Briza media</i> | <i>Poaceae</i> | H | PX | | | * |
| <i>Carum verticillatum</i> | <i>Apiaceae</i> | H | PM | | | * |
| <i>Conopodium majus</i> | <i>Apiaceae</i> | G | BC | | | * |
| <i>Cytisus scoparius</i> | <i>Fabaceae</i> | F | MS | | | + |
| <i>Festuca rubra</i> | <i>Poaceae</i> | H | PX | | | + |
| <i>Filago pyramidata</i> | <i>Asteraceae</i> | T | CA | | | * |
| <i>Galeopsis angustifolia</i> | <i>Lamiaceae</i> | T | GR | | | * |
| <i>Genista anglica</i> | <i>Fabaceae</i> | C | MS | | | * |
| <i>Hieracium pilosella</i> | <i>Asteraceae</i> | H | MC | | + | ++ |
| <i>Hypericum perforatum</i> | <i>Guttiferae</i> | H | PX | | | * |
| <i>Hypochoeris radicata</i> | <i>Asteraceae</i> | H | PM | | | + |
| <i>Hieracium pilosella</i> | <i>Campanulaceae</i> | T | CT | | | + |
| <i>Leucanthemum pallens</i> | <i>Asteraceae</i> | H | PX | | | * |
| <i>Micropyrum tenellum</i> | <i>Poaceae</i> | T | CT | +++ | +++ | + |
| <i>Nardus stricta</i> | <i>Poaceae</i> | H | PM | | | + |
| <i>Ononis spinosa</i> | <i>Fabaceae</i> | C | PX | | | + |
| <i>Pinus sylvestris</i> | <i>Pinaceae</i> | F | BM | | * | |
| <i>Plantago serpentina</i> | <i>Plantaginaceae</i> | H | PM | | | * |
| <i>Rumex angiocarpus</i> | <i>Polygonaceae</i> | H | PX | + | ++ | + |
| <i>Vaccinium myrtillus</i> | <i>Ericaceae</i> | C | MS | | ++ | |

Biotipo: T= Terófito; H= Hemicriptófito; C= Caméfito; G= Geófito; F= Fanerófito

Habitat: CT= Comunidad xerofítica; PX= Pastizal meso-xerófilo; CA=Comunidad arvenses y ruderal; BC=Bosques caducifolios; BM=Bosques mediterráneos; PM=Pastizales mesófilos; GR=Gleras pedregales y zonas rocosas; MC=Matorral calcícola; MS= Matorral silicícola; CN= Comunidad nitrófila

Cobertura: * Para una cobertura desde un ejemplar a un 5%

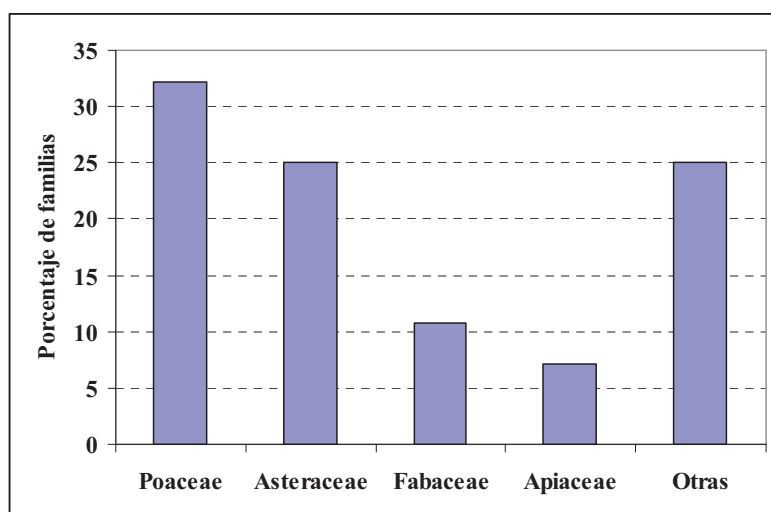
+ Para una cobertura >5% y < al 15%

++ Para una cobertura >15% y < al 30%

+++ Para una cobertura >30%

Esta escombrera se encuentra a escasos 10 km de la escombrera de la Mina Carmina de plomo, por lo cual el clima sigue siendo el mismo (templado oceánico) y aunque la superficie que ocupa es parecida, la riqueza florística que presenta es casi la mitad (28 taxones).

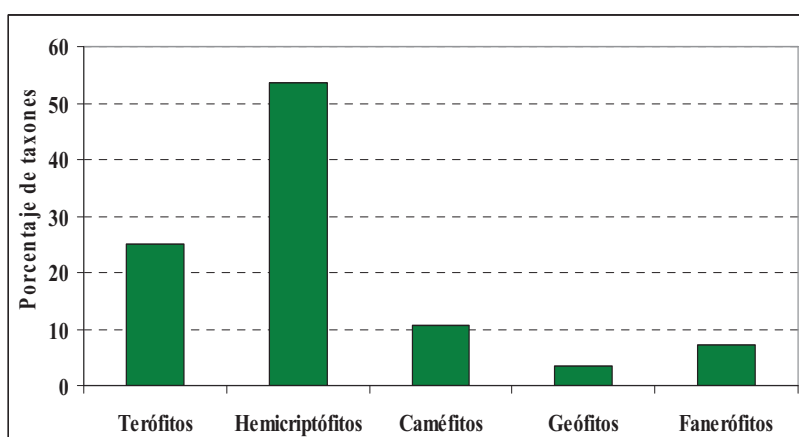
Dentro de los táxones destaca por su cobertura y presencia *Micropyrum tenellum* pues es la única especie que coloniza la parcela CuP1, junto a unos pocos ejemplares de *Rumex acetosella* subsp. *angiocarpus*. Este taxón y el anterior están presentes en las tres parcelas. Otras especies muy frecuentes en la parcela CuP2 son *Agrostis castellana*, *Arnoseris minima* y *Vaccinium myrtillus*.



| Familia | Nº Taxones | % |
|------------|------------|------|
| Poaceae | 9 | 32,1 |
| Asteraceae | 7 | 25 |
| Fabaceae | 3 | 10,7 |
| Apiaceae | 2 | 7,1 |
| Otras | 7 | 25 |

Figura 10-CuP. Distribución de taxones por familias

En la fig. 10-CuP vemos la distribución de los 28 taxones por familias, donde entre las familias Poaceae y Asteraceae, con 9 y 7 taxones respectivamente, suman más del 55%, seguidas por Fabaceae con 3 taxones (10,71%) y Apiaceae con 2 taxones (7,14%), el resto de familias (7), solo tienen un taxón y en conjunto representan el 25%.



| Biotipo | Nº Taxones | % |
|---------|------------|------|
| T | 7 | 25 |
| H | 15 | 53,5 |
| C | 3 | 10,7 |
| G | 1 | 3,5 |
| F | 2 | 7,1 |

Figura 11-CuP. Distribución de taxones por biotipos

La fig.11-CuP, representa la distribución por biotipos, que se corresponden con el resto de escombreras de este estudio y con los datos obtenidos en el estudio florístico de la provincia (Alejandre *et al.*, 2006). Los hemicriptófitos, con 15 taxones representan más de la mitad de especies inventariadas (53,57%), seguidos por los terófitos (7 y 25%). El resto: geófitos, cáme fitos y fanerófitos (1, 3 y 2 taxones respectivamente), tienen un porcentaje en conjunto de (21,4%).

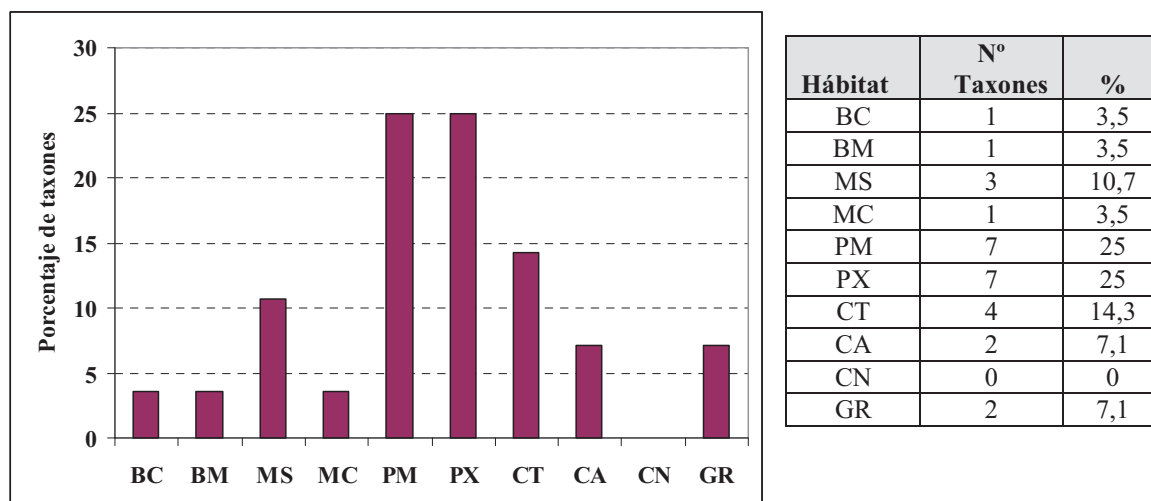


Figura 12-CuP. Distribución de taxones por hábitats

La figura 12-CuP, muestra la distribución por hábitats de los 28 taxones y destacan los dos de pastizales: mesófilo y mesoxerófilo, ambos con 7 taxones y un 50% en conjunto. Estos taxones se encuentran en su mayoría en el muestreo de la parcela CuP3 situada en la orilla de río y lindante con un pequeño pastizal que la separa del mismo.

El único metal pesado que presenta niveles por encima del índice de fitotoxicidad (Kabata Pendias & Pendias, 1992), es el cobre en todas las parcelas, siendo más alto en CuP1 y CuP2.

Los taxones tolerantes al cobre y presentes en el inventario son: *Achillea millefolium* (Jochimsem, 2001) *Hypochoeris radicata* y *Festuca rubra* (Bradshaw & MacNeilly, 1985), los tres solo están en la parcela CuP3.

Estos dos últimos, *Hypochoeris radicata* y *Festuca rubra*, son también tolerantes a Pb y Zn, al igual que *Agrostis castellana*, *Hieracium pilosella* y *Anthoxanthum odoratum* (Pastor Piñeiro, 2008, Becerril *et al.*, 2007, Simon, 1997, Shaw, 1989). El taxón *Micropyrum tenellum*, de gran cobertura en las parcelas CuP1 y CuP2, es acumulador de Ni en hojas y considerado como interesante para su uso en fitorremediación, al igual que el taxón *Nardus stricta* (Prasad & Freitas 2003), presente únicamente en la parcela CuP3.

5.7.-MINA DE COBRE DE RUPELO.

La mina de Cobre de Rupelo, está situada en el término municipal de Villaespasa y ha sido llamada Santa Catalina, el cobre se extraía como carbonatos en forma de malaquita y azurita que estaban inmersas en areniscas Aptenses Cretácicas (Anexo I). Presenta morfología filoniana de tamaño pequeño e improductivo, siendo las rocas de origen sedimentario. Los materiales desechados eran depositados en las proximidades de la boca mina en forma de pequeños montículos (figura 1-CuR).



Figura 1-CuR.: Vista general de la escombrera de la mina de Cu de Rupelo.

Para esta escombrera se seleccionaron 3 puntos de muestreo que llamaremos CuR1, CuR2, CuR3. (Ver anexo III)

CuR1.- No presenta nada de vegetación, situada en la cima de la pequeña montaña que forma la escombrera y donde se pueden ver aún los restos de los metales Malaquita y Azurita que eran explotados.

CuR2.- En la ladera, con poca vegetación, pero la existente con importante cobertura, como es el caso de *Plantago maritima* subsp. *serpentina*.

CuR3.- Situada en la base y en el borde del bosque de quejigos y encina que rodea la escombrera. Presenta una cobertura total y una gran variedad de especies, destacando leguminosas y compuestas.

A.-ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LOS SUELOS

A-1. PROPIEDADES FÍSICAS

Tabla 1-CuR. Propiedades físicas de las parcelas en la mina de Cu Rupelo

| PROPIEDADES FÍSICAS | | | |
|------------------------------------|---------|----------------|------------------------|
| | CuR1 | CuR2 | CuR3 |
| Color * | 5Y 7/1 | 5YR 6/2 | 5YR 3/4 |
| Humedad (%) | 0,26 | 0,78 | 1,04 |
| Textura | Arenoso | Franco-arenoso | Franco-arcillo arenoso |
| D. real (g·cm ⁻³) | 3,6 | 3,5 | 3,4 |
| D. aparente (g·cm ⁻³) | 1,3 | 1,3 | 1,2 |
| Porosidad (%) | 57 | 54 | 51 |
| CRA** (%) | 35 | 42 | 54 |
| CE*** (μS· cm ⁻¹) | 257 | 268 | 386 |
| Separación uni. Real (%) | | | |
| >5.000 μs | 2,28 | 1,03 | 3,64 |
| 5000-2000 μs | 5,87 | 13,26 | 10,92 |
| 2000-200 μs | 83,68 | 73,64 | 67,85 |
| 200-100 μs | 6,60 | 8,79 | 10,64 |
| 100-50 μs | 1,7 | 0,3 | 6,28 |
| <50 μs | 0,37 | 0,63 | 1,1 |

(*) tablas de Müssell (** *) Capacidad máxima de retención de agua (***) Conductividad eléctrica

Las propiedades físicas son las que tardan más tiempo en modificarse (Vogel, 1975), siendo en muchos casos la baja capacidad de retener agua el motivo de la ausencia de vegetación (Barnhisel, 1977), como es el caso de la parcela CuR1. La existencia de macroporos, debidos en buena parte a la composición inicial del material original, junto con la situación de los mismos, dá lugar a la ausencia total de vegetación en dicha parcela.

Tabla 2-CuR. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos parámetros físicos para la mina de Cu Rupelo.

| Propiedades físicas | Factores | Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|---------------------|----------|----------|--------------|------------|----------------------|
| | Factor 1 | | | | |
| CE | 0,446 | Factor 1 | 4,760 | 95,20 | 95,20 |
| CRA | 0,457 | | | | |
| D aparente | -0,437 | | | | |
| D real | -0,447 | | | | |
| Porosidad | -0,447 | | | | |

Para las propiedades físicas de esta mina, se ha extraído un único factor con un autovalor del 4,760, siendo el resto de los factores inferiores a 1, este análisis explica un porcentaje de varianza acumulada del 95,20%.

A-2. PROPIEDADES QUÍMICAS

Tabla 3-CuR. Propiedades químicas de las parcelas de Cu Rupelo.

| PROPIEDADES QUÍMICAS | | | |
|--------------------------------|------|------|-------|
| | CuR1 | CuR2 | CuR3 |
| pH (H ₂ O) | 6,60 | 7,31 | 7,57 |
| pH (KCl 1N) | 6,15 | 6,91 | 7,16 |
| % CaCO ₃ total | 0 | 0 | 0 |
| % caliza activa | 0 | 0 | 0 |
| MO (%) | 0,1 | 1,18 | 4,43 |
| % C total | 0,06 | 0,69 | 2,58 |
| N total (g.kg ⁻¹) | 0,56 | 0,80 | 2,34 |
| C/N | 1,2 | 8,62 | 11,21 |
| P total (mg.kg ⁻¹) | 223 | 236 | 185 |
| CIC (mEq .100g ⁻¹) | 0,64 | 0,66 | 1,36 |
| Ca (mEq.100g ⁻¹) | 0,19 | 0,25 | 0,7 |
| Mg (mE.100g ⁻¹) | 0,1 | 0,17 | 0,21 |
| K (mEq.100g ⁻¹) | 0,5 | 0,54 | 0,85 |
| Na (mEq.100g ⁻¹) | 0 | 0 | 0 |

(*) Los valores de los cationes Ca, Mg, K y Na incluyen al conjunto en solución y desplazables por el ión amonio del complejo de cambio. MO es la abreviatura de Materia Orgánica. CIC es Capacidad de Intercambio Catiónico.

En las propiedades químicas, muy variables a lo largo de los estériles de una mina (Severson & Gough, 1983), sí se aprecia evolución a lo largo de las diferentes parcelas, estando relacionadas con la cobertura vegetal y con la diversidad de la misma y observando una tendencia, a medida que aquella aumenta, hacia los parámetros agronómicos (Severson & Gough, 1983).

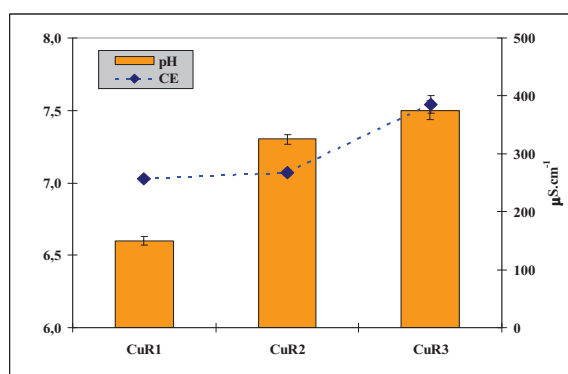


Figura 2-CuR. Relación entre pH y CE.

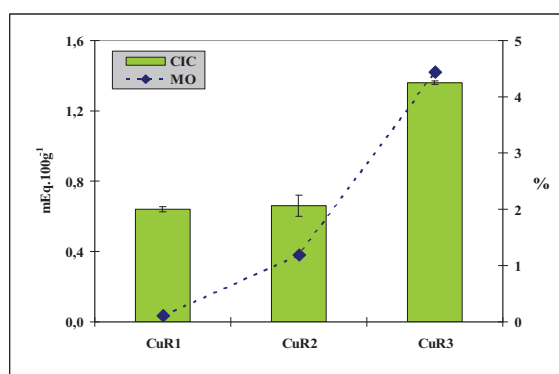


Figura 3-CuR. Relación CIC y la MO

El pH, factor determinante de otros parámetros y fácilmente modificable en escombreras mineras (Bendfeldt, 1999) no es en los materiales de esta escombrera determinante ya que oscilan en las proximidades de 7, esto nos indica que los metales no van a sufrir un lavado excesivo y que pueden quedar retenidos en la fracción de óxidos de hierro. Los dos minerales explotados, Azurita y Malaquita suelen ir asociados a sulfatos o carbonatos (en este caso sulfatos), incluidos en areniscas.

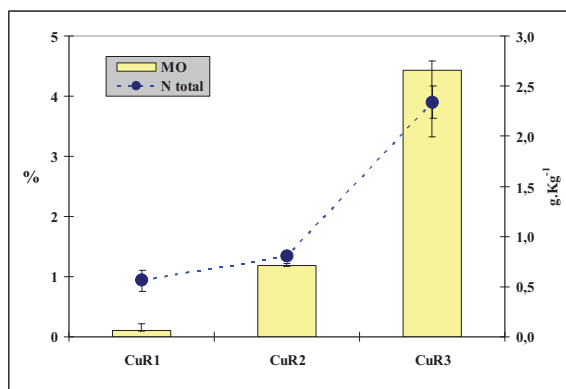


Figura 4-CuR. Relación MO y N total

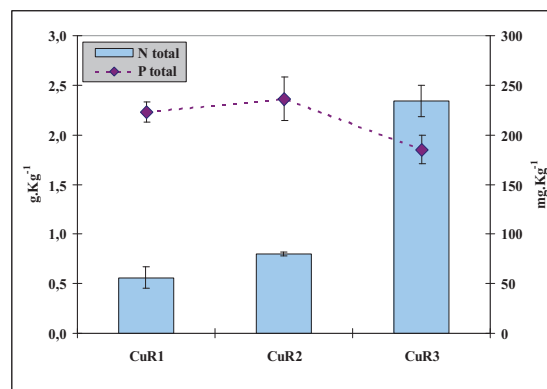


Figura 5-CuR. Relación entre Nt y Pt

La materia orgánica (MO) y el nitrógeno total (Nt), se van incrementando de forma paralela al desarrollo vegetal, modificando la calidad del suelo (Bendfeldt, 1999) pero la relación C/N presenta valores inferiores a 10 en las parcelas CuR1 y CuR2 y cercano en la parcela CuR3 (11,2), indicando que existe procesos de humificación y mineralización en fase inicial.

Por otro lado, el alto contenido en fósforo de la parcela CuR1, unido a la ausencia de vegetación, nos indica que este elemento químico no está disponible por encontrarse formando parte del material geológico de la escombrera (Bradshaw, 1983).

Tabla 4-CuR. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos parámetros químicos para la mina de Cu Rupelo.

| Propiedades químicas | Factores |
|----------------------|----------|
| | Factor 1 |
| CIC | 0,467 |
| MO | 0,471 |
| Nt | 0,472 |
| pH | 0,387 |
| Pt | -0,431 |

| Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|----------|--------------|------------|----------------------|
| Factor 1 | 4,475 | 89,52 | 89,52 |

En el análisis de componentes principales se ha extraído un componente, ya que sólo un componente tenía un autovalor mayor o igual a 1,0. Esto explica el 89,5119% de la variabilidad en los datos originales.

A-3. METALES

Tabla 5-CuR. Elementos traza en las parcelas de la mina de Cu Rupelo.

| ELEMENTOS TRAZA: mg metal ·kg ⁻¹ | | | | |
|---|-------|-------|-------|---------|
| METAL | CuR1 | CuR2 | CuR3 | I.F.(*) |
| Fe | 2089 | 4549 | 6967 | - |
| Al | 23047 | 19043 | 16146 | - |
| Mn | 153 | 123 | 194 | 1500 |
| Zn | 0 | 0 | 0 | 300 |
| Cu | 5929 | 3449 | 3579 | 100 |
| Ni | 7 | 13 | 16 | 100 |
| Cr | 21 | 26 | 29 | 100 |
| Pb | 84 | 154 | 144 | 200 |
| Cd | 11 | 12 | 13 | 5 |

(*) Indice de fitotoxicidad según Kabata & Pendias (1992)

En la tabla 5-CuR, se puede ver como el cobre presenta valores altos en todas las parcelas siendo la única mina con valores muy elevados de este metal. El Cd tiene valores ligeramente superiores al índice de Kabata & Pendias (1992)

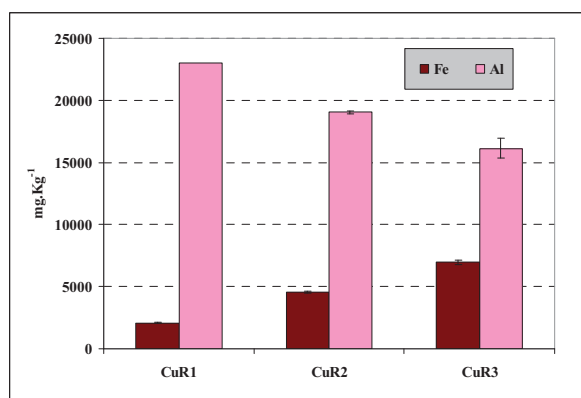


Figura 6-CuR. Elementos traza: Fe y Al.

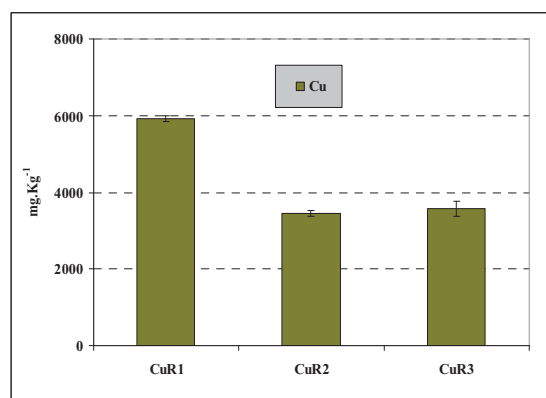


Figura 7-CuR. Elemento traza: Cu

La ausencia de vegetación en la parcela CuR1 es debido a parámetros físicos, como ya se ha indicado-la textura arenosa- y a la ausencia de materia orgánica que junto con el alto contenido en cobre (muy por encima de los valores de fitotoxicidad) y algo de Pb, obligan a que las plantas que se instalen en un futuro en la escombrera estén sometidas a un stress importante (Barceló & Poschenrieder, 1990), algo parecido a lo que ocurre actualmente en la parcela CuR2, en la cual los parámetros físicos y químicos poco apropiados para el desarrollo vegetativo, unidos al alto contenido aún presente en cobre, hacen difícil la instalación de la vegetación, pero las especies que si están presentes merecen tenerse en cuenta para un estudio más profundo de las mismas.

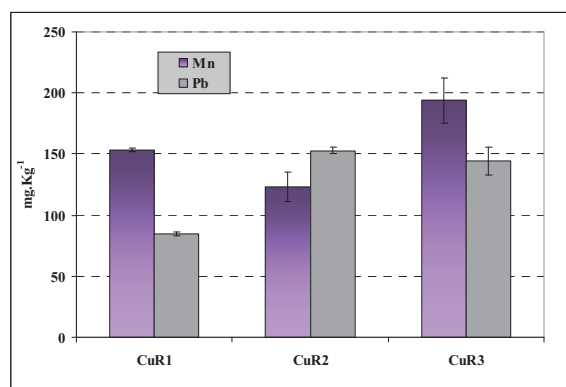


Figura 8-CuR. Elementos traza: Zn y Pb

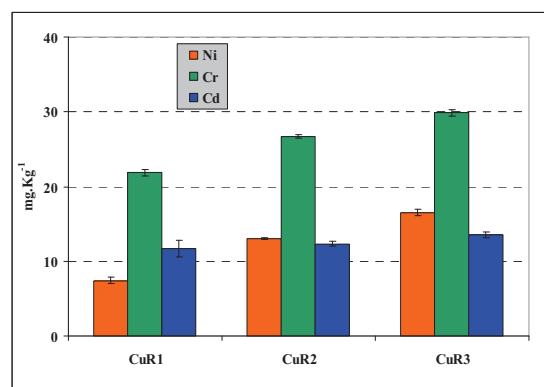


Figura 9-CuR. Elemento traza: Cd y Cr

La parcela CuR3, limitante con un pequeño bosque de roble, presenta la curiosidad de que tiene una concentración mayor en cobre que la parcela CuP2. Esto puede explicarse por el hecho de estar en la base de la escombrera y al igual que ocurre en las otras escombreras de pequeño tamaño y con similar estructura, a modo de pequeña montaña, los materiales de la cima sufren fuertes lavados por la lluvia que son depositados en la base, coincidiendo con el punto de muestro de la parcela CuR3. Por otro lado la influencia de materiales que provienen del bosque colindante ayuda al cambio de la composición de los materiales del suelo, que tienden a volverse más agronómicos, favoreciendo la instalación de la vegetación natural.

La ausencia de carbonatos nos indica que la fracción del suelo donde van a quedar retenidos los metales es la fracción de óxidos de hierro (Sims & Patrick, 1978).

Tabla 6-CuR. Resultados del Análisis de Componentes Principales de los distintos metales para la mina de Cu Rupelo.

| Metales | Factores | |
|---------|----------|----------|
| | Factor 1 | Factor 2 |
| Al | 0,384 | -0,065 |
| Cd | -0,380 | 0,147 |
| Cr | -0,385 | 0,192 |
| Cu | 0,354 | 0,353 |
| Fe | -0,380 | 0,142 |
| Mn | -0,167 | 0,806 |
| Ni | -0,385 | -0,022 |
| Pb | -0,339 | -0,422 |

| Factor | Valor propio | % Varianza | % Varianza acumulada |
|----------|--------------|------------|----------------------|
| Factor 1 | 6,751 | 84,39 | 84,39 |
| Factor 2 | 1,249 | 15,61 | 100,00 |

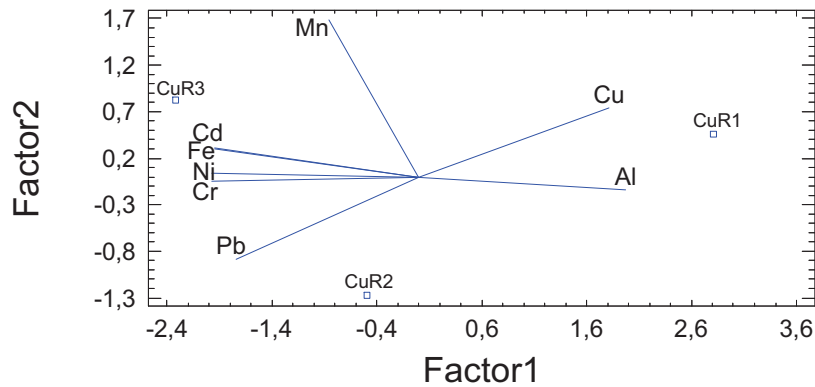


Figura 10-CuR. Análisis Componentes Principales (ACP). Representación del total de muestras en el espacio delimitado por el factor 1 (Al y Cu en el eje positivo; Cd, Fe, Ni y Cr en el eje negativo) y factor 2 (Mn en el positivo y Pb en el negativo).

El análisis de componentes principales (ACP) efectuado sobre la matriz formada por los datos de los metales y las parcelas de muestreo, presenta para la mina de Cu de Rupelo, un porcentaje de varianza absorbida del 100 % en los dos ejes principales primeros (factor 1, 84,39 % y factor 2, 15,61 %).

Del estudio estadístico del ACP se desprende:

- ✓ Cu y Al se asocian a la parcela CuR1
- ✓ Mn, Cd, Fe, Ni y Cr a la CuR3
- ✓ Pb a la parcela CuR2 y también a la CuR3 aunque en menor cantidad.

B.-ANÁLISIS DESCRIPTIVO DE LA VEGETACIÓN

Las plantas inventariadas en las 3 parcelas figuran en la tabla 7-CuP, donde se indica el nombre del taxón, familia, biotipo y hábitat, juntos con la cobertura de los taxones identificados en las 3 parcelas. Para la caracterización fitosociológica ver anexo II. La parcela Cup1 no aparece en el inventario por no tener vegetación.

Tabla 7-CuR. Inventario florístico

| ESPECIE | FAMILIA | BIOTIPO | HÁBITAT | CuR2 | CuR3 |
|----------------------------------|-----------------|---------|---------|------|------|
| <i>Agrostis castellana</i> | Poaceae | H | PX | ++ | ++ |
| <i>Asperula longifolia</i> | Rubiaceae | H | GR | | ++ |
| <i>Avenula bromoides</i> | Poaceae | H | PX | | * |
| <i>Bellis perennis</i> | Asteraceae | H | PM | | + |
| <i>Carex flacca</i> | Cyperaceae | H | PM | | * |
| <i>Carlina corymbosa</i> | Asteraceae | H | CN | | * |
| <i>Centaurea jacea</i> | Asteraceae | H | PM | + | + |
| <i>Centaurea scabiosa</i> | Asteraceae | H | PX | * | |
| <i>Cerastium diffusum</i> | Caryophyllaceae | T | CT | | + |
| <i>Cirsium pyrenaicum</i> | Asteraceae | H | PM | | * |
| <i>Convolvulus arvensis</i> | Convolvulaceae | H | CN | | + |
| <i>Coronilla minima</i> | Fabaceae | C | MC | | + |
| <i>Cuscuta epithymum</i> | Convolvulaceae | T | MC | | * |
| <i>Cynosurus echinatus</i> | Poaceae | T | CA | | * |
| <i>Dactylis hispanica</i> | Poaceae | H | PX | | * |
| <i>Daucus carota</i> | Apiaceae | H | PX | | * |
| <i>Dorycnium pentaphyllum</i> | Fabaceae | C | MC | | + |
| <i>Galium frutescens</i> | Rubiaceae | H | MC | | + |
| <i>Genista scorpius</i> | Fabaceae | F | MC | * | + |
| <i>Geum sylvaticum</i> | Rosaceae | H | BC | | + |
| <i>Helianthemum incanum</i> | Cistaceae | C | MC | | ++ |
| <i>Helianthemum nummularium</i> | Cistaceae | C | PX | | + |
| <i>Helianthemum salicifolium</i> | Cistaceae | T | CT | | + |
| <i>Herniaria scabrida</i> | Caryophyllaceae | C | MC | ++ | + |
| <i>Inula montana</i> | Asteraceae | H | MC | | + |
| <i>Jasonia tuberosa</i> | Asteraceae | H | PM | | ++ |
| <i>Knautia arvensis</i> | Dipsacaceae | H | PM | | * |
| <i>Koeleria vallesiana</i> | Poaceae | H | MC | | ++ |
| <i>Lathyrus sphaericus</i> | Fabaceae | T | CT | | + |
| <i>Leucanthemum pallens</i> | Asteraceae | H | PX | | ++ |
| <i>Linum appressum</i> | Linaceae | C | MC | | ++ |
| <i>Lotus corniculatus</i> | Fabaceae | H | PM | | + |
| <i>Medicago sativa</i> | Fabaceae | H | PX | | ++ |
| <i>Onobrychis hispanica</i> | Fabaceae | C | PX | | ++ |
| <i>Ononis spinosa</i> | Fabaceae | C | PX | | * |

| ESPECIE | FAMILIA | BIOTIPO | HÁBITAT | CuR2 | CuR3 |
|--------------------------------|-----------------|---------|---------|------|------|
| <i>Phleum bertolonii</i> | Poaceae | H | PX | * | |
| <i>Plantago serpentina</i> | Plantaginaceae | H | PM | +++ | ++ |
| <i>Poa angustifolia</i> | Poaceae | H | PX | | + |
| <i>Polygala vulgaris</i> | Polygalaceae | H | PM | | + |
| <i>Potentilla neummanniana</i> | Rosaceae | H | PX | | + |
| <i>Potentilla reptans</i> | Rosaceae | H | PM | | + |
| <i>Prunella hyssopifolia</i> | Lamiaceae | H | PM | | + |
| <i>Prunella vulgaris</i> | Lamiaceae | H | PM | | * |
| <i>Quercus ballota</i> | Fagaceae | F | BM | | * |
| <i>Quercus faginea</i> | Fagaceae | F | BC | | * |
| <i>Rosa arvensis</i> | Rosaceae | F | BC | | * |
| <i>Rumex angiocarpus</i> | Polygonaceae | H | PX | | + |
| <i>Sanguisorba minor</i> | Rosaceae | H | PX | | * |
| <i>Santolina squarrossa</i> | Asteraceae | C | MC | | * |
| <i>Silene legionensis</i> | Caryophyllaceae | H | MC | ++ | + |
| <i>Silene nutans</i> | Caryophyllaceae | H | BC | + | + |
| <i>Thesium divaricatum</i> | Santalaceae | H | MC | | * |
| <i>Thymus polytrichus</i> | Lamiaceae | C | MC | | + |
| <i>Thymus zygis</i> | Lamiaceae | C | MC | | ++ |
| <i>Trifolium ochroleucum</i> | Fabaceae | H | BC | | + |
| <i>Vicia gracilis</i> | Fabaceae | T | CA | | + |

Biotipo: T= Terófito; H= Hemicriptófito; C= Caméfito; G= Geófito; F= Fanerófito

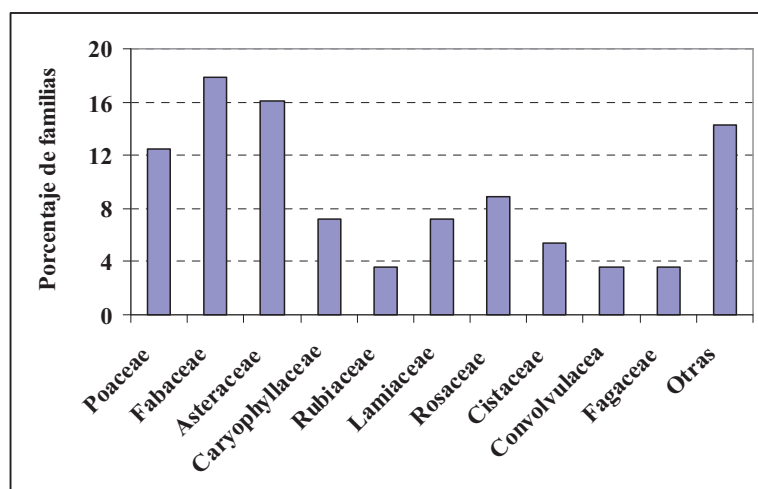
Habitat: CT= Comunidad xerófitica; PX= Pastizal meso-xerófilo; CA=Comunidad arvenses y ruderal; BC=Bosques caducifólios; BM=Bosques mediterráneos; PM=Pastizales mesófilos; GR=Gleras pedregales y zonas rocosas; MC=Matorral calcícola; MS= Matorral silicícola; CN= Comunidad nitrófila

Cobertura: * Para una cobertura desde un ejemplar a un 5%

+ Para una cobertura >5% y < al 15%

++ Para una cobertura >15% y < al 30%

+++ Para una cobertura >30%



| Familia | Nº Taxones | % |
|--------------|------------|------|
| Poaceae | 7 | 12,5 |
| Fabaceae | 10 | 17,9 |
| Asteraceae | 9 | 16,1 |
| Caryophylla. | 4 | 7,1 |
| Rubiaceae | 2 | 3,6 |
| Lamiaceae | 4 | 7,1 |
| Rosaceae | 5 | 8,9 |
| Cistaceae | 3 | 5,4 |
| Convolvula. | 2 | 3,6 |
| Fagaceae | 2 | 3,6 |
| Otras | 8 | 14,3 |

Figura 11-CuR.-Distribución de taxones por familias

En la figura 11-CuR, vemos que a diferencia del resto de escombreras, no es la familia Poaceae quien tiene mayor representatividad (7 y 12,5%), sino que es la familia Fabaceae con 10 especies (17,9%), seguida por Asteraceae con 9 (16,1%). En conjunto las tres representan un 46% del total de taxones inventariados. Otras familias con representatividad son Rosaceas con 5 taxones (8,9%), seguida por Caryophyllaceae y Lamiaceae, ambas con 4 taxones y un 7,1%. La parcela CuR2 no tiene muchas especies, pero de las 9 presentes tienen una cobertura importante: *Agrostis castellana*, *Herniaria scabrida*, *Silene legionensis* y sobre todo *Plantago maritima* subsp. *serpentina*. Estas cuatro especies se encuentran en a su vez en la parcela CuP3. En esta última parcela y con una cobertura entre 15-30% encontramos a: *Asperula aristata* subsp. *longifolia*, *Helianthemum oelandicum* subsp. *incanum*, *Jasonia tuberosa*, *Koeleria vallesiana*, *Leucanthemum pallens*, *Medicago sativa*, *Onobrychis argentea* subsp. *hispanica* y *Thymus zygis*.

En la Figura 12-CuR, los resultados demuestran el alto porcentaje de hemicriptófitos con 35 taxones de los 56 presentes y un porcentaje del 65%, seguido por caméfitos (11 especies y 19,64%) y terófitos (7 y 12,5%). De los cuatro fanerófitos presentes, las dos especies de *Quercus* están en estado de plántula.

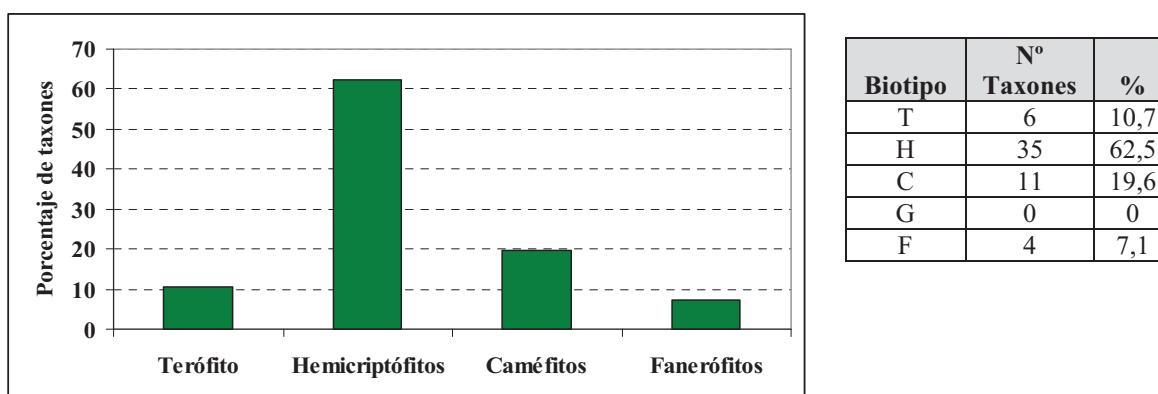


Figura 12-CuR.- Distribución de taxones por biotipos

En la Figura 13-CuR, observamos tres hábitats que destacan sobre el resto en cuanto al número de especies, estos son: pastizales mesoxerófitos y matorral calcícola con 15 taxones y un 28,8%, seguidos por pastizal mesófilo (12 taxones y 21,4%) y el resto de los 14 taxones corresponden a los 6 hábitats restantes. Debido a que los materiales geológicos son básicos, no aparecen especies típicas de los matorrales silicícolas.

La presencia de un alto contenido del cobre en todas las parcelas, hizo pensar en la posibilidad de encontrar plantas relacionadas en la bibliografía como tolerantes, hiperacumuladoras o simplemente indicadora de dicho metal. Sin embargo, no ha sido así pues la citadas a continuación y relacionadas con el cobre en la bibliografía, se encuentran en la parcela Cup3 y ninguna de ellas destaca en cuanto a cobertura, entre ellas *Dactylis glomerata*, subsp. *hispanica*, *Bellis perennis*, *Prunella vulgaris* y *Poa pratensis* subsp. *angustifolia* (Bradshaw & MacNeilly, 1985).

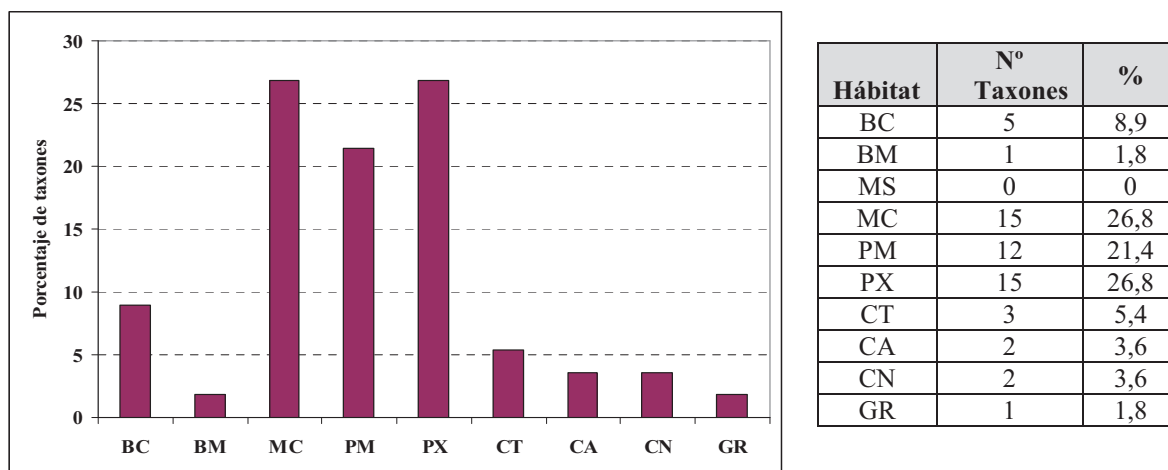


Figura 13-CuR. Distribución de taxones por hábitats

Presentes también en esta parcela pero citadas para otros metales, están: como tolerantes al Pb y Zn, *Daucus carota*, *Helianthemum nummularium* y *Lotus corniculatus* y como acumuladoras de Ni en hojas, *Phleum bertolonii*, *Convolvulus arvensis* y *Silene nutans*, por último, de interés para la fitorremediación *Medicago sativa* y *Quercus ilex* subsp. *ballota* (Prasad & Freitas, 2003).

Con anterioridad a la publicación de Prasad & Freitas (2003), Menezes et al., (1992), realizó un inventario en suelos serpentinitos de Portugal, ricos en metales pesados, que incluía muchas de las plantas que les sirvieron a ellos y a otros autores de referencia para sus trabajos en la búsqueda de especies hiperacumuladoras o tolerantes, en dicho inventario se incluía a *Silene legionensis*, que es un taxón muy frecuente en esta escombrera.

A la vista de los resultados aquí expuestos, la presencia de dicho taxón nos hace sospechar que esta especie merece ser estudiada con más detenimiento para constatar las sospechas de un posible nuevo taxón capaz de acumular o tolerar altas concentraciones de cobre. Algo parecido podemos decir del *Plantago maritima* subsp. *serpentina* y *Agrostis castellana*, ya que aparecen citados en numerosas publicaciones en relación con este metal (Rodríguez-Oubiña & Ortiz, 1991, Pastor Piñeiro, 2008).

5.8.-ANÁLISIS FLORÍSTICO DE LAS ESCOMBRERAS Y SU RELACIÓN CON LAS CARACTERÍSTICAS EDÁFICAS Y CLIMÁTICAS

El estudio florístico a nivel de escombrera indica diferencias en cuanto a la riqueza específica, siendo la de manganeso la que presenta un mayor número de especies (96) seguida de la de Fe con 79. La de Cu de Pineda es la más pobre con sólo 28 taxones.

Estas diferencias no parecen estar relacionadas con la presencia de metales pesados, ya que las dos escombreras que presentan niveles de fitotoxicidad alto para algún metal son las de Pb y CuR, si bien no son las de menor riqueza florística. Más bien podría estar relacionado con las características físicas y químicas adversas de los suelos, como tipo de textura, pH muy bajos o materia orgánica disponible (Barrutia, 2008). De hecho, la escombrera de Mn carece de aspectos adversos en cuanto a las condiciones edáficas. Asimismo, otra causa puede ser la localización geográfica y las características de la vegetación que rodean a la escombrera.

En general, la familia con más representantes en las diferentes escombreras mineras ha sido Poaceae, seguida por Fabaceae y Asteraceae. La única excepción es la escombrera de Cu de Rupelo, en la que las familias Fabaceae y Asteraceae tienen más representantes que Poaceae. A nivel provincial, son las asteráceas las más abundantes en cuanto a número de taxones, seguida de las poáceas y fabáceas.

El hecho de que en las escombreras este orden sea diferente puede deberse a la mayor capacidad de las poáceas como primocolonizadoras o a su mayor tolerancia a las condiciones adversas del suelo. En áreas mineras de Lanestosa en Bizkaia son también los taxones de la familia Poaceae los más representativos, seguidos de asteráceas, lamiáceas y fabáceas (Barrutia, 2008).

Las especies que aparecen más frecuentemente en las escombreras son *Hypochoeris radicata*, *Lotus corniculatus*, *Ononis spinosa*, *Rumex acetosella* subsp. *angiocarpus*, *Agrostis castellana*, *Cynosurus echinatus*, *Dactylis glomerata* subsp. *hispanica*, *Hieracium pilosella*, *Hypericum perforatum*, *Leucanthemum pallens* y *Micropyrum tenellum*. Todas ellas han sido citadas como tolerantes y en algunos casos acumuladoras de algún metal.

En cuanto a la proporción de los diferentes biotipos en las escombreras, existe una predominancia clara de hemicriptófitos. Después son los terófitos los más representados en todas ellas, siendo muy escasos los geófitos, caméfitos y fanerófitos, lo que está de acuerdo con Ries & Hofman (1983), quienes observaron que las hierbas perennes estaban bien adaptadas a crecer en escombreras mineras.

Según Wiegleb & Felinks (2001), en los primeros estadios de la colonización se ven involucradas tanto las plantas efímeras como las perennes herbáceas o leñosas, siendo la composición de la flora local, la distancia y la probabilidad de germinación y establecimiento decisivos en la composición florística.

La característica de muchas herbáceas perennes es la presencia de estolones y la capacidad de enraizar en los nudos estabilizando los suelos de las escombreras (Sarma, 2005) y, a menudo, tienen largas raíces primarias que les permite extraer el agua de las capas profundas del suelo durante la época estival (Martínez-Ruiz & Marrs, 2007).

De todas formas, como puede observarse en algunas escombreras muy antiguas, como la de Pb de Pineda de La Sierra, la colonización en las zonas más elevadas o con fuerte pendiente es muy difícil y pueden pasar hasta 100 años sin que hayan sido cubiertas de vegetación en áreas muy hostiles para la colonización por plantas, como ya comentan Wiegand & Felinks (2001).

Atendiendo a la proporción de taxones presentes en las escombreras que caracterizan los diferentes tipos de hábitats, observamos que en todos los casos son más abundantes las especies características de los pastizales xerófilos, pertenecientes fitosociológicamente a *Festuco-Brometea*, *Brachypodietalia phoenicoidis*, *Stipo-Agrostietea castellanæ* y *Lygeo-Stipetalia*. Los taxones propios de los pastos mesófilos de *Molinio-Arrhenatheretea* y *Nardetalia* son siempre los que ocupan un segundo lugar y tras ellos las comunidades anuales de *Thero-Brometalia*, *Tuberarietalia guttatae*, *Stellarietea mediae* y *Brachypodietalia distachyi*.

Destaca la presencia bastante elevada de especies del bosque caducifolio, incluidas las clases *Quercu-Fagetea* y *Trifolio-Geranietea*, en la escombrera de Pb y de matorrales silíceos de las clases *Calluno-Ulicetea*, *Cytisetea scopario-striati* y *Cisto-Lavanduletea* en ésta y en la de Cu de Pineda de La Sierra, lo que nos confirma la importancia de la vegetación circundante en el proceso de colonización de las escombrera.

La distribución de las especies en las distintas parcelas de estudio depende de los diferentes factores ecológicos de las mismas. Uno de los objetivos planteados es conocer que factores tienen una mayor implicación en la composición específica de los diferentes puntos de muestreo. Para ello se han realizado análisis multivariantes que nos ayuden a interpretar los datos y su relación con los factores edáficos y climáticos. Se han utilizado un total de 27 parcelas (eliminándose las dos parcelas que no presentan ninguna especie) y 146 especies.

En primer lugar se ha realizado un análisis de ordenación mediante el método DCA (Detrended Correspondance Analysis). La longitud de gradiente para el primer eje calculada es 4,112, lo cual nos indica una respuesta unimodal de las especies a lo largo del gradiente. Por lo tanto, hemos utilizado el método CA (Análisis de Correspondencias) para los análisis indirectos y CCA (Análisis Canónico de Correspondencias) para los análisis directos.

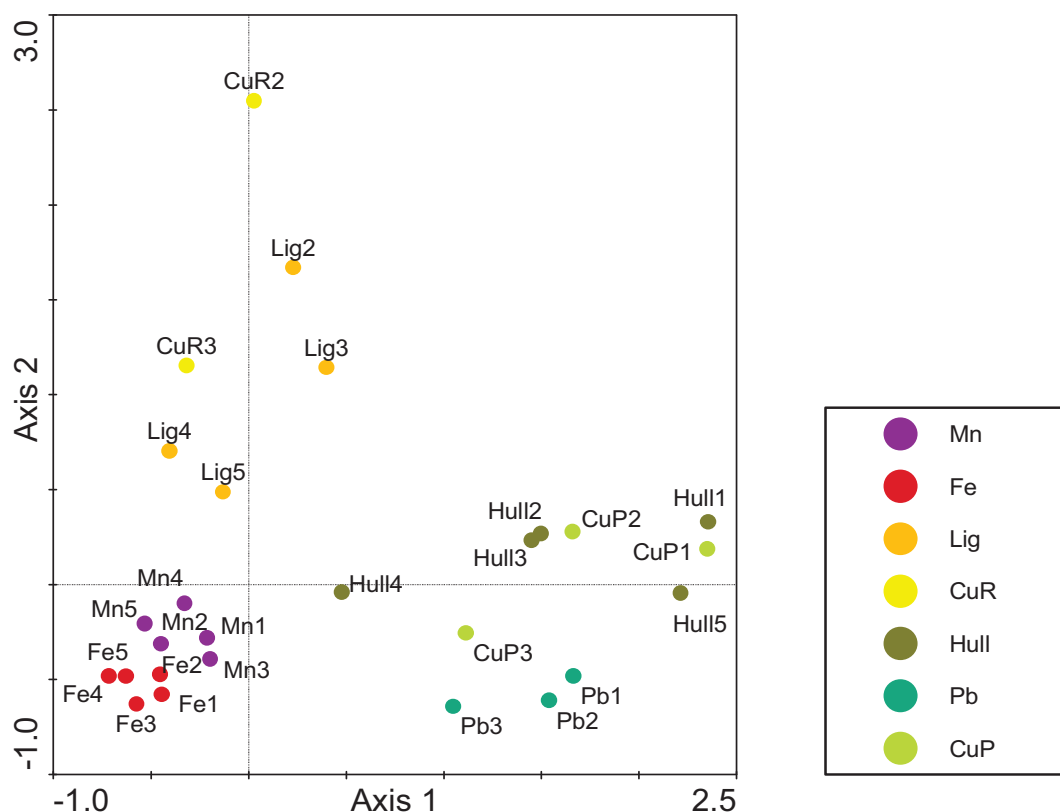


Figura 1. Análisis de Correspondencias (CA). Representación de las parcelas de muestreo

La figura 1 muestra el diagrama de ordenación de las parcelas muestreadas, donde pueden apreciarse tres grupos: un grupo lo forman las parcelas de las escombreras de Mn y Fe, que se sitúan a la izquierda del eje 1, un segundo grupo lo componen las parcelas de Hull, Pb y Cu de Pineda, en el lado derecho del mismo eje, mientras que el tercer grupo, a lo largo de la parte positiva del eje 2, está constituido por las parcelas de Lig y Cu de Rupelo. El primer eje explica el 12,2 % de la varianza y entre éste y el segundo algo más del 20 % (ver tabla 1).

La agrupación de las parcelas que pertenecen a la misma escombrera se explica por estar situadas en el mismo lugar geográfico, con las mismas condiciones climáticas, de sustrato y la misma composición florística del entorno, que es, en definitiva, el lugar de donde provienen las diásporas (Wiegleb & Felinks, 2001). De todas formas, las condiciones edáficas son diferentes dentro de la escombrera, porque los puntos de muestreo se localizan en distintos estadios de evolución del suelo.

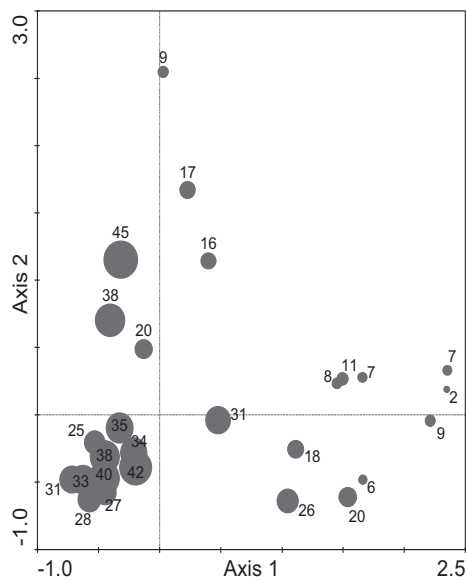


Figura 2.CA: Representación de la riqueza en especies de las parcelas de muestreo

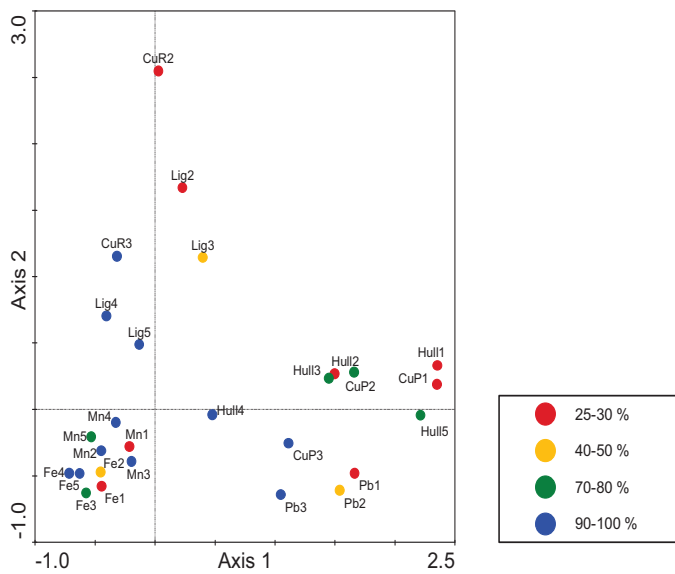


Figura 3.CA: Representación del % de cobertura en las parcelas de muestreo

En cuanto a la riqueza de especies en las distintas parcelas de muestreo, se aprecia en la figura 2 una clara disminución en el número de especies a lo largo del eje 1, siendo las que presentan una mayor riqueza (más de 30 especies) las situadas en el lado negativo y las que tienen menos de 10 especies en el lado positivo. Esto no está en relación con la cobertura total de las parcelas como se observa en la figura 3, donde las parcelas se agrupan independientemente de la cobertura total de las mismas. Esto sugiere que habrá otros factores que influyan en la riqueza específica.

En la figura 4 se visualizan las especies filtradas mediante “Species Fit Range” superior al 25 %, siendo por tanto, las que mejor se ajustan al modelo de agrupación. Los taxones que mejor definen el grupo formado por las escombreras de Fe y Mn son *Anthyllis vulneraria*, *Crepis capilaris*, *Helianthemum apenninum*, *Medicago minima*, *M. sativa*, *Galium frutescens* y *Plantago lanceolata* var. *sphaerostachya*, entre otras, que presentan la mayoría una distribución amplia. Hacia la parte positiva del eje 1 asociadas a las escombreras de Pb, Mn y CuP aparecen *Nardus stricta*, *Luzula campestris*, *Fragaria vesca*, *Poa trivialis*, *Rorippa pyrenaica*, *Cytisus scoparius* y *Agrostis truncatula* subsp. *commista* de distribución eurosiberiana o atlántica. El tercer grupo de parcelas correspondientes a las escombreras de CuR y Lig se caracteriza por especies de distribución mediterránea como *Coronilla minima*, *Dorycnium pentaphyllum*, *Genista scorpius*, *Helianthemum oelandicum* subsp. *incanum*, *Hernaria scabrida*, *Inula montana*, *Silene legionensis*, *Thymus zygis*, entre otras. Esto parece indicar que el eje 2 correspondería a un gradiente de mediterraneidad hacia su lado positivo.

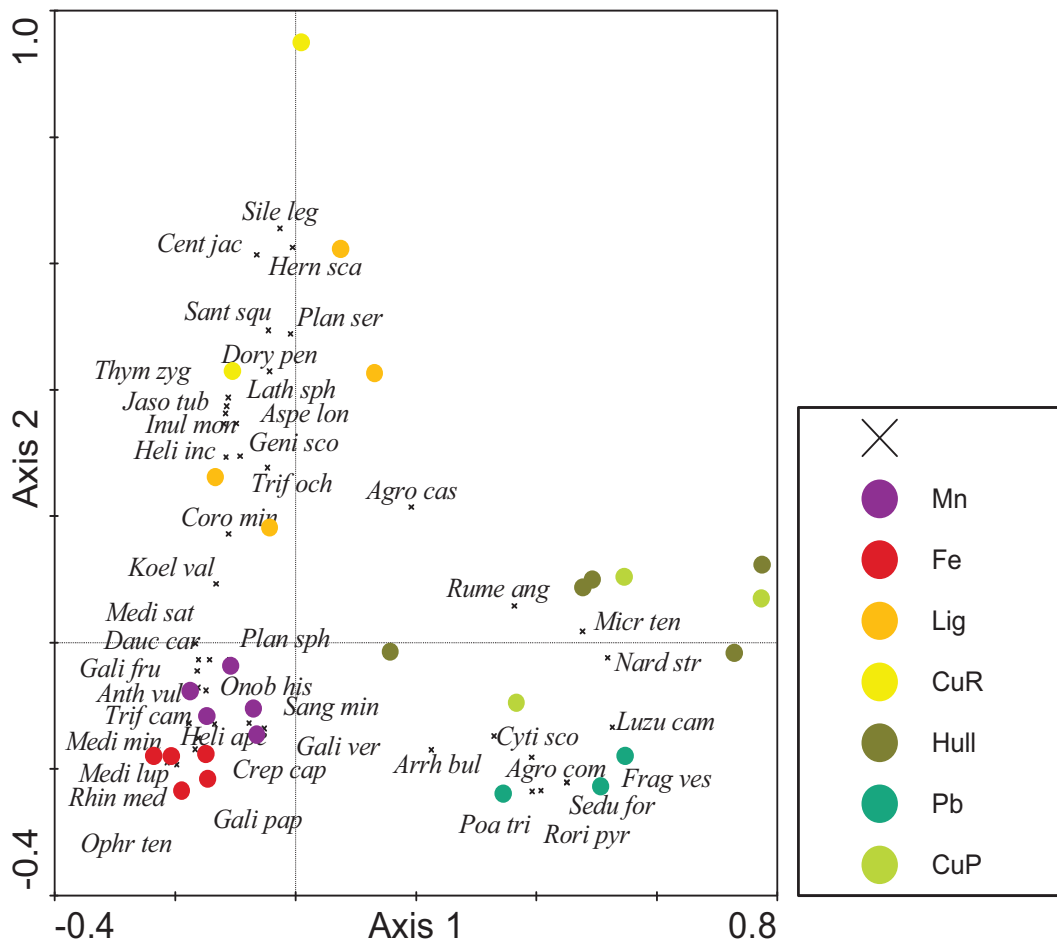


Figura 4.CA: Representación de las parcelas de muestreo y las especies que mejor se ajustan al modelo de agrupación (Species Fit Range > 25 %)

En la figura 5 se representa el diagrama de ordenación de las especies clasificadas en base al tipo de hábitat donde crecen. Hacia el lado negativa del eje 1 se agrupan las especies típicas de comunidades terofíticas basófilas (AB), de pastizales basófilos (PB) y matorrales basófilos (MC), mientras que hacia el lado positivo se disponen las especies de apetencias más acidófilas (AS, MS, PS). Las especies nitrófilas perennes (N) tienden a situarse en la parte negativa del eje 1, si bien las nitrófilas anuales (AN) se hallan distribuidas por todo el eje, al igual que las especies propias de los pastos mesofíticos (PM). El eje 1 parece corresponderse, por tanto, con un gradiente de pH, desde la parte negativa, más básica, hasta la positiva, más ácida.

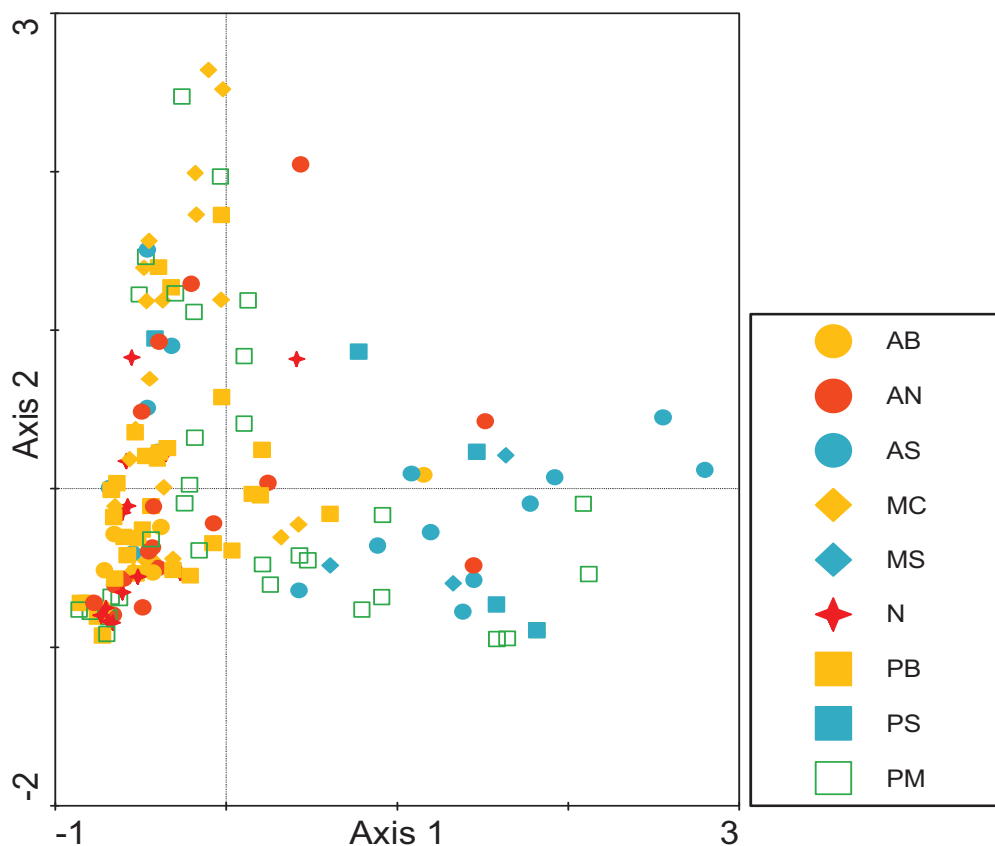


Figura 5.CA: Representación de las especies clasificadas por el hábitat. AB: comunidades basófilas anuales (*Brachypodietalia distachyi*); AN: comunidades nitrófilas anuales (*Stellarietea mediae*); AS: comunidades silicícolas anuales (*Tuberarietalia guttati*, *Poetea bulbosae*); MC: matorrales basófilos o clacícolas (*Festuco-Ononidetea*, *Rosmarinetea*); MS: matorrales silicícolas (*Cytisetea*, *Calluno-Ulicetea*); N: comunidades nitrófilas (*Artemisietea*, *Onopordetea*); PB: pastizales basófilos (*Brachypodietalia phoenicoidis*, *Festuco-Brometea*); PS: pastizales silíceos (*Stipo-Agrostietea*); PM: pastizales mesófilos (*Molinio-Arrhenatheretea*)

Para poder establecer la relación entre la distribución de las especies y los diferentes parámetros ambientales medidos se llevaron a cabo análisis indirectos (CA). Se analizaron, por un lado, las características edáficas: las propiedades físicas, las propiedades químicas y los metales pesados y por otro las características climáticas, utilizando los parámetros extraídos del Atlas Climático Digital de la Península Ibérica (Ninyerola et al., 2005).

El diagrama de ordenación de la figura 6, donde se representa las parcelas y las propiedades físicas, muestra que existe correlación entre el eje 1 y las variables CE, CRA y Porosidad, sin embargo el valor no es muy alto ($r = 0,666$). El eje 2 aparece correlacionado con la densidad real (Dr), pero con valor menor (tabla 1).

Tabla 1: Resultados del análisis de Correspondencias (CA)

| Ejes | 1 | 2 | 3 | 4 | Inercia total |
|---|-------|-------|-------|-------|---------------|
| Eigenvalues | 0.568 | 0.443 | 0.405 | 0.348 | 4.658 |
| % de varianza explicada | 12.2 | 21.7 | 30.4 | 37.9 | |
| Suma de todos los eigenvalues | | | | | 4.658 |
| Propiedades físicas del suelo | | | | | |
| Correlación especies-variables ambientales | 0.666 | 0.488 | 0.426 | 0.679 | |
| % acumulada de varianza de la relación especies-variables ambientales | 24.4 | 34.6 | 41.7 | 57.2 | |
| Suma de todos los eigenvalues canónicos | | | | | 1.033 |
| Propiedades químicas del suelo | | | | | |
| Correlación especies-variables ambientales | 0.776 | 0.886 | 0.715 | 0.836 | |
| % acumulada de varianza de la relación especies-variables ambientales | 18.0 | 36.4 | 47.3 | 60.1 | |
| Suma de todos los eigenvalues canónicos | | | | | 1.896 |
| Metales del suelo | | | | | |
| Correlación especies-variables ambientales | 0.726 | 0.851 | 0.789 | 0.869 | |
| % acumulada de varianza de la relación especies-variables ambientales | 15.1 | 31.3 | 44.0 | 57.3 | |
| Suma de todos los eigenvalues canónicos | | | | | 1.980 |
| Índices climáticos | | | | | |
| Correlación especies-variables ambientales | 0.916 | 0.887 | 0.854 | 0.880 | |
| % acumulada de varianza de la relación especies-variables ambientales | 30.2 | 52.3 | 71.0 | 88.1 | |
| Suma de todos los eigenvalues canónicos | | | | | 1.576 |

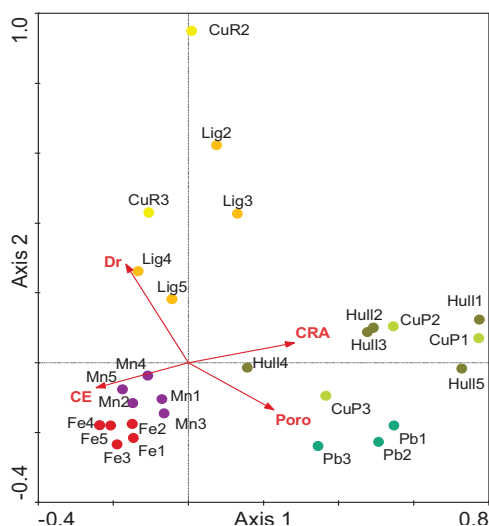


Figura 6.CA: Representación de las parcelas de muestreo y las propiedades físicas del suelo.

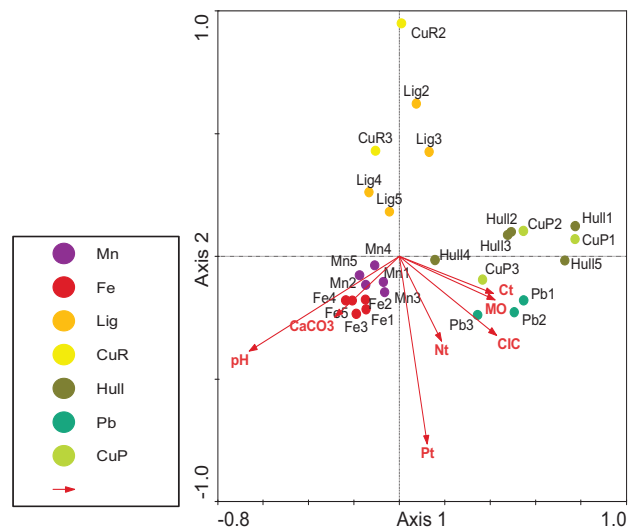


Figura 7.CA: Representación de las parcelas de muestreo y las propiedades químicas del suelo.

En cuanto a las propiedades químicas del suelo (figura 7), el eje 1 aparece correlacionado con el pH, el CaCO_3 y la materia orgánica (MO) y el Carbono total, con un índice de correlación de 0,776. El segundo eje se correlaciona bien con el fósforo y el nitrógeno total ($r = 0,886$). De hecho, la mayoría de las especies con apetencias nitrófilas se sitúan en la parte inferior del eje 2 (figura 5).

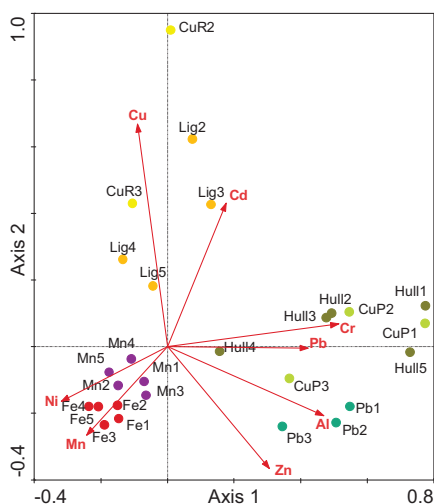


Figura 8.CA: Representación de las parcelas de muestreo y los metales del suelo.

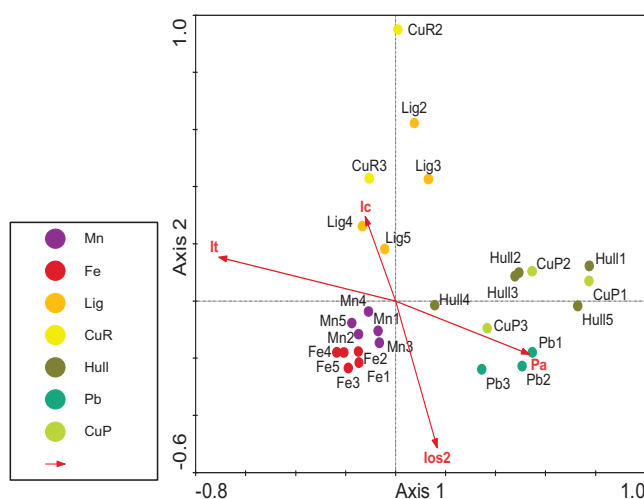


Figura 9.CA: Representación de las parcelas de muestreo y los índices climáticos

El diagrama de ordenación en el que se representan los metales del suelo junto con las parcelas del muestreo (fig. 8) indica una correlación entre el eje 1 y los metales Ni, Mn, Cr, Pb y Al ($r = 0,726$) y del Cu y Cd con el segundo eje ($r = 0,851$).

Por último, los factores climáticos están altamente correlacionados con la distribución de las especies (fig. 9). El primer eje se correlaciona con el índice de termicidad (It) y la precipitación anual (Pa) y el segundo eje con el índice de continentalidad (Ic) y el índice ombrotérmico de los dos meses de verano (Ios_2), con índices de correlación $r = 0,916$ y $r = 0,887$, respectivamente.

Para conocer que parte de la variación de los datos es explicada por las variables ambientales medidas, realizamos Análisis Canónicos de Correspondencias (CCA). En primer lugar trataremos por separado los distintos tipos de variables: propiedades edáficas (físicas, químicas y metales) y climáticas.

En el diagrama de ordenación de la figura 10 se puede observar que las parcelas de la escombrera de Mn están positivamente correlacionadas con la conductividad eléctrica (CE) y negativamente con la densidad real (Dr). Lo contrario ocurre con las parcelas de Lig y CuR. Las de Hull, Pb y CuP se correlacionan positivamente con la porosidad y la capacidad de retención de agua (CRA). Las parcelas de Fe no muestran en conjunto una clara correlación con ninguna de las variables. Fe4 lo está con CE, Fe1, Fe2 y Fe3 con Dr y Fe5 con la porosidad.

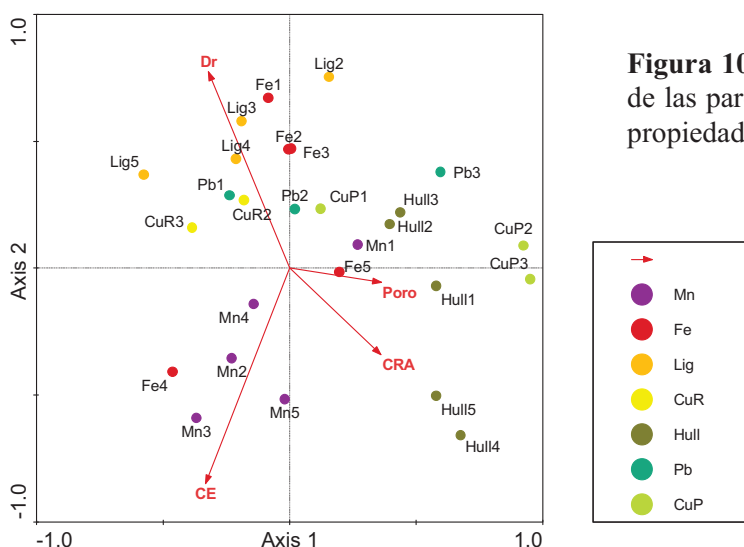


Figura 10.CCA: Representación de las parcelas de muestreo y las propiedades físicas del suelo.

Tabla 2. Resultados del CCA y test de Monte Carlo con las propiedades físicas del suelo como variables ambientales.

| Ejes | 1 | 2 | 3 | 4 | |
|---|---------|--------------------|---------|---------|------|
| Eigenvalues | 0.362 | 0.279 | 0.251 | 0.141 | |
| Correlación especies-variable ambientales | 0.871 | 0.926 | 0.914 | 0.875 | |
| % acumulado de varianza explicada especies | 7.8 | 13.8 | 19.2 | 22.2 | |
| relación especies-variable ambientales | 35.1 | 62.0 | 86.3 | 100.0 | |
| Test de Monte Carlo | | | | | |
| Test de significación de todos los ejes canónicos | | Trace | F-ratio | P-value | |
| | | 1.033 | 1.568 | 0.0020 | |
| Suma de todos los eigenvalues | 4.658 | | | | |
| Suma de todos los eigenvalues canónicos | 1.033 | | | | |
| Efecto marginal | | Efecto condicional | | | |
| Variable | Lambda1 | Variable | LambdaA | P | F |
| CE | 0.28 | CE | 0.28 | 0.004 | 1.62 |
| CRA | 0.26 | CRA | 0.28 | 0.006 | 1.65 |
| Dr | 0.25 | Dr | 0.24 | 0.032 | 1.42 |
| Porosidad | 0.17 | Porosidad | 0.23 | 0.034 | 1.40 |

El análisis de significación del test de Montercarlo (tabla 2) nos muestra que existen diferencias significativas entre la distribución de las parcelas y las propiedades físicas del suelo. La variabilidad total explicada es el 22 % de la variabilidad total (1,033 de 4,658). Las variables que mejor explican la composición específica y la distribución de las parcelas son la conductividad eléctrica (CE) y la capacidad de retención de agua (CRA) ($P < 0,01$).

El análisis canónico de los datos con las propiedades químicas del suelo se representa en el diagrama de la figura 11. Se observa una alta correlación positiva entre las parcelas de Fe y Mn con el pH y CaCO_3 , mientras que las parcelas de las escombreras de CuP, Pb y Hull están negativamente correlacionadas con estas variables y positivamente con la materia orgánica. Por otro lado, las de Lig y CuR tienen correlación negativa con el fósforo total (Pt).

El análisis canónico de los datos con las propiedades químicas del suelo se representa en el diagrama de la figura 11. Se observa una alta correlación positiva entre las parcelas de Fe y Mn con el Ph y CaCO_3 , mientras que las parcelas de las escombreras de CuP, Pb y Hull están negativamente correlacionadas con estas variables y positivamente con la materia orgánica. Por otro lado, las de Lig y CuR tienen correlación negativa con el fósforo total (Pt).

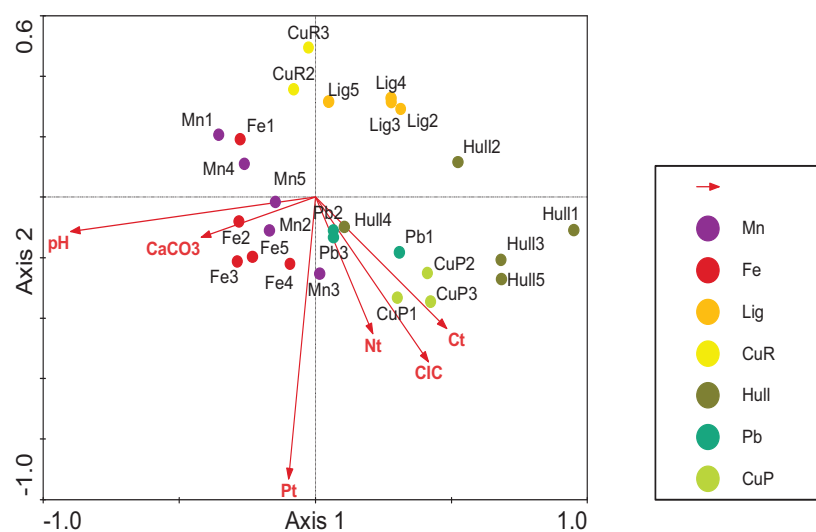


Figura 11.CCA: Representación de las parcelas de muestreo y las propiedades químicas del suelo.

El porcentaje de la variabilidad explicada por las variables es del 40 % (1,896 de 4,658), siendo la que mejor explica la distribución de las especies el pH, seguido del fósforo total (Pt), capacidad de intercambio catiónico (CIC) y materia orgánica (MO). El análisis de significación del Test de Monte Carlo indica que existen diferencias significativas entre la composición específica de las escombreras en relación a las propiedades químicas del suelo.

Tabla 3. Resultados del CCA y test de Monte Carlo con las propiedades químicas del suelo como variables ambientales.

| Ejes | 1 | 2 | 3 | 4 | |
|---|----------|---------------------------|----------|----------|------|
| Eigenvalues | 0.441 | 0.374 | 0.310 | 0.284 | |
| Correlación especies-variable ambientales | 0.938 | 0.942 | 0.959 | 0.949 | |
| % acumulado de varianza explicada especies | 9.5 | 17.5 | 24.1 | 30.2 | |
| relación especies-variable ambientales | 25.5 | 47.1 | 65.0 | 81.4 | |
| Test de Monte Carlo | | | | | |
| Test de significación de todos los ejes canónicos | | Trace | F-ratio | P-value | |
| | | 1.730 | 1.969 | 0.0020 | |
| Suma de todos los eigenvalues | 4.658 | | | | |
| Suma de todos los eigenvalues canónicos | 1.730 | | | | |
| Efecto marginal | | Efecto condicional | | | |
| Variable | Lambda1 | Variable | LambdaA | P | F |
| pH | 0.40 | pH | 0.40 | 0.002 | 2.36 |
| Pt | 0.36 | Pt | 0.36 | 0.002 | 2.20 |
| Nt | 0.32 | Nt | 0.31 | 0.002 | 1.99 |
| CIC | 0.31 | CIC | 0.23 | 0.018 | 1.54 |
| Ct | 0.30 | Ct | 0.26 | 0.002 | 1.72 |
| CaCO3 | 0.28 | CaCO3 | 0.17 | 0.252 | 1.17 |

Con relación a los metales presentes en el suelo en el diagrama de ordenación (figura 12), se observa la alta correlación entre las parcelas de Fe y el Ni, las de Pb con los elementos Pb, Al, Zn y Cd, y las de CuR con el Cu. Sin embargo las parcelas de la escombrera de Cu de Pineda, no están correlacionadas con este metal.

El análisis de significación del Test de Monte Carlo que muestran diferencias significativas, lo que indica que también la presencia de determinados metales explican la distribución de las especies. El porcentaje de variabilidad explicada es del 42 % (1,980 de 4,658) y los metales que mejor explican esta distribución son el Cu, Pb, Mn y Cr. El Ni, sin embargo, no presenta diferencias significativas en el análisis.

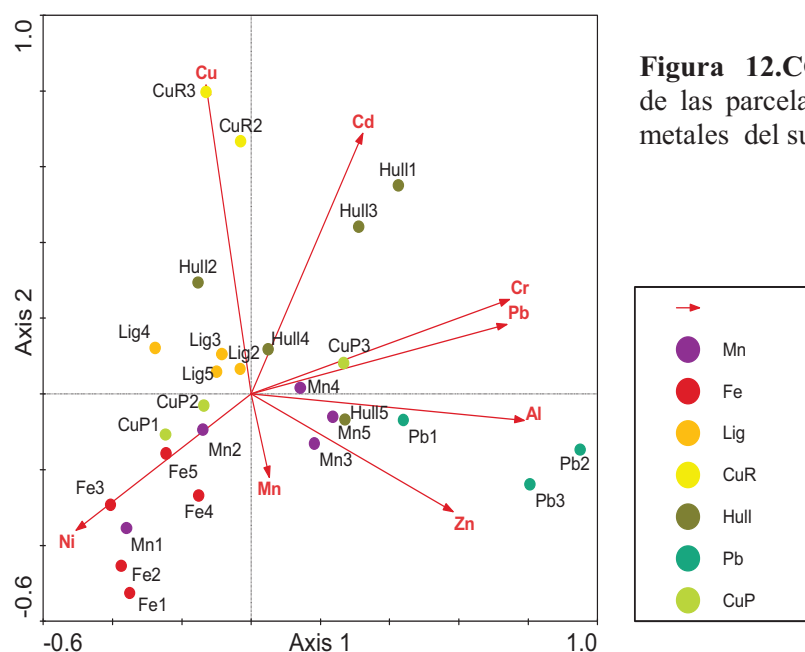


Figura 12.CCA: Representación de las parcelas de muestreo y los metales del suelo.

Tabla 4. Resultados del CCA y test de Monte Carlo con los metales del suelo como variables ambientales.

| Ejes | 1 | 2 | 3 | 4 |
|---|-------|----------------|------------------|-------------------|
| Eigenvalues | 0.421 | 0.371 | 0.320 | 0.266 |
| Correlación especies-variable ambientales | 0.933 | 0.955 | 0.943 | 0.934 |
| % acumulado de varianza explicada especies | 9.0 | 17.0 | 23.9 | 29.6 |
| relación especies-variable ambientales | 21.3 | 40.0 | 56.2 | 69.7 |
| Test de Monte Carlo | | | | |
| Test de significación de todos los ejes canónicos | | Trace 1.980 | F-ratio 1.663 | P-value 0.0020 |
| Suma de todos los eigenvalues | 4.658 | | | |
| Suma de todos los eigenvalues canónicos | 1.980 | | | |

| Efecto marginal | | Efecto condicional | | | |
|-----------------|---------|--------------------|---------|-------|------|
| Variable | Lambda1 | Variable | LambdaA | P | F |
| Cu | 0.33 | Cu | 0.33 | 0.002 | 1.90 |
| Mn | 0.32 | Pb | 0.34 | 0.002 | 2.03 |
| Al | 0.32 | Mn | 0.32 | 0.002 | 1.99 |
| Pb | 0.32 | Cr | 0.24 | 0.006 | 1.58 |
| Cr | 0.31 | Al | 0.24 | 0.010 | 1.59 |
| Cd | 0.30 | Cd | 0.20 | 0.092 | 1.33 |
| Ni | 0.26 | Ni | 0.18 | 0.200 | 1.19 |
| Zn | 0.25 | Zn | 0.13 | 0.592 | 0.90 |

CAPÍTULO VI

CONCLUSIONES

CONCLUSIONES

- 1.- Como puede verse en el anexo I, las escombreras que se encontraron a lo largo de la provincia de Burgos han sido muy pocas en comparación con el número de solicitudes de explotación del que se partía -unas 3000 solicitudes de explotaciones de diferentes materiales registradas en el Instituto Geológico minero de Burgos desde el año 1850 hasta 1995-. Hay que señalar que aquellas solicitudes que realizaron solo una calicata, no están en esta lista, ni tampoco las explotaciones de áridos, solo se han incluido las explotaciones que generaron escombreras. Esto nos lleva a la conclusión de que a pesar de tener Burgos un potencial minero muy amplio (apartado 1.2), las circunstancias de la época y el poco desarrollo tecnológico dieron lugar a pocas explotaciones reales.

- 2.- Dentro de las explotaciones seleccionadas para este estudio- subrayadas en el anexo I-, los materiales que se depositaron en las escombreras fueron muy variados y se acumularon a lo largo de varios años, lo que ha influido en las propiedades tanto físicas como químicas.

- 3.- Los perfiles de suelos descritos se corresponden normalmente con tipos de suelos poco evolucionados: Entisoles e Inceptisoles de la clasificación americana.

- 4.- Dentro de las propiedades físicas, es la textura de los materiales la propiedad más determinante en el desarrollo vegetal, ya que es consecuencia directa de la porosidad y de la capacidad de retención de agua en los suelos, a la vez que influye en la evolución de los parámetros químicos. Por otro lado estas propiedades físicas analizadas son consecuencia directa del tipo de material depositado ya que los cambios en los materiales geológicos necesitan mucho tiempo para evolucionar.

- 5.- Dentro de los parámetros químicos, sí se aprecia la evolución sufrida en el tiempo, siendo el pH la propiedad que más varía en las diferentes parcelas dentro de cada escombrera así como la más determinante en la instalación de dos diferentes taxones inventariados en ellas, observando un cambio del pH hacia la neutralidad a medida que

se va instalando la vegetación, o dicho de otra manera a medida que el pH es más próximo a la neutralidad el desarrollo vegetativo se incrementa.

- 6.- A pesar de la evolución que tiene lugar en las propiedades químicas, ciertos índices como la relación C/N, demuestran que los procesos edafogénicos que están teniendo lugar en las diferentes parcelas se encuentran aún en un estadio inicial de humificación y mineralización, siendo esta relación muy baja en todas las parcelas, especialmente las parcelas 1 y 2 de las siete escombreras.
- 7.- En los análisis químicos para determinar carbono, se ha visto que los métodos clásicos utilizados en este estudio, fallan cuando hay presencia de materia orgánica fósil, dando resultados engañosos y por ello a de restarse importancia a este parámetro como elemento para evaluar la calidad del suelo. Esta circunstancia ha sido comprobada en otros estudios donde también presentaban materiales con carbono orgánico fósil (Arranz González, 2004).
- 8.- En el caso de la determinación de los cationes de cambio, ocurre algo parecido a la materia orgánica, pues fue posible observar que el método propuesto para la determinación de los cationes de cambio falló por la presencia de carbonatos o sales. En general, para estudios en zonas mineras españolas puede ser recomendable usar siempre métodos más seguros, tales como la extracción con cloruro bórico-trietanolamina a pH 8'2.
- 9.- El contenido en metales pesados a lo largo de las diferentes escombreras no parece ser la causa que motiva la instalación de los diferentes taxones inventariados. Solo la escombrera de cobre de Rupelo presenta índices de cobre altos, pero incluso en esta escombrera la vegetación presente parece estar más condicionada por otros factores de tipo físicos y químicos, o por ausencia de semillas con potencial germinativo, que por la presencia del cobre.
- 10.- En el estudio florístico se identificaron un total de 239 taxones, pertenecientes a 167 géneros y a 42 familias, de las cuales Poaceae es la que presenta un mayor número de

taxones, seguida por Fabaceae y Asteraceae, probablemente debido a la mayor capacidad como primocolonizadoras y su mayor tolerancia a las condiciones adversas del suelo que tienen las poáceas.

- 11.- El biotipo hemicriptófito predomina claramente en todas las escombreras, lo que confirma la buena adaptación de las hierbas perennes a crecer en escombreras mineras. Después son los terófitos los más abundantes. Los geófitos, caméfitos y fanerófitos están muy poco representados.
- 12.- Las especies características de los pastizales xerófilos y mesófilos, pertenecientes a la clase *Festuco-Brometea*, son las predominantes en todas las escombreras, seguidos de los taxones propios de comunidades de anuales, tanto basófilas (*Brachypodietalia distachyi*) como acidófilas (*Tuberarietalia guttati*) o de carácter nitrófilo (*Stellarietalia mediae*).
- 13.- La riqueza específica es mayor en las escombreras de Hierro y Manganeso, coincidiendo con el hecho de ser las dos escombreras de pH más básico y mínima en las de Hulla y Cobre-Pineda, revelando que son las propiedades físicas y químicas del suelo, junto con las características climáticas, -que influyen a su vez en la vegetación circundante-, los factores que determinan la riqueza y no la presencia de metales en el suelo.
- 14.- Entre las especies que aparecen en lugares con condiciones muy adversas o con alto contenido de metales pesados en el suelo, como es el caso de la escombrera de Cobre de Rupelo cabe citar a: *Agrostis castellana*, *Plantago maritima* subsp. *serpentina*, *Silene legionensis* y *Herniaria scabrida* subsp. *scabrida*, por su posible utilidad para la fitorremediación en suelos contaminados con cobre y *Micropyrum tenellum* y *Rumex acetosella* subsp. *angiocarpus*, como colonizadores en condiciones adversas y contenido en metales pesados por encima del índice de fototoxicidad dado por Kabata Pendias & Pencias (1992). Si bien no se han analizados los tejidos vegetales de las plantas, estas especies merecen tenerse en cuenta para estudios posteriores.

15.- Las características del suelo que mejor explican la distribución de las especies en las distintas escombreras son: dentro de las propiedades físicas, la conductividad eléctrica (CE) y la capacidad de retención de agua (CRA); dentro de las propiedades químicas, el pH, el fósforo total (Pt) y el nitrógeno total (Nt); dentro de los metales, el cobre (Cu) y el plomo (Pb).

CAPÍTULO VII

BIBLIOGRAFÍA

BIBLIOGRAFÍA

- AAF Canadá, 1995.** The Health of our soils. Centre for Land and Biological Resources. Acton, D.F. & Gregorich, L.J. (Eds.). Ottawa. Canada.
- Adams, R.F. & Stevenson, F.J., 1964.** Ammonium Sorption and Release from Rocks and Minerals. *Soil. Sci. Soc. Am. Proc.*, 28: 345-351.
- Adriano, D.C., 1986.** *Trace elements in the terrestrial Enviroment*. Springer-Verlag. New York, USA. 533 pp.
- Adriano, D.C., 2001.** *Trace elements in terrestrial environments: biogeochemistry, bioavailability and risks of metals*. Springer-Verlag. Second Edition. New York, USA. 867pp.
- Agemian, H. & Chau, A.S.Y., 1976.** Evaluation of extraction techniques for the determination of metals in aquatic sediments. *The Analyst* 101:761-767
- Aizpuru, I., Aseguinolaza, C., Uribe-Echevarría, P.M., Urrutia, P. & Zorrakin, I., 1999.** *Claves ilustradas de la Flora del País Vasco*. Servicio Central de publicaciones del Gobierno Vasco. Vitoria-Gasteiz. 831 pp.
- Alcantar, E., Barra, R., Benlloch, M., Ginhas, A., Jorrin, J., Lopez, J.A., Lora, A., Ojeda, M.A., Pujadas, A., Requejo, R., Romera, J., Sancho, E.D., Shilev, S. & Tena, M., 2000.** Phytoremediation of a metal contaminated area in southern Spain. *Intercost workshop*. 15th - 18th November, 2000. Sorrento. Italy. 121-123 pp.
- Alejandro Sáenz, J.A., Arizaleta, J.A., Benito Ayuso, J., Heras P. & Infante, M., 2001.** *Estudio básico e la flora vascular silvestre el entorno de las Lagunas de La Sierra de Neila*. Unidad de Ordenación y mejora del Medio Ambiente. Junta de Castilla y León. Burgos. 104 pp.
- Alejandro Sáenz, J.A., Garcia-López, J.M. & Mateo Sanz, G., 2006.** *Atlas de la flora vascular silvestre de Burgos*. JCYL y Caja rural. Burgos
- Aljoe, W.W. & Hawkins, J.W., 1994.** Application of aquifer testing in surfece and underground coal mines. Proceedings of the 5th International Mine Water Congress. Nottingham, UK: 3-21.
- Alkorta, I., Hernández-Allica, J., Becerril, J. M., Amezaga, I., Albizu, I. & Garbisu, C., 2004.** Recent findings on the phytoremediation of soils contaminated with environmentally toxic heavy metals and metalloids such as zinc, cadmium, lead and arsenic. *Rev. Environ. Sci. Bio/Technol.* 3: 71-90.
- Aller, A.J., Deban, L., 1989.** Total and extractable contents of trace metals in agricultural soils of the Valderas area, Spain. *The Science of the Total Environment*, 79: 253-270.
- Alloway, B.J. & Ayres, D.C., 1993.** *Chemical Principles of Environmental Pollution*. Blackie Academic and Professional. Glasgow. 291 pp.
- Allue Andrade, J.L., 1985.** Bases para la taxonomía del fitoclima mediterráneo. *Anales del INIA. Servicio Forestal.* 9: 1-28.
- Amich, F., Sánchez Rodríguez, J.A. & Fernandez Diez, J., 1998.** Notas sobre flora riojana y burgalesa. *Homenaje a Pedro Montserrat. Instituto de Estudios Altoaragonenses*. 111-116.
- Ammons, J.T., 1979.** *Minesoil Properties, Root Growth and Land Use Implications*. Ph. D. Dissertation. West Virginia University. Morgantown, WV. 222 pp.
- 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.

- Aranzazu, J.M., 1862.** *Memoria sobre el estado de la minería en el distrito de Burgos.* Bol. O. del Ministerio de Comercio, Inst. y Obras Públicas 1:209-219.
- Arranz González, J.C., 2004.** *Propiedades, clasificación y evaluación de suelos mineros. Implicaciones sobre la ordenación y gestión de terrenos alterados por minería.* Tesis Doctoral. E.T.S.I.A. Madrid.
- Arranz González, J.C., Almorox Alonso, J. & 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): 422-430.
- Asami, T., 1979.** Soil pollution by metals from mining and smelting activities. In: Salomons, W. & Förstner, U. (Eds.). *Chemistry and Biology of Soli Wastes.* Springer Verlag. Tokio. 143-169.
- 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 pp.
- Ashby, W.C., Vogel, W.G., Kolar, C.A. & Philo, G.R., 1984.** Productivity of Stony Soils on Strip Mines. In: Nichols, J. D.; Brown, P. L. & Grant. W. J. (Eds.) *Erosion and Productivity of Soils Containing Rock Fragments.* SSSA Special Publication number 13. Madison, WI: 31-44.
- Atlas del territorio de Castilla y León.** Junta de Castilla y León. 1995.
- Atlas fitoclimático de España. 1990.** *Taxonomias,* INIA. Madrid.
- Ayala Carcedo, F.J., 1988.** *Atlas del medio Físico de la ciudad de Burgos y su marco provincial.* ITGE.
- Baker, A.J.M., 1981.** Accumulators and excluders - strategies in the response of plants to heavy metals. *Journal of Plant Nutrition* 3: 643-654.
- Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Reeves, R. & Smith, J.A.C., 2000.** Metal Hyperaccumulator Plants: A Review of the Ecology and Physiology of a Biological Resource for Phytoremediation of Metal-Polluted Soils. In: Terry, N. & Bañuelos, G. (Eds) *Phytoremediation of Contaminated Soil and Water.* Lewis Publishers, Boca Raton, FL, USA: 85-107.
- Baker, A.J.M., McGrath, S.P., Sidoli, C.M.D. & Reeves, R.D., 1994.** The Possibility of in-Situ Heavy-Metal Decontamination of Polluted Soils Using Crops of Metal-Accumulating Plants. *Resources Cons. Recycling.* 11: 41-49.
- Bakker, J.W. & Hidding, A.P., 1970** The influence of soil structure and air content on gas diffusion in soils. *Neth. J. Agric. Sci.* 18, 37-48.
- Ball, D.F., 1964.** Loss-on-ignition as an estimate of organic matter and organic carbon in non calcareous soils. *Journal of Soil Science.* 15: 84-92.
- Bañuelos, G.S. & Meek, D.W., 1989.** Selenium accumulation in selected vegetables. *Journal of plant Nutrition* 12: 1225-1272.
- Bañuelos, G.S., Cardon, G., Phene, C.J., Wu, L., Akohoue, S. & Zambrzuski, S., 1993b.** Soil boron and selenium removal by three plant species. *Plant and Soil* 148: 253-263.
- Barber, S.A., 1984.** *Soil Nutrient Bioavailability. A Mechanistic Approach.* John Wiley & Sons. New York. 403 pp.
- Barceló, J. & Poschenrieder, Ch., 2003.** Phytoremediation: principles and perspectives. *Contributions to Science* 2(3): 333-344. Institut d'Estudis Catalans, Barcelona.
- Barceló, J. & Poschenrieder, Ch., 1990.** Plant Water relations as affected by heavy metals stress: a review. *J.Plant Nutr.* 13: 1-37.
- Bariego, P. & Gastón, A., 2002.** Catalogo florístico de los Montes de Ordunte (Burgos, España). *Ecología* 16; 97-152

- Bariego, P., 2002.** *Flora y Vegetación forestal de los montes de Ordunte (Burgos)*. Tesis doctoral. Universidad de Lleida
- Barnhisel, R.I., Powell, J.L. & Hines, D.H., 1986.** Changes in chemical and physical properties of two soils in the process of surface mining. Fourth Biennial Billings Symp. In: Mining and Reclamation in the West and The National Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation. Billings, MT (paper K-2). 10 pp.
- Barrutia Sarasua, O., 2008.** *Assessment of Zn, Pb and Cd tolerance in native plant species from contaminated soils and its implications for heavy metal phytoextraction*. Tesis Doctoral. Universidad del País Vasco
- 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.
- Bauer, A., Nyren, P., Reichman, G. A. & Gee, G., 1978.** Fertilization of wheat, corn and grass-legume mixture grown on reclaimed spoils. *N. Dak. Agr. Exp. Sta., Res. Rpt.* 67 pp.
- Becerril, J.M., Barrutia, O., García Plazaola, J.I., Hernández, A., Olano J.M. & Garbisu, C., 2007.** Especies nativas de suelos contaminados por metales: aspectos ecofisiológicos y su uso en fitorremediación. *Ecosistemas*, 16 (2): 50-55.
- Bech, J., 1996.** Heavy metals and trace elements. *Rev. Royal Acad. Pharmac. Catalonia:* 17:1732.
- Bech, J., 1999.** Knowledge of soils in ascent Greece, with reference to accumulated knowledge from prehistoric times. *Men. Royal Acad. Of Sciences and Arts of Barcelona*, 57(10): 405-511.
- Becker, C.W., Woody, F.W. & Curtis, W., 1986.** Water quality of mined and unmined watersheds in east Tennessee. *Journal of the Tennessee Academy of Science.* 61 (4): 98-104.
- Beckett, P.H.T., 1989.** The Use of Extractants in Studies on Trace Metals in Soils, Sewage Sludges and Sludge-Treated Soils. *Advances in Soil Science*, 9: 143-171
- Beltrán, V., Blasco, A., Escardino, A. & Negre, F., 1988.** Formation of black core during firing of floor and wall tiles. *Interceran*, 37: 15-21.
- Bendfeldt, E.S., 1999.** *Dynamics and Characterization of Soil Organic Matter on Mine Soils 16 years after Amendment with Topsoil, Sawdust, and Sewage Sludge*. PhD. Faculty of Virginia Polytechnic Institute and State University. Blacksburg, Virginia. 138 pp.
- Bermudez de Castro, F., Müller, A., Pérez Corona, E., & Schomitz, M.F., 1988.** *Plantas leñosas fijadoras de nitrógeno atmosférico y recuperación de suelos degradados por explotaciones mineras*. 1^{er} Congreso Nacional de la cuenca minera de Riotinto. 347-363.
- Berrow, M.L. & Mitchel, R.L., 1980.** Location of trace elements in soil profiles: total and extractable contents of individual horizons. *Earth Sciences*, 71: 103-121.
- Bhumbla, D.K. & Sencindiver, J.C., 1989.** *Use of Phosphatic Clays in Revegetation of Minesoils: A Greenhouse Study*. Florida Institute of Phosphate Research, Final Report, 2. Bartow, Florida.
- Blakemore, L.C., Searle, P.L. & Daly, B.K., 1977.** *Methods of Chemical Analysis of Soil*. New Zealand Soil Bureau. Scientific Report 10A
- Bloomfield, C., 1981.** The translocation of metal in soil. In: Greenland, D.J., & Hayes, M.H. (Eds.) *The Chemistry of Soil Processes*. John Wiley & Sons. Nueva York, EEUU. 714 pp.

- Blum, W.E.M. & Santelises, A.A., 1994.** A concept of sustainability and resilience based on soil functions: the role of ISSS. In: D.J. Greenland and I. Szabolcs. (Eds). *Soil resilience an Sustainable Land Use*. CAB Int. Wallingford, UK. 535-542.
- Bonnier, G. & Layens, G., 1975.** *Flore complète portative de la France de la Suisse et de la Belgique*. Cogery. Paris. 425 pp.
- Bowen, H.J.M., 1979.** *Environmental Chemistry of the Elements*. Academic Press. London. 333 pp.
- Box George, E.P., Hunter William, G. & Stuart Hunter, J., 1993.** Estadística para investigadores. Reverté. Barcelona. 675 pp.
- Boyd, R.S. & Martens, S.N., 1994.** Nickel hyperaccumulated by *Thlaspi montanum* var *montanum* is acutely toxic to an insect herbivore. *Oikos* 70: 21-25.
- Boyd, R.S. & Martens, S.N., 1998.** The significance of metal hyperaccumulation for biotic interactions. *Chemoecology* 8: 1-7.
- Bradley, R., Burt, A.J. & Lee, D.J., 1981.** Mycorrhizal infection and resistance to heavy metal toxicity in *Calluna vulgaris*. *Nature*, 292: 335-337.
- Bradshaw, A.D. & Chadwick, M.J., 1988.** *The Restoration of Land. The ecology and reclamation of derelict and degraded land*. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 107-122.
- Bradshaw, A.D. & MacNeilly, T., 1985.** *Evolución y contaminación*. Omega. Barcelona. 96 pp.
- Bradshaw, A.D. & McNeilly, T., 1984.** *Cuadernos de Biología: Evolución y contaminación*. Ediciones Omega. Barcelona.
- Bradshaw, A.D., 1985.** The Reclamation of Derelict Land and the Ecology of Ecosystems. In: Jordan III, W. R., Gilpin, M. E. & Aber, J. D. (Eds.). *Restoration Ecology: A Synthetic Approach to Ecological Research*. Cambridge University Press. Cambridge. 53-75.
- Bradshaw, A.D., Fitter, A.H. & Handley, J.F., 1973.** Why use topsoil in land reclamation?. *Surveyor*, May. 25: 39-41.
- Brady, N.C.I., 1984.** *The Nature and Properties of Soils*. 9th ed. Macmillan. New York. N.Y.
- Bratos, J., Sicilia, G. & Remasal, A., 1986.** *Análisis de Suelos*. Curso para el S.P.Y D.A. de Burgos. Unión Explosivos Río Tinto S.A.
- Braun-Blaquet, J., 1979.** *Fitosociología. Bases para el estudio de las comunidades vegetales*. Blume. 820 pp.
- Brooks, R.R. & Radford, C.C., 1978.** Nickel Accumulation by European Species of Genus *Alyssum*. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*. 200: 217-224.
- Brooks, R.R., 1998.** Geobotany and hyperaccumulators. In Brooks, R.R. (Ed). *Plants That Hyperaccumulate Heavy Metals*. CAB International, Wallingford, UK. 55-94.
- Brooks, R.R., Lee, J., Reeves, R.D. & Jafre, T., 1977.** Detection nickeliferous rocks by analysis of herbarium specimens of indicator plants. *J. Geochem. Explor.*, 7: 49-57.
- Brooks, R.R., Morrison, R.S., Reeves, R.D., Dudley, T.R. & Akman, Y., 1979.** Hyper-Accumulation of Nickel by *Alyssum* Linnaeus (Cruciferae). *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences*. 203: 387-403.
- Brown, M.T. & Wilkins, D.A., 1985.** Zinc tolerance of mycorrhizal *Betula*. *New Phytologist*, 99:101-106.

- Brown, R.W., Amacher, M.C., Mueggler, W.F. & Kotuby-Amacher, J.K., 2003.** *Reestablishing Natural Succession on Acidic Mine Spoils at High Elevation: Long-Term Ecological Restoration*. USDA Forest Service, Rocky Mountain Research Station. Research Paper RMRS-RP-41. 49 pp.
- Burghardt, W. & Niggemeyer, M., 2002.** Quality of stony soils and their remediation by humus formation results from the field trial on shales from hard coal mining of Waltrop, Ruhr area. *In: Al-Awadhi, N. M. & Taha, F. K. New technologies for soil reclamation and desert greenery*. Amherst Scientific Publishers, Amherst, Massachusetts USA. 255-268.
- Burghardt, W., 1989.** C-, N- und S-Gehalte als Merkmale der Bodenbildung auf Bergehalden. *Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch.*, 59: 851-856.
- Burghardt, W., Hagedo, A., Komossa, M. & Wenikajtys, M., 2003.** Characterized and types of street soils. *SUITMA. Proceedings Euro Soil*. Nancy, France. 55 -57.
- Cabo, A. & Miner, F., 1990.** *Geografía de Castilla y León. Las Comarcas Tradicionales*. Ámbito. Valladolid. 76-139 pp.
- Calvo, R. & Pérez, A., 1994.** Soil affected by acid mine waters in Galicia (NW Spain). *Water Air Soil Polut*, 73: 247-263.
- Campbell, C.A., 1978.** Soil organic carbon, nitrogen and fertility. *In: Schitzer, M. & Khan, S.V. (Eds.). Soil Organic Matter*. Developments in Soil Science 8. Amsterdam, the Netherlands: Elsevier Scientific. 173-271pp.
- Campbell, R. & Greaves, M.P., 1990.** Anatomy and community structure of the rhizosphere. *In Lynch J.M. (Ed.), The rhizosphere*. John Wiley and Sons, New York. 11-34 pp.
- Carrasco, M.A. & Velayos, M., 1984.** Datos para la flora de los sabinares del sur de Burgos (España). *Anales Jardín Botánico de Madrid*, 41(1); 155-159
- Caruccio, F.T. & Geidel, G., 1982.** The geologic distribution of pyrite and calcareous material and its relationships to overburden sampling. *In: Simpson, D. G. & Plass, W. T. (Eds.). Proceedings of Seminar on the Role of Overburden Analysis in Surface Mining*. Wheeling, WV, U.S. 2-12.
- Casal, M., 1987.** Post-fire dynamics of shrublands dominated by Papilionaceae plants. *Ecología Mediterránea* 13: 87-98.
- Castroviejo, S. & al. (Eds.) 1986-2007.** *Flora Ibérica. Plantas vasculares de La Península Ibérica e Islas Baleares* 1-8, 10, 14, 15, 21. Real Jardín Botánico de Madrid. C.S.I.C. Madrid.
- Chaney, R., Brown, S., Li, Y.M., Angle, J.S., Homer, F. & Green, C., 1995.** Potential use of metal hyperaccumulators. *Mining Environmental Management*, 3: 9-11.
- Chaney, R.L. & Giordano, P.M., 1977.** Microelements as related to plant deficiencies and toxicities. *In Elliot, L.F. & Stevenson, F.J. (Eds.). Soils for the Management of Organic Wastes and Waste Waters*. Soil Sci. Soc. Am.; Am. Soc. Agron. & Crop. Sci. Soc. Am. Madison. 235-279.
- Chaney, R.L., Li, Y.M., Brown, S.L., Homer, F.A., Malik, M., Angle, J.S., Baker, A.J.M., Reeves, R.D. & Chin, M., 2000.** Improving metal hyperaccumulator wild plants to develop commercial phytoextraction systems: approaches and progress. *In: Terry, N. & Bañuelos, G. (Eds.). Phytoremediation of Contaminated Soil and Water*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, USA: 129-158.
- Chaney, R.L., Malik, M., Li, Y.M., Brown, S.L., Brewer, E.P., Angles, J.S. & Baker, A.J.M., 1997.** Phytoremediation of soil metals. *Current Opinions in Biotechnology*, 8 (3): 279.

- Chaudri, A.M., McGrath, S.P. & Giller, K.E., 1992.** Metal tolerance of isolates of *Rhizobium leguminosarum* biovar trifolii from soil contaminated by past applications of sewage sludge. *Soil Biology and Biochemistry*, 24: 83-88
- Chen, B., Christie, P. & Li, L., 2001.** A Modified Glass Bead Compartment Cultivation System for Studies on Nutrient and Trace Metal Uptake by Arbuscular Mycorrhiza. *Chemosphere*, 42: 185-192.
- Chen, J.H., Czajka, D.R., Lion, L.W., Shuler, M.L. & Ghiorse, W.C., 1995.** Trace metal mobilization in soil by bacterial polymers. *Environ. Health Perspect.* 103: 53-58.
- Christensen, B.T., 1992.** Physical fractionation of soil organic matter in primary particle size and density separates. *Adv. Soil Science*, 20:1-91.
- Christie, P., Li, X. & Chen, B., 2004.** Arbuscular Mycorrhiza can Depress Translocation of Zinc To Shoots of Host Plants in Soils Moderately Polluted with Zinc. *Plant and Soil*, 261 (1-2): 209-217.
- Ciolkosz, E.J., Counce, R.C., Cunningham, R.L. & Petersen, G.W., 1985.** Characteristics, genesis and classification of Pennsylvania minesoils. *Soil Science*, 139: 232-238.
- Clark, R.K. & Clark, S.C., 1981.** Floristic diversity in relation to the soil characteristics in a lead mining complex in the Pennines, England. *New Phytology*, 87: 799-815.
- Clarke, K.R. & Gorley, R.N., 2006.** *PRIMER v6: user manual/tutorial*. PRIMER-E Ltd, Plymouth, UK. 190 pp.
- Cohen, M.S. & Gabriele, P.D., 1982.** Degradation of Coal by Fungi *Polyporus versicolor* and *Poria monticola*. *Applied and Environmental Microbiology*, 44 (1): 23-27.
- Coincy, A., 1898.** Burgos au point de vue botanique. *Bull. Herb. Boissier*, 1898: 620-831.
- Conesa, H., Robinson, B., Schulin, R. & Nowack, B., 2007.** Growth of *Lygeum spartum* in acid mine tailings: response of plants developed from seedlings, rhizomes and at field conditions. *Environmental Pollution*, 145: 700-707.
- Cook, C.W., Hide, R.M. & Sims, P.O. 1974.** *Revegetation guidelines for surface mined areas*. Colorado State Department. Science Series No. 16, 73 pp.
- Cook, C.W., Hide, R.M. & Sims, P.O., 1974.** *Revegetation guidelines for surface mined areas*. Colorado State Department. *Science Series*, 16: 73 pp.
- Coppin, N.J. & Bradshaw, A.D., 1982.** *Quarry Reclamation*. Mining Journal Books Ltd. Mining Industry Research Organisation. 112 pp.
- Cortes Echanove, L., 1966.** Explotaciones mineras por burgaleses al mediar el S. XIX. *Bol. Institución Fernán González*, 167: 385 pp.
- Craul, P.J., 1985.** A description of urban soils and their desired characteristics. *J. Arboric.*, 11(11): 330-339.
- Crosby, N.T. & Patel, I., 1995.** *General principles of good sampling practice*. The Royal Society of chemistry. Valid Analytical Measurement. London U.K.
- Cuadras, C.M., 1981.** *Métodos de análisis multivariante*. Eunibar. Barcelona.
- Cundell, A.M., 1977.** The role of microorganisms in the revegetation of strip mined land in the Western United States. *J. Range Manage.* 30: 299-305.
- Cunningham, S.D. & OW, D.W., 1996.** Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiology*. Vol. 110, N° 3: 715-719.
- Daniels, W.L. & Amos, D.F., 1981.** Mapping, characterization and genesis of mine soils on a reclamation research area in Wise County, Virginia. *Proceedings of 1981 Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation*. University of Kentucky, Lexington, KY. 261-265.

- Daniels, W.L. & Zipper, C.E., 1988.** Improving coal surface mine reclamation in the Central Appalachian region. In: Cairns, J. Jr. (Ed.). *Rehabilitating damaged ecosystems*. Vol I. CRC Press, Boca Ratón, FL. 139-162.
- Daniels, W.L. & Zipper, C.E., 1997.** *Creation and Management of Productive Mine Soils*. Reclamation Guidelines. Powell River Project. Virginia Cooperative Extension Pub. N° 460-121. 12 pp.
- de Vries, M.P.C. & Tiller, K.F.G., 1978.** Sewage sludge as a soil amendment, with special reference to Cd, Cu, Mn, Ni, Pb, and Zn. Comparison of results from experiments conducted inside and outside a greenhouse. *Environ. Pollut.*, 16: 231-240.
- Dean, W.E., 1974.** Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology*, 44: 242-248.
- Dec, J. & Bollang, J., 1994.** Use of plant material for the decontamination of water polluted with phenols. *Biotechnol. Bioeng.*, 44: 1132-1139.
- Del Río, M., Font, R., Fernández-Martínez, J., Domínguez, J. & De Haro, A., 2000.** Field trials of Brassica carinata and Brassica juncea in polluted soils of the Guadamar river area. *Fresenius Environmental Bulletin*, 9: 328-332.
- Del Río, M., Font, R., Velez, D., Almela, C., Montoro, R. & De Haro, A., 2002.** Uptake and Distribution of As in *Amaranthus blitoides*. Growing on Contaminated Soils. *Fresenius Environmental Bulletin*. 11(9a): 589-593.
- Dold, B. & Fontboté, L., 2001.** Element cycling and secondary mineralogy in porphyry copper tailings as a function of climate, primary mineralogy, and mineral processing. *Journal of Geochemical Exploration*, 74: 3-55.
- Dold, B., 1999.** Mineralogical and Geochemical Changes of Copper Flotation Tailings in Relation to their Original Composition and Climatic Setting. Implications for Acid Mine Drainage and Element Mobility. *Terre & Environment*, 18: 230 pp.
- Doran, J.W. & Safley, M., 1997.** Defining and assessing soil health and sustainable productivity. In: Pankhurst, C., Doube, B.M. & Gupta, V.V. (Eds.). *Biological indicators of soil health*. CAB International, Wallingford. 1-28
- Eapen, S. & D'Souza, S.F., 2005.** Prospects of genetic engineering of plants for phytoremediation of toxic metals. *Biotechnol. Adv.*, 23(2): 97-114.
- Echanove, S., Díaz, J., Velarde, R. & Almazán, A., 1934.** Estudio geológico-industrial de la zona de hierros de Monterrubio de La Sierra (Burgos). *Catálogo descriptivo de los Criaderos Minerales de España*, 2: 287-289.
- El-Kherbawy, M., Angúlo, J.S, Heggo, A. & Chaney, R.L., 1989.** Soil pH, rhizobia, and vesicular-arbuscular mycorrhizae inoculation effects on growth and heavy metal uptake of alfalfa (*Medicago sativa*). *Biology and Fertility of Soils* 8: 61-65
- Emmerich, W.E., Lund, L.J., Page, A.L. & Chang, A.C., 1982.** Movement of heavy metals in sewage sludge-treated soils. *J. Environ. Qual.*, 11(2): 174-178.
- Evans, A.M. (Ed.) 1995.** *Introduction to mineral exploration*. Blacwell Science, London, 396 pp.
- Evans, L.J., Spiers, G.A. & Zhao, G., 1995.** Chemical aspects of heavy metal solubility with reference to sewage sludge amended soils. *Inter. J. Environ. Anal. Chem.*, 59: 291-302.
- Flechas, F.W. & Latady, M., 2003.** Regulatory evaluation and acceptance issues for phytotechnology projects. *Avd. Biochem Eng. Biotecnology*, 78: 171-185.

- Font Quer, P., 1924.** Datos para el conocimiento de la flora de Burgos. *Treb. Mus. Cienc. Nat. Barcelona (ser.bot.)*, 5(5): 3-56.
- Fransway, D.F., 1987.** Acid-base potential and sulfur forms. 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. 233-258.
- Freitas, H., Prasad, M.N.V. & Pratas, J., 2004.** Heavy metals in the plant community of São Domingos, an abandoned mine in SE Portugal: Possible applications in mine remediation. *Environmental International*, 30 (1): 65-72.
- Freitas, H., Prasad, M.N.V. & Pratas, J., 2004.** Serpentine soil and plant analysis for heavy metals accumulation. *Chemosphere*, 54 (11): 1625-1642.
- Frick, C. M., Farrell, R. E. & Germida, J. J., 1999.** *Assessment of Phytoremediation as an in situ Technique for Cleaning Oil-Contaminated Sites*. Petroleum Technology Alliance of Canada. Vancouver, British Columbia.
- Fuentes Cabrera, M.E., 1981.** *Contribución al estudio de la flora y vegetación del extremo noroccidental de la Demanda; Cuencas Altas de los Ríos Arlanzón y Tirón. (Burgos)*. Tesis Doctoral. U. C de Madrid
- Fuentes Cabrera, M.E., 1987.** Datos sobre la flora de Burgos, Montes de Oca y Sierra de la Demanda. *Bol. Soc. Brot. Ser. 2*, 60: 129-138.
- Gabriels, D. & Michiels, P., 1991.** Soil organic matter and water erosion processes. In: Wilson, W.S. (Eds.). *Advances in soil organic matter research: The impact on agriculture and the environment*. The Royal Society of Chemistry. Cambridge, England. 141-152.
- Gadd, G.M., 1993.** Interactions of fungi with toxic metals. *New Phytologist* 124:25-60.
- Galán Cela, A., 1900.** Contribución al estudio florístico de la comarca de la Lora y Paramo de Masa (Burgos). *Fontqueria*, 30:1-167.
- Garbisu, C. & Alkorta, I., 2001.** Phytoremediation: a cost-effective plant-based technology for de removal of metals from the environment. *Bioresource Technology*, 77:229-236.
- García, I. & Dorronsoro, C. 2005.** *Contaminación por Metales Pesados*. Tesis Doctoral. Departamento de Edafología y Química Agrícola. Univ. de Granada.
- García, I., Díez, M., Martín, F., Simón, M., Dorronsoro, C. 2009.** Mobility of Arsenic and Heavy Metals in a Sandy-Loam Textured and Carbonated Soil. *Pedosphere*, 19: 166-175.
- García-Baquero, G., 2005.** Flora y vegetación del Alto Oja (Sierra de La Demanda, La Rioja, España). *Guineana* 11: 1-250.
- García-López, J.M. & Allue Camacho, C., 2002.** Aproximaciones al Catálogo florístico de la provincia de Burgos. *Ecología* 15: 111-168.
- García-López, J.M. & Allue Camacho, C., 2004.** *Plantas silvestres de la provincia de Burgos*. Caja de Burgos. 665pp.
- García-López, J.M., 2001.** Gestión y conservación de la flora vascular de Burgos. Junta de Castilla y León. Valladolid. *Medio Ambiente*, 16: 2-13.
- García-Mijangos, I., 1995.** Los Alcornocales del sector Castellano-Cantábrico. *Lazaroa*. 15: 241-244.
- García-Mijangos, I., 1997.** Flora y vegetación de los Montes Obarenes (Burgos). *Guineana*. 3: 1-458.
- Gartside D.W. & MacNeilly, T., 1974a.** Genetic studies in heavy metal tolerant plants. I Genetic of Zinc tolerance in *Anthoxanthum odoratum*. *Heredity*, 32: 287-297

- Gartside, D.W. & MacNeilly, T., 1974b.** The potential for evolution of heavy metal tolerance in plants. II Copper tolerance in normal populations of different plant species. *Heredity*, 32: 335-348.
- Gast, R.G., 1979.** *Encyclopaedia of Soil Science*. Fairbridge, R.W. and Finkl, C.W.; Dwoden, Hutchinson and Ross. Stroudsburg Pa.148-152.
- Gemmell, R.P., 1977.** *Colonization of Industrial Waste Land*. Studies in Biology No. 80. Edward Arnold, London.
- Gentcheva-Kostadinova, S., Zheleva, E., Petrova, R. & Haigh, M., 1994.** Soil constraints affecting the forest-biological recultivation of coal-mine spoil banks in Bulgaria. *Inter. J. of Surface Mining Reclamation and Environment*, 8: 47-53.
- Ghaderian, S.M., Mohtadi, A., Rahiminejad, M.R. & Baker, A.J.M., 2007.** Nickel and other metal uptake and accumulation by species of *Alyssum* (Brassicaceae) from the ultramafics of Iran. *Environ. Poll.*, 145: 293-298.
- Gilley, J.E., Gee, G.W., Bauer, A., Willis, W.O. & Young, R.A., 1977.** Runoff and Erosion Characteristics of Surface-Mined Sites in Western North Dakota. *Transactions of the ASAE*, 20: 697-704.
- Gil-Sotres, F., Trasar-Cepeda, M., Ciardi, C., Ceccantti, B. & Leiros, M., 1992.** Biochemical characterization of biological activity in very young mine mine soils. *Biology and Fertility of Soils*, 13: 25-30.
- Gorlach, E. & Gambús, F., 1991.** The effect of liming, adding peat, and phosphorus fertilization on the uptake of heavy metals by plants. *Polish J. Plant Sci.*, 24(2): 199-204.
- Graham, R.D., 1981.** Absorption of copper by plant roots. In: Loneragan, J.F.; Robson, A.D. & Graham, R.D. (Eds.). *Copper in Soils and Plants*. Academic Press. Sydney: 141-163.
- Grande, J., 1846.** Sobre el estado de la minería del distrito de la provincia de Burgos en agosto de 1846. *Anales de Minas*, 4: 235-249.
- Grime, J.P., 1989.** *Plant Strategies and Vegetation Processes*. Wiley, New York, 222 pp.
- Grubb, P.J., 1987.** Some generalizing ideas about colonization and succession in green plants and fungi. In: Gray, A.J.; Crawley, M.J. & Edwards, P.J. (Eds.). *Colonizations, Succession and Stability*. 26th Symposium British Ecological Society. Blackwell Scientific Publications. 81-100.
- Gutián-Ojeda, F. & Carballas-Fernandez, T., 1976.** *Técnicas de análisis de suelos*. Pico Sacro. Santiago de Compostela. 93 pp.
- Haigh, M.J., 1995.** Soil quality standards for reclaimed coal-mine disturbed lands: A discussion paper. *Inter. J. of Surface Mining Reclamation and Environment*, 9: 187-202.
- Harding, M.V., 1990.** Erosión Control effectiveness: Comparative Studies of Alternative Mulching Techniques. In: John J. Berger (Eds). *Environmental Restoration. Science and strategies for Restoring the Earth*. Island Press. Washington, D. C. 149-156.
- Harter, R.D., 1986.** *Adsorption Phenomena*. Van Nostrand Reinhold. New York. 379 pp.
- Hernández Muñoz, A., 1996.** *Depuración de Aguas Residuales*. Paraninfo, S.A. 628pp.
- Hillel, D., 1982.** *Fundamentals of soil physics*. Academic Press. New York. 363 pp.
- Hofrichter, M. & Fritsche, W., 1997.** Depolymerization of low-rank coal by extracellular fungal enzyme systems. II. The lignonolytic system of the coal-humic-acid-degrading fungus *Nematoloma frowardii* b19. *Appl. Microbiol. Biotechnol.*, 47: 419-424.

- Hossner, L.R. & Hons, F.M., 1992.** Reclamation of Mine Tailings. *In: Rattan Lal & Stewart, B.A. (Eds). Soil Restoration. Advances in Soil Science*, Vol. 17. Springer Verlag. New York. 311-350.
- ICONA, 1995.** *Segundo Inventario Forestal Nacional 1896-1995. Castilla y León. Burgos.* Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Madrid
- IGME, 1970-1971.** *Mapa Geológico de España.* E. 1: 200.00. Publicaciones del IGME.
- IGME, 1973.** *Mapa Metalogénico de España.* E. 1: 200.000. Publicaciones del IGME.
- IGME, 1993.** *Mapa Geológico de Burgos.* E. 1: 200.00. Publicaciones del IGME.
- Israelsen, C.E. & Israelsen, E.K., 1982.** Controlling Erosion on Surface Mining Sites. *In: Proceedings of 1982 Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology & Reclamation.* Univ. Kentucky, Lexington, KY. 329-337.
- ITGE, 1995.** *Suelos contaminados. Club Español de la Minería.* ITGE. Madrid. 116 pp.
- ITGE, 1998.** *Plan Nacional de Cartografía Temática Ambiental. Manual de Procedimientos: Cartografía de Suelos. PNCTA-250.* Inédito.
- ITGME, 1989.** *Manual de restauración de terrenos y evaluación de impactos ambientales en minería.* Serie Ingeniería Medioambiental. 131 pp.
- Jackson, M.L., 1970.** *Análisis Químico de Suelos.* Omega. Barcelona. 283 pp.
- Jackson, R.M., 1975.** Soil fungi. *In: Walter, N. (Eds). Soil microbiology.* London: Butterworths. 273-286.
- Jenne, E.A., 1986.** *An activity based model for developing sediment criteria for metals: A new approach.* Chemical in the Environment International Conference. Lisbon. Portugal. 560-568.
- Jennings, A.A. & Manocha, A., 1994.** Modeling soil bioremediation. *In: Wise, D.L. & Trantolo, D.J. (Eds.). Remediation of Hazardous wastes contaminated soil.* Marcel Dekker, Inc. N.Y. 213-275.
- Jochimden, M. & Janzen, D., 1991.** Structure y phytomass production of a pioneer community. *In : Esser, G. & Overdieck, D. (Eds). Moder Ecology: Basic and Applied Aspects.* Elsevier, Amsterdam. 36-60.
- Jochimsen, M., 2001.** Vegetación development and species assemblages in a long-term reclamation Project on mine spoil. *Ecological Engineering* 17:187-198.
- Johnson, C.D. & Skousen, J.G., 1995.** Minesoil Properties of 15 Abandoned Mine Land Sites in West Virginia. *Journal of Environmental Quality*, 24: 635-643.
- Johnson, M. S., Cooke, A. & Stevenson, J.K., 1994.** Revegetation of metalliferous wastes and land after metal mining. *In: Hester, R.E. & Harrison, R.M. (Eds) Mining and its environmental impact.* Royal Soc Of Chemistry, Letchworth,UK. 31-48.
- Juma, N.G. & Tabatabai, M.A., 1978.** Distribution of phosphomonoesterases in soils. *Soil Sci.*, 126 (2): 101-108.
- Kabata Pendias, A. & Pendias, H., 1992.** *Trace Elements in Soils and Plants.* CRC press, (2nd edition). Boca Ratón. Fla. USA. 315 pp.
- Kämer, U. & Chardonens, A.N., 2001.** The use of transgenic plants in the bioremediation of soils contaminated with trace elements. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 55(6): 661-672.
- Karthikeyan, R. & Kulakow, P.A., 2003.** Soil plant microbe interactions in phytoremediation. *Adv Biochem Eng Biotechnol.*, 78: 51-74.
- Kesler, S.E., 1994.** *Mineral resources, economics, and the environment.* MacMillan. N.Y. 391pp.

- Khan, A. G., 1981.** Growth response of endomycorrhizal onions in unsterelized coal wastes. *New Phytologist*, 87: 363-370.
- Kidd, P.S., Becerra, C., García, M. & Monterroso, C., 2007.** Aplicaciones de plantas hiperacumuladoras de níquel en la fitoextracción natural: Genero *Alyssum* L. *Ecosistemas*, 16 (2): 27-44.
- Kiekens, L., 1983.** Behaviour of heavy metals in soils. In: Utilization of sewage sludge on land: Rates of application and long-term effects of metals. Berglund, S. *et al.* (Eds.) *Proceedings of a seminar held at Uppsala, Sweden*. Reidel, D. Publ. Co., Boston. 126-134.
- 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.
- King, J. A., 1988.** Retention of metals by general soils of the Southeastern United States. *Journal of Environmental Quality* 17:239-246
- Kloke, A., Sauerbeck, D.R. & Vetter, H., 1994.** The Contamination of Plants and Soils with Heavy Metals and Transport of metals in Terrestrial Food Chains. In: Nriagu. H. J. (Eds). *Changing Metal Cycles and Human*. Springer-Veriag. Berlin. 113-141.
- Kohnke, R., 1950.** The Reclamation of Coal Mine Spoils. *Advances of Agronomy* II: 317-349.
- Koslowsky, S.D. & Boerner, R.E.J., 1989.** Interactive effects of aluminium, phosphorus and mycorrhizae on growth and nutrient uptake of *Panicum virgatum* (Poaceae). *Environmental Pollution*, 61: 107-125.
- Krauskopf, K.B., 1967.** *Introduction to Geochemistry*. McGraw-Hill. New York.
- Krogmann, V., Boyles, L.S., Martel, C.J. & McComas, K.A., 1997.** Biosolids and sludge management. *Water Environment Research*, 69 (4): 534-550.
- Kuhnt, G., 1993.** Soil-Bound Residues of Pesticides. In: Ter Meulen, G.R.B, StiglianiI, W.M., Salomons, W., Bridges, E.M. & Imerson, A.C. (Eds.). *Chemical Time Bombs: Proceedings of the European State-of-the-Art Conference on Delayed Effects of Chemicals in Soils and Sediments*. Foundation for Ecodevelopment Stichting Mondiaal Alternatief, Hoofddorp, The Netherlands. 87-94.
- 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.
- Lacalle, B., Fernández del Pino, P., González-García, P. & Romero, A., 2000.** Diferencias en la biodisponibilidad de metales pesados entre suelos naturales y suelos contaminados. *Edafología*, 7(3): 251-265.
- Lafuente Alvarez, F. (1997).** *Impacto de la adición de residuos orgánicos de ciudad sobre la biodisponibilidad de fósforo*. Tesis de Licenciatura. Facultad de Ciencias. Universidad de Burgos.
- Lambert, D. H. & Cole, H. Jr., 1980.** Effects of mycorrhizae on establishment and performance of forage species in mine spoils. *Agronomy Journal*, 72: 257-260.
- Larson, W.E. & Pierce, F.J., 1994.** The dynamics of soil quality as a measure of sustainable management, In: Doran, J.W., Coleman, D.C., Bezdicek, D.F. & Stewart, B.A. (Eds). *Defining soil quality for a sustainable environment*. SSSA Special Publication, No.35. SSSA, Madison, WI. 37-51.
- Lasat, M.M., 2002.** Phytoextraction of Toxic Metals: A Review of Biological. *Journal of Environmental Quality* 31:109-120.

- Lazarret, M., 1895.** *Recherches géologiques sur la région orientale de la province de Burgos et sur quelques points des provinces d'Alava et Logroño.* Thèse de Doctorat. Faculté de Sciences de Paris.
- Lee, K.E., 1991.** The diversity of soil organisms. In Hawksworth D.L.(Ed). *The Biodiversity of microorganisms and invertebrates: its role in sustainable agriculture.* CAB International, Wallingford.
- 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.
- Lepp, N.W., 1981.** Effect of heavy metal pollution on plants In N.W. Lepp (Eds). *Effects of Trace Metal Pollution on Plant Function*, Vol. 1. Applied Science Publishers, London. 111-143.
- Li, R.S. & Daniels, W.L., 1994.** Nitrogen Accumulation and Form over Time in Young Mine Soils. *Journal of Environmental Quality*, 23: 166-172.
- Limstrom, G.A., 1960.** *Forestation of strip mined land in the central states.* Agric. Handb. No. 166, USDA. U. S. Government Printing Office, Washington, D.C.
- Llugany, M., Tolrà, R., Poschnrieder, C. & Barceló, J., 2007.** Hiperacumulación de metales: ¿una ventaja para la planta y para el hombre?. *Ecosistemas*, 16 (2): 4-9.
- Lombi, E., Zhao, F.J., Dunham, S.J. & McGrath, S.P., 2001.** Phytoremediation of Heavy Metal Contaminated Soils: Natural Hyperaccumulation Versus Chemically-Enhanced. *J Environ Qual.*, 30(6):1919-1926.
- Loneragan, J.F., 1979.** Copper Supply in Relation to Content and Redistribution of Copper Among Organs of the Wheat Plant. In: Loneragan, J.F.; Robson, A.D. & Graham, R.D. (Eds). *Copper in Soils and Plants.* Academic Press. Sydney:165-188.
- López-Julián, P.L. & Mandado-Collado, J.M., 2002.** Extracciones químicas secuenciales de metales pesados. Aplicaciones en C.C. Geológicas. *Estudios Geológicos*, 58: 133-144.
- Lorenz, S.E., Hamon, H.E., Mc Grath, S.P., Holm, P.E. & Christensen, T.H., 1994.** Applications of fertilizer cations affect cadmium and zinc concentrations in soil solutions and uptake by plants. *European J. Soil Sci.*, 45: 159-165.
- Loring, D. & Rantala, R.T., 1977.** Geochemical Analyses of Marine Sediments and suspended Particulate Matter. Fisheries and Marine Service. *Technical Report 700:* 44 pp.
- Lorthiois, P., 1997.** Mise en évidence de teneurs en nickel élevées dans les sols argilo-calcaires des causses du Quercy. In: *Aspects sanitaires et environnementaux de l'épandage agricole des boues d'épuration urbaines*, ADEME Journées techniques des 5 et 6 juin 1997. ADEME (Ed): 320.
- Losa España, T.M., 1926.** Una excursión por la Sierra de la Demanda. *Bol. Soc. Ibérica Ciencias Naturales*, 25:178-184
- Losa España, T.M., 1927.** Estudio de las Papilionaceas de la provincia de Burgos y principalmente de las medicinales. *Men. Soc.Ibér. Ciencias Naturales*, 5: 5-99
- Luken, J.O., 1990.** *Directing Ecological Succession.* Chapman & Hall (Eds). London. 251 pp.
- Lyle Jr., E.S., 1987.** *Surface Mine Reclamation Manual.* Elsevier Science Publishing Co., Inc. New York. 268 pp.
- Lynch J.M., 1990.** *La Rhizosphere.* Lynch, J.M. (Eds). 59 pp.
- Lynch, J.M., 1982.** Limits of microbial growth in soil. *J. Gen. Microbiol.*, 128:405-410.

- Ma, L.Q., Komar, K.M., Tu, C., Zhang, W.H., Cai, Y. & Kennelley, E.D., 2001.** A fern that hyperaccumulates arsenic. A hardy, versatile, fast-growing plant helps to remove arsenic from contaminated soils. *Nature*, 409: 579-579.
- Macías, F., Barral, M.T., Monterroso, C. & Calvo de Anta, R.M., 1992.** Metales pesados en las escombreras de la Mina Puentes (La Coruña): Influencia de las condiciones Eh-pH. *Suelo y Planta*, 2(1): 139-150.
- Macklin, M.G. & Smith, R.S., 1990.** Historic Riparian Vegetation Development and Alluvial Metallophyte Plant Communities in the Tyne Basin, North-east England. In: Thornes, J.B. (Eds). *Vegetation and Erosion. Processes and Environments*. British Geomorphological Research Group Symposia Series. John Wiley and Sons Ltd. Chichester, West Sussex, England. 239-256.
- Madejón Rodríguez, P., 2004.** Elementos traza y nutrientes en suelos y plantas afectados por el vertido minero de Aznalcollar. *Ecosistemas* 13 (2): 98-102.
- Mallo, F. 1985.** *Análisis de componentes y técnicas factoriales relacionadas*. Universidad de León (Ed).
- MAPA, 1981.** *Métodos oficiales de análisis de suelo y plantas*. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación, Madrid. 345pp.
- MAPA, 1994.** *Métodos oficiales de análisis*. Servicio de Publicaciones del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación. Tomo III. Madrid.
- Marrs, R.H. & Bradshaw, A.D., 1993.** Primary succession on man-made wastes: The importance of resource acquisition. In: Miles. J. & Walton. D.W.H. (Eds). *Primary Succession on Land*. Special Publ. Ser. British Ecological Society, vol.12. Blackwell Scientific Publications. 221-219.
- Marschner, H., 1986.** Functions of mineral nutrients: macronutrients. In: *Mineral Nutrition in Higher Plants*. Academic Press, Second Edition. Orlando, FL. London. 195-267.
- Martínez, C.E. & Motto, H.L. 2000.** Solubility of lead, zinc and copper added to mineral soils. *Environmental Pollution*, 107: 153-158.
- Martínez-Ruiz, C. & Marrs, R.H., 2007.** Some factors affecting successional change on uranium mine wastes: insights for ecological restoration. *Applied Vegetation Science* 10: 333-342.
- Martínez-Ruiz, C., Fernández-Santos, B., Putwain, P.D. & Fernández-Gómez, M.J., 2007.** Natural and man-induced revegetation on mining wastes: changes in the floristic composition during early succession. *Ecological Engineering* 30:286-294.
- Mateo, G. & Marín, L., 1996.** Aportaciones a la flora burgalesa I. *Flora Montiberica*, 3:86-91.
- Mateo, G. & Marín, L., 1997.** Aportaciones a la flora burgalesa II. *Flora Montiberica*, 5:6-10.
- Mattigod, S.V., Page, A.L. & Thornton, I., 1986.** Identification of Some Metal Minerals in a Mine-waste Contaminated Soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 50: 254-258.
- Mc Ginnies, W.J. & Crofts, K.A., 1986.** Effects of N and P Fertilizer Placement on Establishment of Seeded Species on Redistributed Mine Topsoil. *Journal of Range Management*, 39 (2): 118- 121.
- Mc Rae, S.G., 1986.** *Restoration of Landfill sites*. Institute of Wastes Management 88th Annual Conference, Bournemouth. 11 pp.
- Mc Sweeney, K. & Jansen, I. J., 1984.** Soil Structure and Associated Rooting Behavior in Minesoils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 48: 607-612.

- Mc Sweeney, K., Jansen, I.J. & Dancer, W.S., 1981.** Subsurface Horizon Blending: An Alternative Strategy to B Horizon Replacement for the Construction of Post-Mine Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 45: 794-799.
- Mc Sweeney, K., Jansen, I.J., Boast, C.W. & Dunker, R.E., 1987.** Row Crop Productivity of Eight Constructed Minesoils. *Reclamation and Revegetation Research*, 6: 137-144.
- McGrath, S.P. & Loveland, P.J., 1992.** *The Soil Geochemical Atlas of England and Wales*, Blackie Academic and Professional, Glasgow.
- McGrath, S.P. & Zhao, F.J., 2003.** Phytoextraction of metals and metalloids from contaminated soils. *Current Opinion in Biotechnology*. 14: 277-282.
- McIntyre, T., 2003.** Phytoremediation of heavy metals from soils. *Adv Biochem Eng Biotechnol.* 78: 97-123. Review.
- Mench, M. & Martin, E., 1991.** Mobilization of cadmium and other metals from two soils by root exudates of *Zea mays* L, *Nicotiana tabacum* L. and *Nicotiana rustica* L. *Plant and Soil*. 132(2): 187-196.
- Mench, M.J., Didier, V.L., Loffler, M., Gomez, A. & Masson, P., 1994.** A mimicked *in-situ* remediation study of metal-contaminated soil with emphasis on Cd and Pb. *J Environ. Qual.*, 23: 68-63.
- Menezes de Sequeiro, E. & Pinto da Silva, A.R., 1992.** Ecology of serpentinized areas of north-east Portugal. In: Roberts, B.A. & Proctor, J. (Eds). *The ecology of areas with serpentinized rocks*. The Netherlands, Kluwer Aca. Publishers. 169-197.
- Miller, R.R., 1996.** *Phytoremediation*. Tecnology Overwied Report. Ground-Water Remediation Technologies Analysis Center. Pittsburgh, PA.
- Minguzzi, C. & Vergnano, O., 1948.** Il contenuto di nichel nelle ceneri di *Alyssum bertolonii*. *Atti della Società Toscana di Scienze Naturale*, 55: 49-74.
- Mitchel, G.A., Mitchel, W.W. & Kendrick, J.D., 1981.** Soil characterization of Alaskan coal mine spoils. In: Rao, P.D. & Wolff, E.N. (Eds.). Focus on Alaska's coal: Proceedings of Alaska Coal Conference, 2nd edición. Fairbanks. University of Alaska. *Mineral Industry Research Laboratory Report*, 50: 412-417.
- 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.
- MMA, 1996.** *Indicadores ambientales. Una propuesta para España. Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental*. Ministerio de Medio Ambiente. Madrid.
- Moen, J.E.T., Cornet, J.P. & Evers, C.W.A., 1986.** Soil protection and remedial action: criterion and decision marking and standarization of requirements. In Assink, J.W. & Van der Brink. W.J. (Eds.). *Contaminated Land*. Martinus Nijhoff, Dordrecht. 441-448.
- Moorman, T. & Reeves, F.B., 1979.** The role of endomycorrhizae in revegetation practices in the semi-arid west. II. A bioassay to determine the effect of land disturbance on endomy-corrhizal populations. *Am. Journal of Botany* 66:14-18.
- Moreno, J.L., García, C., Hernández, T. & Pascual, J.A., 1996.** Transference of heavy metals from a calcareous soil amended with sewage-sludge compost to barley plants. *Bioresource Technology*, 55: 251-258.
- Morris, P. & Therivel, R., 2000.** Methods of environmental impact assessment. SPON Press. London. 492 pp.
- Mortvedt, J.J., Smith, D.H. & Redente, E.F., 1996.** *Fertilizing Revegetated Disturbed Lands*. Crop Series. Soil, No. 0.536. Colorado State University Cooperative Extension, 3/96. 2pp.

- Motelling, H., 1933.** Analysis of a complex of statistical variables into principal components. *Journal of Educational Psychology*, 24: 417-520.
- Munsell Color, 2000.** *Munsell Soil Color Charts*. GretagMacbeth. Revised washable edition. GretagMacbeth, 617 Little Britain Road, New Windsor, NY 12553. (800) 565-5660.
- Naranjo, F. & Garza, F., 1841.** Reseña geognóstica y minera de una parte de Burgos. *Anales de Minas*, 2: 93-115.
- Navarro, G., 1986.** *Vegetación y flora de las Sierras de Urbión, Neila y Cabreras*. Tesis Doctoral. Depart. Bot. Fac. Biol. Universidad Complutense. Madrid. 633 pp.
- Navarro-Pedreño, J., Gómez, I., Moral, R. & Mataix, J., 1996.** Improving the agricultural value of a semi-arid soil by addition of sewage sludge and almond value residue. *Agr. Ecosystem Environmental*, 58: 115-119.
- Nicolás-Contreras, M.A., 2001.** *Estudio de la regeneración natural de una escombrera formada durante la explotación de piroluxita (óxido de manganeso), en la localidad de Puras de Villafranca. Burgos*. Tesis de Licenciatura. Univ. de León.
- Ninyerola, M. Pons, X. Roure, J.M., 2005.** *Atlas climático digital de la Península Ibérica. Metodología y aplicaciones en bioclimatología y geobotánica*. Ed. Universitat Autònoma de Barcelona. 44 pp.
- Nordstrom, D.K. & Alpers, C.N., 1997.** Geochemistry of acid mine waters. In: Plumlee, G. & Logson, M. (Eds.) *Environmental Geochemistry of Mineral Deposits*. Reviews in Economic Geology, 7A, chapter 6. Society of Ec. Geologists. 27 pp.
- Núñez, A., Pardo, G. & Núñez, O., 2004.** Tratamiento de desechos líquidos de la industria petrolera. Nuestra experiencia en laboratorio. Degradación fotoquímica de compuestos orgánicos de origen industrial. In: Nudelman N. (Ed.). *Química Sustentable*. Ediciones UNL, Santa Fé, Argentina: 177- 204.
- Opeka, T. & Morse, R., 1979.** *Use of Green Manure Amendments and Tillage to Improve Minesoil Productivity*. (EPA. 600/7-791-257). Virginia Polytechnic Inst. and State Univ., Blacksburg, VI. Industrial Environmental Research Laboratory. USEPA Cincinnati, OH. 84 pp.
- Page, A.L. & Chang, A.C., 1978.** On Acceptable Sludge Disposal Techniques Information Transfer Inc. *Proceedings 5th National Conf. Rockville Md.* 91-96.
- Pallier, V., 1992.** *Etude des teneurs "naturelles" et éléments-traces métalliques dans les sols agricoles du grand Nord-Est de la France (Cd-Cr-Cu-Ag-Ni-Pb-Se-Zn)*. Rapport de stage Univ. Poitiers . Ademe. 39 pp.
- Palmer, J.P., & Chadwick, M.J., 1985.** Factors affecting the accumulation of nitrogen in colliery spoil. *J. Appl. Ecol.*, 22: 249–257.
- Panagopoulos, T., 1995.** Reclamation of sites mined for lignite in Northern Greece. In.: Fantechi, R., Peter, D., Balabanis, P. & Rubio, J. L. (Eds.). *Desertification in a european context: Physical and socio-economic aspects*. Final Report, Directorate General Science, Research and Development. Brussels. EUR 15415 EN. 575-582.
- Pardo, M. & Villarino, T., 1988.** *Análisis del Medio Físico. Delimitaciones de unidades y estructura territorial: Burgos*. Junta de castilla y León. Consejería de Fomento. Valladolid.
- Pastor Piñeiro, J., 2008.** *Contenidos de metales pesados en gramíneas de ecosistemas desarrollados sobre antiguas minas abandonadas de Madrid y Castilla-La Mancha*. Comunicación técnica. 9º Congreso Nacional de Medio Ambiente. Sevilla
- Patac, I., 1913.** Estudio industrial de la cuenca carbonífera de Burgos. *Catálogo Descriptivo*, 1: 132-134.

- Patac, I., 1918.** Estudio geológico-industrial de la cuenca carbonífera de Burgos. *Bol. Ofic. De Minas y metalurgia*, 16.
- Pau, C., 1925.** Acerca de unas plantas de Burgos. *Bol. Soc. Ibérica Ciencias Naturales*, 24:101-106.
- Pau, C., 1925.** Más plantas de Burgos. *Bol. Soc. Ibérica Ciencias Naturales*, 25: 79-84
- Pedersen, T.A., Rogowski, A.S. & Pennock, R. Jr., 1980.** Physical Characteristics of Some Minedsoils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44: 321-328.
- Peles, J.D., Brewer, S.R. & Barrett, G.W., 1996.** Metal uptake by agricultural plant species grown in sludge-amended soil following ecosystem restoration practices. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 57: 917-923.
- 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.
- Perumpral, J.V., 1984.** Cone penetrometer applications. A review. AM. Soc. Agric. Eng. Paper No. 83-1549. 25 pp.
- Peters, W.C., 1978.** *Exploitation and mining geology*. John Wiley & Sons, NY. 696 pp.
- Peterson, P.J. & Alloway, B.J., 1975.** The chemistry Biochemistry and Biology of Cadmium. Webb. (Eds.). M Elsevier/North-Holland, Amsterdam. 2: 45-92.
- Petts, J., Cairney, T. & Smith, M., 1997.** Risk-Based Contaminated Land. Investigation and Assessment. Wiley. New York. 352pp.
- 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.
- Pineda, H.R., 2004.** *Presencia de Hongos Micorrízicos Arbusculares y Contribución de Glomus Intraradices en la Absorción y Translocación de Cinc y Cobre en Girasol (Helianthus Annuus L.). Crecido en un Suelo Contaminado con Residuos de Mina*. Tesis Doctoral, para Obtener el Grado de Doctor en Ciencias Universidad de Colima. Tecoman, Colima.
- Plass, W.T., 1978.** Reclamation of coal-mined land in Appalachia. *Journal of Soil and Water Conservation*, 33(2): 56-61.
- Poch, R.M^a, Porta, J. & Boixadera, J., 1989.** *Erosión hídrica y rehabilitación de áreas mineras: Procesos, cuantificación e interés pedagógico*. XVI Reunión de la Sociedad Española de la Ciencia del Suelo. DMCS-UPC & SECS. Lleida. 66 pp.
- Poesen, J. & Lavee, H., 1994.** Rock fragments in top soils: significance and processes. *Catena*, 23 (1-2): 1-28.
- Pollard, A.J. & Baker, A.J.M., 1997.** Deterrence of herbivory by zinc hyperaccumulation in *Thlaspi caerulescens* (Brassicaceae). *New Phytology*, 135: 655-658.
- Porta, J., López, M. & Roquero, C., 1994.** *Edafología para la Agricultura y el Medio Ambiente*. Mundi Prensa. Madrid. 625 pp
- Poschenrieder, C., Tolrà, R. & Barceló, J., 2006.** Can metals defend plants against biotic stress? *Trends in Plant Science*, 11: 288-295.
- Power, J.F., Sandoval, F.M. & Ries, R.E., 1978.** Restoration of productivity to disturbed land in the Northern Great Plains. In: Wright, J. R. (Ed.). *Reclamation of Disturbed Arid Lands*. Am. Assm. for Adv. Sci. Washington, DC. 33-49.
- Prasad, M.N.V. & Freitas H.M., 2003.** Metal Hyperaccumulation In Plants. Biodiversity prospecting for phytoremediation technology. *Electronic Journal of Biotchnology*, 6(3): 285-321.

- Prasad, M.N.V., 2004.** Phytoremediation of metals and radionuclides in the environment: the case for natural hyperaccumulators, metal transporters, soil-amending chelators and transgenic plants. In: Prasad, M.N.V. (Ed.). *Heavy metal stress in plants: from biomolecules to ecosystems*. Heidelberg, Springer-Verlag, 2nd ed., 345-392.
- Prieto Méndez, J., González Ramírez, C.A., Román Gutiérrez, A. & Prieto García, F., 2009.** Contaminación y fitotoxicidad en plantas por metales pesados provenientes de suelos y agua *Tropical and Subtropical Agroecosystems*, 10 (2009): 29-44.
- Quian, T., Xiao-Quan, S. & Zhe-Ming, N., 1984.** Evaluation of a sequential extraction procedure for the fractionation of amorphous iron and manganese oxides and organic matter on soils. *The Science of the total Environment*, 151: 159-165.
- Quintas, Y. & Macias, F., 1992.** Datos para la recuperación de suelos de minas de Galicia: capacidad natural y alternativas de mejora. *Cuad. Lab. Xeol. Laxe*, 17: 97-106.
- Raghavan, P.U.M. & Vivekanandan, M., 1988.** Biorremediation of oil-spilled sites through seedling of naturally adapted *Pseudomonas putida*. *Int. Biodeterior. Biodegradad*, 44: 29-32.
- Raskin, I., 1995.** Phytoremediation: a novel strategy for the removal of toxic metals from the environment using plants. *Biotechnología*, 13:468-474.
- RECP (Royal Commission on Environmental Pollution), 1984.** Tackling Pollution. Experience and Prospects. 10th Report. HMSO. London.
- Reeder, J.D. & Savey B., 1987.** Nitrogen. 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. 1559-1584.
- Reeves, R.D. & Baker, A.J.M., 2000.** Metal-accumulating plants. In: Raskin, I. & Ensley, B.D. (Eds.) *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Clean Up the Environment*. John Wiley & Sons Inc., NY, USA. 193-229.
- Reeves, R.D., Baker, A.J.M. & Brooks, R.R., 1995.** Abnormal accumulations of trace metals by plants. *Mining Environmental Management*, 3: 4-8.
- Reintam, L. & Kaar, E., 2002.** Use of rehabilitated quarry detritus for the study of forest-soil system development. Proceedings of 17th World Congress of Soil Science, Thailand. Symposium No. 19, Paper No. 174. 10 pp.
- 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.
- Reoyo Díez, J.L., 1969.** *Explotaciones mineras en la provincia de Burgos durante la centuria 1850-1950*. Publicaciones de la Institución «Fernán González». 98 pp. Research Center, Cincinnati, OH. 303 pp.
- Rhoades, J.D. & Loveday, J., 1990.** Salinity in irrigated agriculture. In: Stewart, B.A. & Nielsen, D.R. (Eds.). *Irrigation of agricultural crops*. ASA Monograph, 30 Madison, WI. 1089-1142.
- Ries, R.E. & Hofman, L., 1983.** Reestablishment and use of grassland on reclaimed soils. In: *Can mine land be made better than before mining?* Bismark. North Dakota: 85-93.
- Rivas-Martínez, S., 1987.** *Memorias del Mapa de Series de Vegetación de España*. 1: 400.000. ICONA. Madrid.
- Rivas-Martínez, S., 2007.** Mapa de series, geoseries y geopermaseries de vegetación de España: *Itinera Geobotánica*, 17:1-435.

- Roberts, J.A., Daniels, W.L., Bell, J.C. & Burger, J.A., 1988a.** Early Stages of Mine Soil Genesis in a Southwest Virginia Spoil Lithosequence. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 52: 716-723.
- Robinson, B.H., Lombi, E., Zhao, F.J. & McGrath, S.P., 2003.** Uptake and Distribution of Nickel and other Metals in the Hyperaccumulator *Berkheya Coddii*. *New Phytologist*, 158: 279–285.
- Rodríguez, M.A., Pinilla, E., Toro, M.C. & Ostapczuk, P., 2001.** Contaminación de suelos y vegetación en minas abandonadas de Sb en Extremadura. *Boletín Soc Española de Mineralogía*, 24: 115-116.
- Rodríguez-Oubiña, J. & Ortiz, S., 1991.** Los pastizales pioneros vivaces de los suelos serpentínicos del NO ibérico. *Lazaroa* 12: 333-344.
- Román, J., Román, F., Ansoła, L.M., Palma, C. & Ventosa, R., 1996.** *Atlas de las Aves Nidificantes de la provincia de Burgos*. Caja de Ahorros del Círculo Católico. Burgos.
- Romero Abelló, A., 2002.** *Contribución al estudio de la flora y vegetación vascular de las cuencas inferiores de los ríos Arlanza, Arlanzón y Carrión*. Tesis Doctoral. U.C. de Madrid
- Romo, A.M., 1985.** Aportación al conocimiento de la flora burgalesa, IV. *Collect. Bot.* Barcelona. 16(1): 175-181.
- Rose, A.W., Hawkes, H.E. & Webb, J.S., 1979.** *Geochemistry in Mineral Exploration*, 2nd ed. Academic Press. London. 657 pp.
- Royo Gómez, J., 1924.** Acerca de la excursión geológica por la provincia de Burgos con el fin de preparar la guía geológica. *Bol. Soc. Hist. Nat.*, 24: 225-226.
- Rubio, J.L., 1999.** Convenio del Suelo. Normas de adhesión a la UE.
- Rugh, C.L., 2004.** Genetically engineered phytoremediation: one man's trash is another man's transgene. *Trends Biotechnol.* 22(10): 496-8.
- Rumpel, C.H., Knicher I., Kógel-Knabner, I., Skjenstad, J.O. & Húttl, R.F., 1998.** Types of chemistry of organic matter in reforested lignite-rich soils. *Geoderma*, 86: 123-142.
- Runnells, D.D., Shepard, T.A. & Angino, E.E., 1992.** Metals in water- Determining natural background concentrations in mineralized areas. *Environmental Science and Technology*, 26: 2316-2322.
- Russell, E.W., 1988.** *Russell's soil conditions and plant growth*. 11th edition. Wild, A. (Ed.). Longman Group, Reino Unido. ISBN 0-582-44677-5. 357. 991 pp.
- Russell, R.S., 1977.** *Plant root systems: their function and interaction with the soil*. Mc Graw-Hill, London. 295pp
- Salt, D.E., Smith, R.D. & Raskin, I., 1998.** Phytoremediation. *Ann. Rev. Plant Physiol. Plant Mol. Biol.* 49: 643-668.
- Sampayo, P., 1876.** Datos geológicos-mineros de la provincia de Burgos. *Bol. Com. Mapa Geológico y Minero de España*, 2: 125-130.
- San Miguel De La Cámara, M., 1913.** Yacimiento de lignito en Carazo (Burgos). *Bol. Soc. Hist. Natural*, 13: 70-71.
- Sánchez Lozano, R., 1918.** Datos para el estudio de la región hullera de la provincia de Burgos. *Bol. Com. Mapa Geológico y Minero de España*, 39
- Sandoval, F.M. & Power, J.F., 1977.** *Laboratory methods recommended for chemical analysis of mined-lands spoils and overburden in Western United States*. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Handbook, U.S. No. 525. 31 pp.

- Sandoval, F.M., Bond, J.J., Power, J.F. & Willis, W.O., 1973.** Lignite mine spoils in the Northern Great Plains: Characteristics and potential form reclamation. Proc. Res. and Appl. Technol. Symp. On *Mined-Land Reclamation*, Pittsburgh, PA. 117-133.
- Sarma, K., 2005.** Impact of coal mining on vegetation: a case study in Jaintia Hills district of Meghalaya, India. Tesis Doctoral. Institute for Geo-information Science and Earth Observation (ITC).
- Savey, B., Herron, J., Scholl, D.G. & Bokich, J., 1987.** Particle size distribution. 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. 59-73.
- Saxena, P.K., KrishnaRaj, S., Dan, T., Perras, M.R. & Vettakkorumakankav, N.N., 1999.** Phytoremediation of metal contaminated and polluted soils, In: Prasad, M.N.V. & Hagemeyer, J. (Eds). *Heavy metal stress in plants - From molecules to ecosystems*. Springer-Verlag, Heidelberg, Berlin, New York. 305-329.
- Schaaf, W., 2002.** Development of soil chemistry and elemental cycles at afforested post-mining sites. *Proceedings of 17th World Congress of Soil Science*, 14-20 August 2002, Bangkok, Thailand. Symposium no.55, paper 190, 11pp.
- 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 spoils* (EPA-600/7-79-100). Interagency Energy Environment R&D Report. U.S. Govt. Printing Office, Washington, DC. 189 pp.
- Schmidt, M.W.I., Rumpel, C. & Kögel-Knaber, I., 1999.** Particle size fractionation of soil containing coal and combusted particles. *European Journal of Soil Science*, 50: 515-522.
- Schofield, R.K. & Taylor, A.W., 1955.** The measurement of soil. *Soil. Sci.Soc. Am. Proc.*, 19: 164-167.
- Schollenberger, C.J., 1927.** A rapid approximate method for determining soil organic matter. *Soil Science*, 24: 63-68.
- Schollenberger, C.J., 1945.** Determination of Soil Organic Matter. *Soil Science*, 59: 53-56.
- Schoor, J.L., 1997.** *Phytoremediation Technology*. Evaluation Report. TE-98-01. Ground-Water Remediation Technology Analysis Center. GWRTAC E Series TE-98-01. 37pp.
- Schramm, J.R., 1966.** Plant colonization studies on black wastes from anthracite mining in Pennsylvania. *Trans. Am. Philosophical Soc. New Series*, 56: 1-154.
- Schriel, Walter, 1945.** *La Sierra de la Demanda y los Montes Obarenes*. Inst. Juan Sebastián el Cano. CSIC. 132 pp.
- Schuman, G.E., Depuit, E.J. & Roadifer, K.M., 1994.** Plant responses to gypsum amendment of sodic bentonite mine spoil. *Journal of Range Management*, 47: 206-209.
- 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.
- Sengupta, S. & Sengupta, A.K., 1993.** Characterizing a New Class of Sorptive/Desorptive Ion Exchange Membranes for Decontamination of Heavy-Metal-Laden Sludges. *Environ. Sci. Technol.*, 27 (10): 2133-2140.

- Seoáñez Calvo, M., 1999.** *Ingeniería del Medio Ambiente Aplicada al Medio Natural*. 2ª Ed. Mundi-Prensa. Madrid. 368 pp.
- Sequeira, E.M.D. & Pinto da Silva, A.R., 1991.** The ecology of serpentinised areas of Northeast Portugal. In: Roberts B.A. & Proctor, J. (Eds). *The ecology of areas with serpentinised rocks*. A world review. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht. 169-197.
- 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.
- Shaefer, M., Elifritts, D. & Barr, D.J., 1979.** Sculpturing reclaimed land to decrease erosion. *Proceedings of 1979' Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation*. University of Kentucky, Lexington, KY. 99-110.
- Shaw, A.J., 1989.** *Heavy metal tolerance in plants: evolutionary aspects*. CRC Press, Boca Raton, Florida. 355pp.
- Sheppard, M.J., Thibault, D.H., 1992.** Desorption and extraction of selected heavy metals from soils. *Soil. Sci.Soc. Am. J.*, 56: 415-423.
- Shuman, M.L., 1977.** Adsorption of Zinc by Fe and Al Hydrous Oxides as Influenced by Aging and pH. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 41: 703-706.
- Simón J.C., 1994.** La flora vascular española: diversidad y conservación. *Ecología*, 8: 203-225
- Simon, E., 1977.** Cadmio tolerance in populations *Agrostis tenuis* and *Festuca ovina*. *Nature* 265: 329-330.
- Sims, J.L. & Patrick, W.H., 1978.** Distribution of micronutrient cations in soil under conditions of varying redox potential and pH. *Soil Sci Soc Am J.*, 42: 258-262.
- Singh, O.V., Labana, S., Pandey, G., Budhiraja, R. & Jain, R.K., 2003.** Phytoremediation: An Overview of Metallic Ion Decontamination From Soil. *Applied Microbiology and Biotechnology*, 61: 405-412.
- 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*. WV & Surface Mine Drainage Task Force, WVU Energy and Water Research Center WV Mining & Reclamation Association. 39 pp.
- 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.
- Smith, R. M., Grube, W.E. Jr., Arkle, T. & Sobek, A., 1974.** *Mine spoil potentials for soil and water quality*. U. S. EPA-670/2-74-070, National Environmental Research Center, Cincinnati, OH. 303 pp.
- Smith, R.A.H. & Bradshaw, A.D., 1972.** Stabilization of toxic mine wastes by the use of tolerant plant populations. *Trans. Inst. Min. Metall.*, 18: 230-237
- Smith, R.M. & Sobek, A.A., 1978.** Physical and Chemical Properties of Overburdens, Spoils, Wastes, and New Soils. In: Sutton, P. (Ed.). *Reclamation of Drastically Disturbed Lands*. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin. 149-172.
- Smith, R.M., Tryon, E.H. & Tyner, E.H., 1981.** *Soil development on mine spoil*. Agric. Exp. Stn. Bull., 604 T. West Virginia University. 47 pp.

- Sobek, A.A., Hossner, L.R., Sorensen, D.L., Sullivan, P.J. & Fransway, D.F., 1987.** Acid-base potential and sulfur forms. *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. 233-258.
- Sobek, A.A., Schuller, W.A., Freeman, J.R. & Smith, R.M., 1978.** *Field and laboratory methods applicable to overburdens and minesoils* (EPA-600/2-78-054). U. S. Government Printing Office, Washington, DC. 203 pp.
- Soil Survey Staff, 1993.** *Soil Survey Manual*. Agricultural Handbook No. 18. Soil Conservation Service, Washington, DC. 437pp.
- 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.
- Spain, A., 2003.** Implications of Microbial Heavy Metals Tolerance in the Environment. *Reviews In Undergraduate Research*, 2: 1-6.
- Spangler, M.G. & Handy, R.L., 1982.** *Soil Engineering*. Harper and Row Publishers, New York. 819 pp.
- Sposito, G. & Page, A.L., 1985.** Cycling of metal ions in the soil environment. *In*: Siegel, H. (Ed). *Metal ions in biological system*, vol. 18. Marcel Dekker, New York: 287-332.
- Sposito, G., 1989.** *The chemistry of soils*. Oxford University Press. Nueva York. EEUU. 234 pp.
- Sprent, J.L., 1993.** The role of nitrogen fixation in primary succession on land. *In* : Miles, J., Walton, D.W.H. (Eds.). *Primary Succession on Land*. Special Publ. Serv. British Ecological Society, vol 12. Blackwell Scientific Publications. 209-219.
- SSSA, 1995.** SSSA Statement on soil quality. *Agronomy News*, 6:7
- Stevenson, F. & Ardakani, J., 1983.** Reacciones de la materia orgánica que involucran a los micronutrientes en suelos. *In*: Mortvedt, J.L., Giordano, P.M. & Lindsay, W.L. (Eds.) *Micronutrientes en Agricultura*. AGT. México. 87-126.
- Stevenson, F.J., 1962.** Chemical state of the nitrogen in rocks. *Geochemica and Cosmochimica Acta*, 26: 797-809
- Stigliani, W.H., 1993.** Overview of the Chemical Time Bomb. *In*: Ter Meulen, G.R.B., Stigliani, W.M., Salomons W., Bridges, E.M., Imeson, A.C. (Eds.). *Chemical Time Bombs: Proceedings of the European State of the Art Conference on Delayed Effects of Chemicals in Soils and Sediments*. The foundation for Ecodevelopment "Stichting Mondiaal Alternatief": Hoofddorp, The Netherlands. 13-29.
- Stroo, H. F. & Jencks, E. M., 1982.** Enzyme activity and respiration in minesoils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 46(3): 548-553.
- Tadano, T., Ozawa, K., Sakai, H., Osahi, M. & Matsui, H., 1993.** Secretion of phosphatase by the roots of crop plants under phosphorus defecient conditions and some properties os enzyme secreted by lupin roots. *Plant Roots* 155/156: 95-98.
- Tarazona, T. & Zaldivar, P., 1987.** Notas sobre los brezales de la provincia de Burgos. *Lazaroa*, 7: 351-362
- Tarazona, T., 1984.** Estudio florístico, ecológico y fitosociológico del sector Ibérico-Soriano. *Colección Tesis Doctorales*. INIA, Nº 46. Madrid. 355 pp.
- Tate, R.L., 1985.** Microorganisms, ecosystem disturbance and soil-formation processes. *In*: Tate, R.L. & Klein, D.A. (Eds.). *Soil Reclamation Process: Microbiological Analysis and Applications*. Marcel Dekker, New York. 1-33.

- Ter Braak, C.J.F. & Smilauer, P., 2002.** *CANOCO Reference manual and Canodraw for Windows user's guide: Software for Canonical Ordination (version 4.5)*. Microcomputer Power, Ithaca, NY, USA. 500 pp.
- Ter Braak, C.J.F., 1986.** Canonical Correspondence Analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology*, 67: 167-179.
- Ter Braak, C.J.F., 1987.** The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio*, 69: 69-77.
- Tessier, A., Campbell, P.G.C. & Bisson, M., 1979.** Sequential extraction procedure for the speciation of particulate trace metals. *Analytical Chemistry*, 51 (7): 844-851.
- Thompson, P.J., Jansen, I.J. & Hooks, C.L., 1986.** Penetrometer Resistance and Bulk Density for Predicting Root System Performance in Mine Soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 51: 1288-1293.
- 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.
- Topp, G.C., 1993.** Soil water content. In: Carter, M.R. (Eds.). *Soil sampling and methods of analysis*. Canadian Society of Soil Science. Lewis Publishers. 541-557.
- Torbert, J.L., Burger, J.A. & Daniels, W.L., 1989.** Pine growth variation associated with overburden rock type on a reclaimed surface mine in Virginia. *Journal of Environmental Quality*, 19: 88-92.
- Toy, T.J. & Griffith, J.J., 2001.** Changing surface-mine reclamation practices in Minas Gerais, Brazil. *International Journal of Surface Mining, Reclamation and Environment*, 15(1): 33-51.
- Tyner, E. H., Smith, R.M. & Galpin, S. L., 1948.** Reclamation of strip-mined lands in West Virginia. *J. Am. Soc. of Agron.*, 40: 313-323.
- Uribe-Echebarría, P.M. & Urrutia, P., 1989.** Notas corológicas sobre la flora vascular del País Vasco y alrededores, III. *Estud. Mus. Ci. Nat. Álava*, 4: 39-47.
- USDA, 1999.** Liming to improve soil quality in acid soils. *Soil Quality-Agronomy Technical Note No. 8*. USDA-NRCS. 6 pp.
- USEPA, 1999.** *The hazardous waste clean-up Information (CLU-IN)* World Wide Web Site EPA-542-F-99-002.
- Van Breemen, N., 1982.** Genesis, morphology and classification of acid sulfate soils in coastal plains. In: Kitting, J.A., Fanning, D.S. & Hossner, L.R. *Acid Sulfate Weathering*. Soil Science Society of America. Madison, WI: 95-108.
- Vandevender, J.C. & Sencindiver, J.C., 1982.** The Effects of Three Forms of Nitrogen Fertilizer, Phosphorus and Hydrated Lime on Abandoned Mine Land Reclamation. *Proceedings of 1982 Symposium on Surface Mining Hydrology, Sedimentology and Reclamation*. Univ. Kentucky, Lexington, KY. 497-502.
- Varela, C., Vázquez, C., González-Sangregorio, M.V., Leirós, M. C. & Gil-Sotres, F., 1993.** Chemical and physical properties of opencast lignite mine soils. *Soil Science* 156: 193-204.
- Vergnano Gambi, O., Pancaro, L. & Formica, C., 1977.** Investigations on a nickel-accumulating plant *Alyssum bertolonii* Desv. I. Nickel, calcium and magnesium content and distribution during growth. *Webbia*, 32: 175-188.
- Vogel, W.G., 1975.** Requirements and use of fertilizer, lime, and mulch for vegetating acid mine spoil. *Proceedings of 3rd Symposium on Surface Mining and Reclamation*. National Coal Association, Washington DC. 152-170.

- Volke Sepúlveda, T. & Velasco Trejo, J.A., 2002.** *Tecnologías de remediación para suelos contaminados*. Instituto Nacional de Ecología (INE-SEMARNAT). México. 64 pp.
- Walkley A. & Black, I.A., 1974.** A critical examination of rapid method for determining organic carbon in soils. *J. Soil. Sci.*, 63: 251-254.
- Walkley, A. & Black, I.A., 1934.** An Examination of Degtjareff method for determining soil organic matter and a proposed modification of the chromic titration method. *Soil Science*, 34. 29-38 pp
- Wasserman, J.L., Mineo, L., Majumdar, S.K. & Vantyne, C., 1987.** Detection of heavy metals in oak mycorrhizae of North-eastern Pennsylvania forests using X-ray microanalysis. *Canadian Journal of Botany*, 65: 2622-2667.
- Watanabe, M.E., 1997.** Phytoremediation on the brink of commercialisation. *Environmental Science and Technology*, 31:182-186.
- WDEQ, 1994.** *Guideline No. 1: Topsoil and Overburden*. Wyoming Department of Environmental Quality. Land Quality Division. Unpublished Document. 43 pp.
- Wendlandt, W.W.M., 1986.** *Thermal Analysis*. John Wiley & Sons (Eds), New York. 137-460.
- Wenzel, W.W., Lombi, E. & Adriano, D.C., 1999.** Biogeochemical processes in the rhizosphere: role in phytoremediation of metal-polluted sites. In: Prasad, M.N.V. & Hagemeyer, J. (Eds). *Heavy metal stress in plants - From molecules to ecosystems*. Springer-Verlag, Heidelberg, Berlin, New York. 273-303.
- Whitford, W.G. & Elkins, N.Z., 1986.** The Importance of Soil Ecology and the Ecosystem Perspective in Surface-Mine Reclamation. In: Reith, Ch. C. & Potter, L.D. (Eds.). *Principles and Methods of reclamation Science*. New Mexico Press, Albuquerque. 151-187 .
- Whiting, S.N., Reeves, R.D., Richards, D., Johnson, M.S., Cooke, J.A., Malaisse, F., Paton, A., Smith, J.A.C., Angle, J.S., Chaney, R.L., Ginocchio, R., Jaffre, T., Johns, R., McIntyre, T., Purvis, O.W., Salt, D.E., Schat, H., Zhao, F.J. & Baker, A.J.M., 2004.** Research priorities for conservation of metallophyte biodiversity and their potential for restoration and site remediation. *Rest. Ecol.* 12: 106-116.
- Whittaker, R.H., 1967.** Gradient analysis of vegetatio. *Biol. Rev.*, 49: 207-264.
- Wiegleb, G. & Felinks, B., 2001.** Primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia – chance or necessity. *Ecological Engineering* 17: 199-217.
- Wilden, R.W., Schaaf, W. & Hüttl, R.F., 1999.** Soil solution chemistry of two reclamation sites in the Lusatian mining district as influenced by organic matter application. *Plant and Soil*, 213: 231-240.
- Williamson, N.A., Johnson, M.S. & Bradshaw, A.D., 1982.** *Mine wastes reclamation*. Mining Journal Books Ltd., London. 103 pp.
- Willkomm, M. & Lange, J., 1861-1880.** *Prodomus Florae Hispanicae*. 3 volumenos E. Schweizerbart. Struttgart.
- Wolters, V. & Schaefer, M., 1994.** Effects of acid deposition on soil organisms and decomposition processes. In: Hütermann, A. & Godbold, D. (Eds.). *Effects of Acid Rain on Forest Processes*. Wiley, New York. 83-127.
- Wong, M.H., 2003.** Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere* 50: 775-780.

- Woodmansee, R.G., Reeder, J.D. & Berg, W.A., 1978.** Nitrogen in drastically disturbed lands. In: Youngberg, C.T. (Ed.). *Forest and Soil Land Use*. Department of Forest and Wood Sciences, Colorado State University, Fort Collins: 376-392.
- Xiong, Z.T., 1997.** Bioaccumulation and physiological effects of excess lead in a roadside pioneer species *Sonchus oleraceus* L. *Environmental pollution*, 97(3):275-9.
- Young, J.L. & Lindbeck, M. R., 1964.** Carbon determination in soils and organic materials with high frequency furnace. *Soil Sci. Soc. Am. Proceedings* 28: 377-381.
- Zaldivar, P., 1985.** Algunas plantas de la Sierra de Tesla (Burgos). *Lazaroa*, 8: 395-397
- Zeleznik, J.D. & Skousen, J.G., 1996.** Survival of three tree species on old reclaimed surface mines in Ohio. *Journal of Environmental Quality* 25: 1429-1435.
- Zuaznavar, M. 1876.** Algunos datos de la cuenca carbonífera de Burgos. *Bol. Com. Mapa Geológico y Minero de España*, 3: 25 pp.
- Zuaznavar, M., 1874.** Datos geológicos-mineros de la provincia de Burgos. *Bol. Com. Mapa Geológico y Mineros de España*, 1: 289 pp.
- Zubia Icazuariaga, I. 1921.** *Flora de la Rioja*. Imprenta y Librería Moderna. Logroño. 72 pp.

ANEXOS

ESCOMBRERAS DE MINAS EXPLOTADAS EN LA PROVINCIA DE BURGOS

| MUNICIPIO | POBLACIÓN | MAPA | TIPO EXPLOTACIÓN | SITUACIÓN | MATERIAL GEOLO. | EDAD GEOLÓGICA | EXPLOTAN |
|-------------------------|------------------------|-----------|---------------------------|-----------|-------------------|---------------------|-------------------|
| ALARCIA | ALARCIA | 239 20-11 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENISCA | CARBONIFERO S.W | HULLA |
| ALARCIA | ALARCIA | 239 20-11 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENISCA | CARBONIFERO S.W | HULLA |
| ALARCIA | ALARCIA | 201 20-10 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENISCA | CARBONIFERO S.W | HULLA |
| ARIJA | ARIJA | 108 18-7 | A CIELO ABIERTO | INACTIVA | CALIZAS Y MARGAS | CRETACICO | LIGNITO |
| ATAPUERCA | OLMOS DE ATAPUERCA | 201 20-10 | SUBTERRANEA | INACTIVA | CALIZAS | CRETACICO .TURONEN | OLIGISTO |
| ATAPUERCA | OLMOS DE ATAPUERCA | 201 20-10 | SUBTERRANEA | INACTIVA | CALIZA | CRETACICO .TURONEN | OLIGISTO |
| ATAPUERCA | OLMOS DE ATAPUERCA | 201 20-10 | SUBTERRANEA | INACTIVA | CALIZA | CRETACICO .TURONEN | OLIGISTO |
| BARBADILLO DE HERREROS | BARBADILLO DE HERREROS | 278 21-12 | SUBTERR.Y A CIELO ABIERTO | INACTIVA | DOLOMIA | CAMBRICO | OLIGISTO |
| BARBADILLO DE HERREROS | BARBADILLO DE HERREROS | 278 21-12 | SUBTERRANEA | INACTIVA | DOLOMIAS | CAMBRICO | OLIGISTO |
| BARBADILLO DEL PEZ | BARBADILLO DEL PEZ | 277 20-12 | A CIELO ABIERTO | INACTIVA | PIZARRAS | CAMBRICO I | LIMONITA |
| BARBADILLO DEL PEZ | BARBADILLO DEL PEZ | 277 20-12 | SUBTERRANEA | INACTIVA | DOLOMIA | CAMBRICO I | OLIGISTO |
| BELORADO | PURAS DE VILLAFRANCA | 201 20-10 | SUBTERRANEA | INACTIVA | CONGLOMERADO | TERCIARIO | PIROLUSITA |
| BELORADO (*) | FRESNO DE RIO TIRON | 202 21-10 | A CIELO ABIERTO | ACTIVA | ARCILLAS Y MARGAS | TERCIARIO | GLAUBERITA |
| BELORADO | EZQUERRA | 201 20-20 | SUBTERRANEA | INACTIVA | CONGLOMERADO | TERCIARIO | PIROLUSITA |
| BURGOS | VILLATORO | 200 19-10 | A CIELO ABIERTO | INACTIVA | ARCILLAS | TERCIARIO | YESO |
| CAMPOLARA | CAMPOLARA | 277 20-12 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENISCA | CRETACICO I.FW-H | MALAQUITA-AZURITA |
| CEREZO DE RIO TIRON (*) | CEREZO DE RIO TIRON | 202 21-10 | A CIELO ABIERTO | ACTIVA | ARCILLAS Y MARGAS | TERCIARIO | GLAUBERITA |
| CONTRERAS | CONTRERAS | 277 20-12 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENISCA | CRETACICO I,ALBIENS | LIGNITO |
| CONTRERAS | CONTRERAS | 277 20-12 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENISCA | CRETACICO I,ALBIENS | LIGNITO |

ESCOMBRERAS DE MINAS EXPLOTADAS EN LA PROVINCIA DE BURGOS

| MUNICIPIO | POBLACIÓN | MAPA | TIPO EXPLOTACIÓN | SITUACIÓN | MATERIAL GEOLO. | EDAD GEOLÓGICA | EXPLOTAN |
|------------------------|------------------------|-----------|------------------|-----------|--------------------|--------------------|-------------------|
| CONTRERAS | CONTRERAS | 277 20-12 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENISCA | CRETACICO I.FW-H | MALAQUITA-AZURITA |
| DOBRO | HUIDOBRO | 135 19-8 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENAS | CRETACICO INFERIOR | MALAQUITA-ZURITA |
| DOBRO | HUIDOBRO | 135 19-8 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENAS | CRETACICO INFERIOR | MALAQUITA-AZURITA |
| DOBRO | HUIDOBRO | 135 19-8 | SONDEO | INACTIVO | ARENISCAS CALCAREA | CRETACICO INFERIOR | PETROLEO |
| FUENTE ENEBRO | FUENTE ENEBRO | 403 19-16 | A CIELO ABIERTO | INACTIVA | PEGMATITA | CAMBRICO | MICAS |
| FUENTE ENEBRO | FUENTE ENEBRO | 403 19-16 | A CIELO ABIERTO | INACTIVA | PEGMATITA | CAMBRICO | MICAS |
| FUENTE ENEBRO | FUENTE ENEBRO | 403 19-16 | A CIELO ABIERTO | INACTIVA | CUARCITAS | CAMBRICO | CUARZO |
| HONTORIA DEL PINAR | HONTORIA DEL PINAR | 316 21-13 | A CIELO ABIERTO | INACTIVA | MARGAS-ARCILLAS | CRETACICO INFERIOR | CAOLIN |
| HORMAZA | HORMAZA | 237 18-11 | SONDEO | INACTIVA | ARENAS | TERCIARIO | AGUAS TERMAL |
| HORTIGUELA | HORTIGUELA | 277 20-12 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENISCA | CRETACICO I.FW-H | MALAQUITA-AZURITA |
| HUERTA DE ABAJO | BEZARES | 278 21-12 | SUBTERRANEA | INACTIVA | METAARENISCAS | CAMBRICO I | OLIGISTO |
| HUERTA DE ARRIBA | HUERTA DE ARRIBA | 278 21-12 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENISCA | CRETACICO I. FW | COBRE GRIS |
| MEDINA DE POMAR | SALINILLAS DE ROSIO | 110 20-7 | SUBTERRANEA | INACTIVA | OFITAS | TRIASICO | SAL GEMA |
| MONASTERIO DE RODILLA | MONASTERIO DE RODILLA | 201 20-10 | SUBTERRANEA | INACTIVA | CALIZAS | CRETACICO | HIERRO |
| MONTERRUBIO DE DEMANDA | MONTERRUBIO DE DEMANDA | 278 21-12 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENAS | TRIASICO | OLIGISTO |
| MONTERRUBIO DE DEMANDA | MONTERRUBIO DE DEMANDA | 278 21-12 | SUBTERRANEA | INACTIVA | PIZARRAS | CAMBRICO MEDIO | COBRE GRIS |
| NEILA | NEILA | 278 21-12 | SUBTERRANEA | INACTIVA | CONGLOMERADOS | TRIASICO | HIERRO |
| PEDROSA | BUSNELA | 84 19-6 | SUBTERRANEA | INACTIVA | MARGAS-CALIZAS | CRETACICO I. | OLIGISTO |

ESCOMBRERAS DE MINAS EXPLOTADAS EN LA PROVINCIA DE BURGOS

| MUNICIPIO | POBLACIÓN | MAPA | TIPO EXPLOTACIÓN | SITUACIÓN | MATERIAL GEOLO. | EDAD GEOLÓGICA | EXPLOTAN |
|-----------------------|--------------------------|-----------|------------------|-----------|--------------------|---------------------|--------------------|
| PINEDA DE LA SIERRA | PINEDA DE LA SIERRA | 239 20-11 | SUBTERRANEA | INACTIVA | METARENISCA | CAMBRICO I. | COBRE GRIS |
| PINEDA DE LA SIERRA | PINEDA DE LA SIERRA | 239 20-11 | SUBTERRANEA | INACTIVA | METARENISCA | CAMBRICO I. | GALENA-BLENDA |
| POZA DE LA SAL | POZA DE LA SAL | 168 20-9 | A CIELO ABIERTO | INACTIVA | ARCILLAS | TRIASICO | SAL |
| RABE DE LOS ESCUDEROS | RABE DE LOS ESCUDEROS | 314 19-13 | SUBTERRANEA | INACTIVA | CALIZAS | CRETACICO S.TURONEN | LIMONITA |
| REBOLLEDO DE LA TORRE | REBOLLEDO DE LA TORRE | 133 17-8 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENAS | CRETACICO I. | LIGNITO |
| RIOCAVADO | RIOCAVADO | 277 20-12 | A CIELO ABIERTO | INACTIVA | DOLOMIAS | CAMBRICO I | OLIGISTO |
| RUCANDIO | RUCANDIO | 135 19-8 | A CIELO ABIERTO | INACTIVA | CALIZAS | CRETACICO INFERIOR | CAOLIN |
| SALINILLAS DE BUREBA | SALINILLAS DE BUREBA | 1688 20-9 | A CIELO ABIERTO | INACTIVA | ARCILLAS Y MARGAS | TRIASICO | SAL |
| SAN ADRIAN DE JUARROS | SAN ADRIAN DE JUARROS | 239 20-11 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENISCA | CARBONIFERO S.W | HULLA |
| SAN ADRIAN DE JUARROS | BRIEVA DE JUARROS | 239 20-11 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENISCA | CARBONIFERO S.W | HULLA |
| SAN ADRIAN DE JUARROS | SAN ADRIAN DE JUARROS | 239 20-11 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENISCA | CARBONIFERO S.W | HULLA |
| SANTA GADEA DE ALFOZ | SANTA GADEA DE ALFOZ | 108 18-7 | A CIELO ABIERTO | ACTIVA | CALIZAS Y MARGAS | CRETACICO | TURBA |
| SARGENTES DE LORA | AYOLUENGO | 134 18-8 | SONDEO | ACTIVA | CALIZAS Y MARGAS | CRETACICO SUPERIOR | PETROLEO |
| SONCILLO | ESTACION DE SONCILLO | 84 19-6 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENISCAS Y MARGAS | CRETACICO | LIGNITO |
| SONCILLO | QUINTANILLA DE SAN ROMAN | 108 18-7 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENISCAS | CRETACICO | HULLA |
| SONCILLO | CUBILLO DEL ROJO | 109 19-7 | SUBTERRANEA | INACTIVA | CALIZAS MARGAS | CRETACICO | HIERRO |
| SONCILLO | CUBILLO DEL ROJO | 109 19-7 | SUBTERRANEA | INACTIVA | CALIZAS Y MARGAS | CRETACICO | HIERRO |
| VILLAESPASA | RUPELO | 277 20-12 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENISCA | CRETACICO I. FW | MALAQUITA-AZURITA. |

ESCOMBRERAS DE MINAS EXPLOTADAS EN LA PROVINCIA DE BURGOS

| MUNICIPIO | POBLACIÓN | MAPA | TIPO EXPLOTACIÓN | SITUACIÓN | MATERIAL GEOLO. | EDAD GEOLÓGICA | EXPLOTAN |
|----------------------|----------------------|-----------|------------------|-----------|-----------------|-----------------|-------------------|
| VILLARCAYO | VILLANUEVA DE MENA | 85 20-6 | SUBTERRANEA | INACTIVA | OFITAS TRIASICO | OFITAS | CAOLIN |
| VILLASUR DE HERREROS | VILLASUR DE HERREROS | 239 20-11 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENISCA | CARBONIFERO S.W | HULLA |
| VILLASUR DE HERREROS | VILLASUR DE HERREROS | 239 20-11 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENISCA | CARBONIFERO S.W | HULLA |
| VILLASUR DE HERREROS | VILLASUR DE HERREROS | 239 20-11 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENISCA | CARBONIFERO S.W | HULLA |
| VILLASUR DE HERREROS | VILLASUR DE HERREROS | 239 20-11 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENISCA | CARBONIFERO S.W | HULLA |
| VILLASUR DE HERREROS | VILLASUR DE HERREROS | 239 20-11 | SUBTERRANEA | INACTIVA | ARENISCA | CARBONIFERO S.W | HULLA |
| VILVIESTRE DE MUÑO | VILVIESTRE DE MUÑO | 237 17-11 | SONDEO | INACTIVA | ARENAS | TERCIARIO | AGUAS TERMALES |

Nota: En subrayado las minas seleccionadas para este estudio, y con (*) las minas que están en activo

LISTA TOTAL DE LOS TAXONES IDENTIFICADOS

| ESPECIE | FAMILIA | BIOTIPO | HÁBITAT | CARACTERIZACIÓN FITOSOCIOLÓGICA | Hull | Lig | Fe | Mn | Pb | CuR | CuP |
|--|-----------------|----------------|---------|---------------------------------|------|-----|----|----|----|-----|-----|
| <i>Achillea millefolium</i> L. | Asteraceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | • | | | • | • | | • |
| <i>Achillea odorata</i> L. | Asteraceae | Hemicriptófito | MC | Festuco-Ononidetea | | • | | | | | |
| <i>Acinus alpinus</i> (L.) Scheele subsp. <i>pyrenaicus</i> (Br. Bl.) Lainz | Lamiaceae | Caméfito | PX | Festuco-Brometea | | | • | | | | |
| <i>Aegilops geniculata</i> Roth | Poaceae | Terófito | CT | Thero-Brometalia | | | | • | | | |
| <i>Agrostis castellana</i> Boiss. & Reuter | Poaceae | Hemicriptófito | PX | Stipo-Agrosticetea castellanæ | • | • | | | • | • | • |
| <i>Agrostis truncatula</i> Parl. subsp. <i>commista</i> Castroviejo & Charpin | Poaceae | Hemicriptófito | GR | Sedo-Scleranthetea | | | | | • | | • |
| <i>Aira caryophyllea</i> L. | Poaceae | Terófito | CT | Tuberarietalia guttatae | • | | | | | | |
| <i>Aira praecox</i> L. | Poaceae | Terófito | CT | Tuberarietalia guttatae | • | | | | | | • |
| <i>Andryala integrifolia</i> L. | Asteraceae | Hemicriptófito | CN | Artemisiena | | • | | | | | |
| <i>Anthoxanthum odoratum</i> L. | Poaceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | • | | | | | | • |
| <i>Anthyllis vulneraria</i> L. s.l. | Fabaceae | Hemicriptófito | PX | Festuco-Brometea | | • | • | | | | |
| <i>Aphanes arvensis</i> L. | Rosaceae | Terófito | CA | Stellarietea mediae | • | | | | | | |
| <i>Arenaria montana</i> L. subsp. <i>montana</i> | Caryophyllaceae | Caméfito | BC | Quercu-Fagetea | | | | • | • | | |
| <i>Arenaria serpyllifolia</i> L. | Caryophyllaceae | Terófito | CT | Tuberarietea guttatae | | • | • | • | | | |
| <i>Armeria arenaria</i> (Pers.) Schult. s.l. | Plumbaginaceae | Hemicriptófito | MC | Festuco-Poetalia | • | • | | | | | |
| <i>Arnoseric minima</i> (L.) Schweigg. & Koerte | Asteraceae | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | | | | | | • |
| <i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P. Beauv. ex J. & C. Presl. subsp. <i>bulbosum</i> (Willd.) Schübler & Martens | Poaceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | | • | • | • | | • |
| <i>Asperula aristata</i> L. fil. subsp. <i>longifolia</i> (Waldst. & Kit.) Hayek | Rubiaceae | Hemicriptófito | GR | Thlaspietalia rotundifolii | | • | | | | • | |
| <i>Asperula cynanchica</i> L. subsp. <i>cynanchica</i> | Rubiaceae | Hemicriptófito | MC | Festuco-Poetalia | | | | • | | | |
| <i>Astragalus monspessulanus</i> L. | Fabaceae | Hemicriptófito | MC | Festuco-Poetalia | | | • | | | | |
| <i>Avena fatua</i> L. | Poaceae | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | • | | | | | |
| <i>Avenula bromoides</i> (Gouan) H. Scholz | Poaceae | Hemicriptófito | PX | Lygeo-Stipetalia | | • | | | | • | |
| <i>Avenula pratensis</i> (L.) Dumort. subsp. <i>vasconica</i> (St.-Yves) Romo | Poaceae | Hemicriptófito | PX | Festuco-Brometea | | | • | | | | |
| <i>Avenula sulcata</i> (Gay ex Boiss.) Dumort. | Poaceae | Hemicriptófito | MS | Calluno-Ulicetea | • | | | | | | |

LISTA TOTAL DE LOS TAXONES IDENTIFICADOS

| ESPECIE | FAMILIA | BIOTIPO | HÁBITAT | CARACTERIZACIÓN FITOSOCIOLÓGICA | Hull | Lig | Fe | Mn | Pb | CuR | CuP |
|--|-----------------|----------------|---------|---------------------------------|------|-----|----|----|----|-----|-----|
| <i>Bellis perennis</i> L. | Asteraceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | • | | • | • | | • | |
| <i>Bombycilaena erecta</i> (L.) Smolj. | Asteraceae | Terófito | CT | Brachypodietalia distachyi | | | | • | | | • |
| <i>Brachypodium phoenicoides</i> (L.) Roemer & Schultes | Poaceae | Hemicriptófito | PX | Brachypodietalia phoenicoidis | | | • | • | | | |
| <i>Brachypodium pinnatum</i> (L.) Beauv. subsp. <i>rupestris</i> (Host) Schübler & Martens | Poaceae | Hemicriptófito | PX | Festuco-Brometea | | | | | • | | |
| <i>Briza media</i> L. | Poaceae | Hemicriptófito | PX | Festuco-Brometea | | | | | | | • |
| <i>Bromus erectus</i> Hudson subsp. <i>erectus</i> | Poaceae | Hemicriptófito | PX | Festuco-Brometea | | • | • | • | | | |
| <i>Bromus hordeaceus</i> L. | Poaceae | Terófito | CA | Stellarietea mediae | • | • | | | • | | |
| <i>Bromus rigidus</i> Roth | Poaceae | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | | • | | | | |
| <i>Bromus squarrosus</i> L. | Poaceae | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | | • | | | | |
| <i>Bromus sterilis</i> L. | Poaceae | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | | • | • | | | |
| <i>Bryonia dioica</i> Jacq. | Cucurbitaceae | Geófito | CN | Galio-Urticetea | | | • | | | | |
| <i>Bupleurum baldense</i> Turra | Apiaceae | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | | | • | | | |
| <i>Calamintha nepeta</i> (L.) Savi | Lamiaceae | Hemicriptófito | BC | Trifolio-Geranietea | | | | • | | | |
| <i>Calluna vulgaris</i> (L.) Hull. | Ericaceae | Caméfito | MS | Calluno-Ulicetea | | | | | • | | |
| <i>Campanula lusitanica</i> L. | Campanulaceae | Terófito | CT | Tuberarietalia guttatae | | | | • | • | | |
| <i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medicus | Brassicaceae | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | | | • | | | |
| <i>Cardamine hirsuta</i> L. | Brassicaceae | Terófito | CN | Cardamino-Geranietea | | | | | • | | |
| <i>Carduncellus mitissimus</i> (L.) DC. | Asteraceae | Hemicriptófito | PX | Festuco-Brometea | | | | • | | | |
| <i>Carduus assoi</i> (Willk.) Devesa & Talavera | Asteraceae | Hemicriptófito | CN | Onopordenea acanthii | | | • | | | | |
| <i>Carex flacca</i> Schreber | Cyperaceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | | | | | • | |
| <i>Carlina corymbosa</i> L. subsp. <i>corymbosa</i> | Asteraceae | Hemicriptófito | CN | Onopordenea acanthii | | | • | | | • | |
| <i>Carum verticillatum</i> (L.) Koch | Apiaceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | | | | | | • |
| <i>Centaurea jacea</i> L. | Asteraceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | | | | | • | |
| <i>Centaurea paniculata</i> L. | Asteraceae | Hemicriptófito | PX | Stipo-Agrostietea castellanae | | • | | | | | |
| <i>Centaurea scabiosa</i> L. | Asteraceae | Hemicriptófito | PX | Festuco-Brometea | | | • | | | • | |
| <i>Centaureum erythraea</i> Rafin subsp. <i>erythraea</i> | Gentianaceae | Hemicriptófito | PX | Festuco-Brometea | | • | | | | | |
| <i>Cerastium brachypetalum</i> Desportes ex Pers. | Caryophyllaceae | Terófito | CT | Tuberarietea guttatae | | | | | • | | |

LISTA TOTAL DE LOS TAXONES IDENTIFICADOS

| ESPECIE | FAMILIA | BIOTIPO | HÁBITAT | CARACTERIZACIÓN FITOSOCIOLÓGICA | Hull | Lig | Fe | Mn | Pb | CuR | CuP |
|---|-----------------|----------------|---------|---------------------------------|------|-----|----|----|----|-----|-----|
| <i>Cerastium diffusum</i> Pers. | Caryophyllaceae | Terófito | CT | Tuberarietalia guttatae | | • | | • | | • | |
| <i>Cerastium glomeratum</i> Thuill. | Caryophyllaceae | Terófito | CA | Stellarietalia mediae | | | | • | | | |
| <i>Cerastium pumilum</i> Curtis | Caryophyllaceae | Terófito | CT | Tuberarietalia guttatae | • | | • | | | | |
| <i>Chamaespartium sagittale</i> (L.) P. E. Gibbs | Fabaceae | Caméfito | PX | Festuco-Brometea | • | | | | | | |
| <i>Chenopodium album</i> L. | Chenopodiaceae | Terófito | CA | Stellarietalia mediae | | • | | | | | |
| <i>Chenopodium bonus-henricus</i> L. | Chenopodiaceae | Hemicriptófito | CN | Artemisienea | | | | | • | | |
| <i>Cichorium intybus</i> L. | Asteraceae | Hemicriptófito | CN | Onopordenea acanthii | | • | | | | | |
| <i>Cirsium eriophorum</i> (L.) Scop s.l. | Asteraceae | Hemicriptófito | CN | Onopordenea acanthii | | | • | | | | |
| <i>Cirsium pyrenaicum</i> (Jacq.) All. | Asteraceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | • | | | | • | |
| <i>Conopodium majus</i> (Gouan) Loret | Apiaceae | Geófito | BC | Quercu-Fagetea | | | | | | | • |
| <i>Convolvulus arvensis</i> L. | Convolvulaceae | Hemicriptófito | CN | Artemisienea | | • | | • | | • | |
| <i>Coronilla minima</i> L. | Fabaceae | Caméfito | MC | Festuco-Onomidetea | | • | | • | | • | |
| <i>Crataegus monogyna</i> Jacq. | Rosaceae | Fanerófito | BC | Rhamno-Prunetea | | | | | • | | |
| <i>Crepis capillaris</i> (L.) Wallr. | Asteraceae | Terófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | | • | • | | | |
| <i>Crepis vesicaria</i> L. subsp. <i>haenseleri</i> (Biss. ex DC.) P.D. Sell | Asteraceae | Terófito | CA | Stellarietalia mediae | | | | • | | | |
| <i>Cruciata laevipes</i> Opiz | Rubiaceae | Hemicriptófito | CN | Galio-Urticetea | • | | | | | | |
| <i>Cruciata pedemontana</i> (Bellardi) Ehrend. | Rubiaceae | Terófito | CT | Tuberarietalia guttatae | | | | • | | | |
| <i>Cuscuta epithymum</i> L. | Convolvulaceae | Terófito | MC | Festuco-Poetalia | | | • | • | | • | |
| <i>Cynodon dactylon</i> (L.) Pers. | Poaceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | • | | | | | |
| <i>Cynosurus echinatus</i> L. | Poaceae | Terófito | CA | Stellarietalia mediae | | • | • | • | • | • | |
| <i>Cystopteris fragilis</i> (L.) Bernh. | Woodsiaceae | Geófito | GR | Asplenieta | | | | | • | | |
| <i>Cytisus scoparius</i> (L.) Link | Fabaceae | Fanerófito | MS | Cytisetea scopario-striati | • | | | | • | | • |
| <i>Dactylis glomerata</i> L. subsp. <i>hispanica</i> (Roth) Nyman | Poaceae | Hemicriptófito | PX | Lygeo-Stipetalia | • | | • | • | | • | |
| <i>Daucus carota</i> L. subsp. <i>carota</i> | Apiaceae | Hemicriptófito | CN | Artemisienea | | • | • | • | | • | |
| <i>Deschampsia media</i> (Goman) Roemer & Schuler subsp. <i>hispanica</i> (Vivant) O. Bolòs, Masalles & J. Vigo | Poaceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | | | | | | |

LISTA TOTAL DE LOS TAXONES IDENTIFICADOS

| ESPECIE | FAMILIA | BIOTIPO | HÁBITAT | CARACTERIZACIÓN FITOSOCIOLÓGICA | Hull | Lig | Fe | Mn | Pb | CuR | CuP |
|---|-------------------------|----------------|---------|---------------------------------|------|-----|----|----|----|-----|-----|
| <i>Dianthus pungens</i> L. subsp. <i>brachyanthus</i> (Boiss.) Bernal & al. | <i>Caryophyllaceae</i> | Caméfito | MC | Festuco-Poetalia | | | | • | | | |
| <i>Digitalis parviflora</i> Jacq. | <i>Scrophulariaceae</i> | Hemicriptófito | MC | Genistion occidentalis | | | • | | | | |
| <i>Doryenium pentaphyllum</i> Scop. | <i>Fabaceae</i> | Caméfito | MC | Rosmarinetea | | • | | | | • | |
| <i>Draba muralis</i> L. | <i>Brassicaceae</i> | Terófito | CN | Cardamino-Geranietea | | | | | • | | |
| <i>Echium vulgare</i> L. | <i>Boraginaceae</i> | Hemicriptófito | CN | Artemisietea | | • | • | • | | | |
| <i>Elymus campestris</i> (Godron & Gren.) Kerguélen | <i>Poaceae</i> | Geófito | PX | Brachypodietalia phoenicoidis | | • | | | | | |
| <i>Epilobium collinum</i> C.C. Gmelin | <i>Onagraceae</i> | Hemicriptófito | GR | Asplenietea | | | | | • | | |
| <i>Equisetum arvense</i> L. | <i>Equisetaceae</i> | Geófito | CN | Artemisietea | | | | | • | | |
| <i>Erica arborea</i> L. | <i>Ericaceae</i> | Fanerófito | BM | Pistacio-Rhamnietalia | | | | | • | | |
| <i>Erica australis</i> L. | <i>Ericaceae</i> | Fanerófito | MS | Calluno-Ulicetea | | | | | • | | |
| <i>Erigeron acer</i> L. | <i>Asteraceae</i> | Hemicriptófito | PX | Festuco-Brometea | | | • | | | | |
| <i>Erodium cicutarium</i> (L.) L'Hér. | <i>Geraniaceae</i> | Terófito | CN | Artemisietea | | | | • | | | |
| <i>Eryngium campestre</i> L. | <i>Apiaceae</i> | Geófito | CN | Onopordenea acanthii | | • | | | | | |
| <i>Euphorbia exigua</i> L. | <i>Euphorbiaceae</i> | Terófito | CT | Brachypodietalia distachyi | | | | • | | | |
| <i>Festuca rubra</i> L. subsp. <i>rubra</i> | <i>Poaceae</i> | Hemicriptófito | PX | Festuco-Brometea | • | • | • | | | | • |
| <i>Filago pyramidata</i> L. | <i>Asteraceae</i> | Terófito | CA | Stellarietea mediae | • | • | • | | | | • |
| <i>Fragaria vesca</i> L. | <i>Rosaceae</i> | Hemicriptófito | BC | Trifolio-Geranietea | | | | | • | | |
| <i>Fumana procumbens</i> (Dunal) Gren. & Godron | <i>Cistaceae</i> | Caméfito | MC | Festuco-Ononidetea | | • | | | | | |
| <i>Galeopsis angustifolia</i> Ehrh. ex Hoffm. | <i>Lamiaceae</i> | Terófito | GR | Thlaspietalia rotundifolii | | | | | | | • |
| <i>Galium aparine</i> L. | <i>Rubiaceae</i> | Terófito | CN | Galio-Urticetea | | | • | • | | | |
| <i>Galium divaricatum</i> Pourret ex Lam. | <i>Rubiaceae</i> | Terófito | CT | Tuberarietalia guttatae | | • | • | • | | | |
| <i>Galium frutescens</i> Cav. | <i>Rubiaceae</i> | Hemicriptófito | MC | Festuco-Ononidetea | | • | • | • | | • | |
| <i>Galium lucidum</i> All. | <i>Rubiaceae</i> | Hemicriptófito | PX | Brachypodietalia phoenicoidis | | | | • | | | |
| <i>Galium papillosum</i> Lapeyr | <i>Rubiaceae</i> | Hemicriptófito | BC | Trifolio-Geranietea | | | • | | | | |
| <i>Galium verum</i> L. subsp. <i>verum</i> | <i>Rubiaceae</i> | Hemicriptófito | PX | Festuco-Brometea | • | | • | • | | • | |
| <i>Genista anglica</i> L. | <i>Fabaceae</i> | Caméfito | MS | Calluno-Ulicetea | | | | • | | | • |
| <i>Genista hispanica</i> L. subsp. <i>occidentalis</i> Rouy | <i>Fabaceae</i> | Caméfito | MC | Genistion occidentalis | • | | | | | | |

LISTA TOTAL DE LOS TAXONES IDENTIFICADOS

| ESPECIE | FAMILIA | BIOTIPO | HÁBITAT | CARACTERIZACIÓN FITOSOCIOLÓGICA | Hull | Lig | Fe | Mn | Pb | CuR | CuP |
|--|-----------------|----------------|---------|---------------------------------|------|-----|----|----|----|-----|-----|
| <i>Genista scorpius</i> (L.) DC. | Fabaceae | Fanerófito | MC | Rosmarinetea | | | | • | | • | |
| <i>Geranium lucidum</i> L. | Geraniaceae | Terófito | CN | Cardamino-Geranietea | | | | • | • | | |
| <i>Geranium molle</i> L. subsp. <i>molle</i> | Geraniaceae | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | | | • | | | |
| <i>Geum sylvaticum</i> Pourret | Rosaceae | Hemicriptófito | BC | Trifolio-Geranietea | | | | | | • | |
| <i>Helianthemum apenninum</i> (L.) Miller subsp. <i>apenninum</i> | Cistaceae | Caméfito | MC | Rosmarinetea | | | • | • | | | |
| <i>Helianthemum hirtum</i> (L.) Miller | Cistaceae | Caméfito | MC | Rosmarinetea | | | | • | | | |
| <i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Miller | Cistaceae | Caméfito | PX | Festuco-brometea | | • | | • | | • | |
| <i>Helianthemum oelandicum</i> (L.) Dum.-Courset subsp. <i>incanum</i> (Willk.) G. López | Cistaceae | Caméfito | MC | Ononidetaalia striatae | | | | • | | • | |
| <i>Helianthemum salicifolium</i> (L.) Miller | Cistaceae | Terófito | CT | Tuberarietea guttatae | | | | • | | • | |
| <i>Herniaria glabra</i> L. | Caryophyllaceae | Caméfito | CA | Poetea bulbosae | | | | • | • | | |
| <i>Herniaria scabrida</i> Boiss. subsp. <i>scabrida</i> | Caryophyllaceae | Caméfito | MC | Festuco-Poetalia | | • | | | | • | |
| <i>Hieracium pilosella</i> L. s.l. | Asteraceae | Hemicriptófito | PX | Festuco-Brometea | • | • | • | • | | | • |
| <i>Holcus lanatus</i> L. | Poaceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | • | • | • | • | | |
| <i>Hordeum murinum</i> L. subsp. <i>murinum</i> | Poaceae | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | • | | | | | |
| <i>Hyacinthoides non-scripta</i> (L.) Chouard ex Rothm. | Liliaceae | Geófito | BC | Quercu-Fagetea | • | | | | | | |
| <i>Hypericum perforatum</i> L. | Guttiferae | Hemicriptófito | PX | Brachypodietalia phoenicoidis | • | • | | • | • | | • |
| <i>Hypochoeris radicata</i> L. | Asteraceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | • | • | • | • | • | | • |
| <i>Imula montana</i> L. | Asteraceae | Hemicriptófito | MC | Festuco-Ononidetea | | • | | | | • | |
| <i>Jasione montana</i> L. | Campanulaceae | Terófito | CT | Tuberarietalia guttatae | | | | | • | | • |
| <i>Jasonia tuberosa</i> (L.) DC. | Asteraceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | • | | | | • | |
| <i>Juniperus thurifera</i> L. | Cupressaceae | Fanerófito | BM | Junipero-Pinetea | | • | | | | | |
| <i>Knautia arvensis</i> (L.) Coultter | Dipsacaceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | | | | | • | |
| <i>Koeleria vallesiana</i> (Honckeny) Gaudin | Poaceae | Hemicriptófito | MC | Festuco-Ononidetea | | • | • | • | | • | |
| <i>Lactuca viminea</i> (L.) J. & C. Presl. subsp. <i>ramosissima</i> (All.) Bonnier | Asteraceae | Hemicriptófito | GR | Thlaspietalia rotundifolii | | | | • | | | |
| <i>Lamium purpureum</i> L. | Lamiaceae | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | | | • | | | |

LISTA TOTAL DE LOS TAXONES IDENTIFICADOS

| ESPECIE | FAMILIA | BIOTIPO | HÁBITAT | CARACTERIZACIÓN FITOSOCIOLÓGICA | Hull | Lig | Fe | Mn | Pb | CuR | CuP |
|---|------------------|----------------|---------|---------------------------------|------|-----|----|----|----|-----|-----|
| <i>Lathyrus hirsutus</i> L. | Fabaceae | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | • | | | | | |
| <i>Lathyrus sphaericus</i> Rezt. | Fabaceae | Terófito | CT | Tuberarietalia guttatae | | • | | | | • | |
| <i>Lavandula stoechas</i> L. subsp. <i>pedunculata</i> (Miller) Samp. ex Rozeira | Lamiaceae | Cámefito | MS | Cisto-Lavanduletea | | • | | | | | |
| <i>Leontodon hispidus</i> L. subsp. <i>hispidus</i> | Asteraceae | Hemicriptófito | PX | Festuco-Brometea | | | | | • | | |
| <i>Leucanthemum pallens</i> (Gay) DC. | Asteraceae | Hemicriptófito | PX | Brachypodietalia phoenicoidis | | • | • | • | | • | • |
| <i>Linum suffruticosum</i> L. subsp. <i>appressum</i> (A. Caballero) Rivas-Martínez | Linaceae | Caméfito | MC | Ononidietalia striatae | | | | | | | • |
| <i>Lolium perenne</i> L. | Poaceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | • | | • | | | |
| <i>Lotus corniculatus</i> L. | Fabaceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | • | • | • | • | • | • | |
| <i>Luzula campestris</i> (L.) DC. | Cyperaceae | Hemicriptófito | PX | Festuco-Brometea | • | | | | • | | |
| <i>Malva moschata</i> L. | Malvaceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | • | | | | | | |
| <i>Medicago lupulina</i> L. | Fabaceae | Hemicriptófito | CA | Stellarietea mediae | | | • | • | | | |
| <i>Medicago minima</i> (L.) L. | Fabaceae | Terófito | CT | Tuberarietea guttatae | | | • | • | | | |
| <i>Medicago orbicularis</i> (L.) Bartal | Fabaceae | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | | | • | | | |
| <i>Medicago sativa</i> L. | Fabaceae | Hemicriptófito | PX | Brachypodietalia phoenicoidis | | • | • | • | | • | |
| <i>Melica ciliata</i> L. s.l. | Poaceae | Hemicriptófito | PX | Brachypodietalia phoenicoidis | | | | | | | |
| <i>Melilotus officinalis</i> (L.) Pallas | Fabaceae | Hemicriptófito | CN | Artemisienea | | | • | | | | |
| <i>Micropyrum tenellum</i> (L.) Link | Poaceae | Terófito | CT | Tuberarietalia guttatae | • | • | • | • | • | • | • |
| <i>Minuartia hybrida</i> (Vill.) Schischkin s.l. | Caryophyllaceae | Terófito | CT | Tuberarietea guttatae | | | | | | | |
| <i>Myosotis arvensis</i> (L.) Hill. | Boraginaceae | Hemicriptófito | CA | Stellarietea mediae | | | | | • | | |
| <i>Nardus stricta</i> L. | Poaceae | Hemicriptófito | PM | Nardetalia | • | | | | | | • |
| <i>Odontitis vernus</i> (Bellardi) Dumort. | Scrophulariaceae | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | | | • | | | |
| <i>Onobrychis argentea</i> Boiss. subsp. <i>hispanica</i> (Scrij.) P.W. Ball | Fabaceae | Caméfito | PX | Festuco-Brometea | | | • | • | | | • |
| <i>Ononis spinosa</i> L. s.l. | Fabaceae | Caméfito | PX | Festuco-Brometea | | • | • | • | • | • | • |
| <i>Ophrys apifera</i> Hudson | Orchidaceae | Geófito | PX | Festuco-Brometea | | | | • | | | |

LISTA TOTAL DE LOS TAXONES IDENTIFICADOS

| ESPECIE | FAMILIA | BIOTIPO | HÁBITAT | CARACTERIZACIÓN FITOSOCIOLÓGICA | Hull | Lig | Fe | Mn | Pb | CuR | CuP |
|---|------------------|----------------|---------|---------------------------------|------|-----|----|----|----|-----|-----|
| <i>Ophrys tenthredinifera</i> Willd. | Orchidaceae | Geófito | PX | Lygeo-Stipetalia | | | • | | | | |
| <i>Orchis mascula</i> L. s.l. | Orchidaceae | Geófito | MC | Festuco-Ononidetea | | | • | | | | |
| <i>Origanum vulgare</i> L. s.l. | Lamiaceae | Hemicriptófito | BC | Trifolio-Geranietea | | | | • | | | |
| <i>Ornithogalum umbellatum</i> L. | Liliaceae | Geófito | CA | Stellarietea mediae | | | | | • | | |
| <i>Ornithopus perpusillus</i> L. | Fabaceae | Terófito | CT | Tuberarietalia guttatae | • | | | | | | |
| <i>Parentucellia latifolia</i> (L.) Caruel | Scrophulariaceae | Terófito | CA | Poetea bulbosae | • | | | | | | |
| <i>Pastinaca sativa</i> L. subsp. <i>sylvestris</i> (Miller) Rouy & Camus | Apiaceae | Hemicriptófito | CN | Artemisietea | | | • | | | | |
| <i>Petrorhagia nanteuilii</i> (Burnat) P.W. Ball & Heywood | Caryophyllaceae | Terófito | CT | Tuberarietalia guttatae | | • | | | | | |
| <i>Phleum pratense</i> L. subsp. <i>bertolonii</i> (DC.) Borm. | Poaceae | Hemicriptófito | PX | Festuco-Brometea | | | • | • | | • | |
| <i>Pinus sylvestris</i> L. | Pinaceae | Fanerófito | BM | Junipero-Pinetea | | | | | • | | • |
| <i>Plantago lanceolata</i> L. var. <i>sphaerostachya</i> Mert. & Koch | Plantaginaceae | Hemicriptófito | PX | Festuco-Brometea | • | | • | • | | | |
| <i>Plantago maritima</i> L. subsp. <i>serpentina</i> (All.) Arcangeli | Plantaginaceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | | • | | | • | • |
| <i>Poa bulbosa</i> L. | Poaceae | Hemicriptófito | CA | Poetea bulbosae | | | | • | | | |
| <i>Poa compressa</i> L. | Poaceae | Hemicriptófito | CN | Artemisienea | | | • | • | | | |
| <i>Poa pratensis</i> L. subsp. <i>angustifolia</i> (L.) Gaudin | Poaceae | Hemicriptófito | PX | Brachypodietalia phoenicoidis | | | • | | | • | |
| <i>Poa trivialis</i> L. s.l. | Poaceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | | | | • | | |
| <i>Polygala monspeliaca</i> L. | Polygalaceae | Terófito | CT | Brachypodietalia distachyi | | • | | | | | |
| <i>Polygala vulgaris</i> L. | Polygalaceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | • | | | | | • | |
| <i>Potentilla neumanniana</i> Reichenb. | Rosaceae | Hemicriptófito | PX | Festuco-Brometea | | | | • | | • | |
| <i>Potentilla reptans</i> L. | Rosaceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | | • | | | • | |
| <i>Potentilla sterilis</i> (L.) Garcke | Rosaceae | Hemicriptófito | BC | Quercu-Fagetea | • | | | | | | |
| <i>Prunella hyssopifolia</i> L. | Lamiaceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | | | | | • | |
| <i>Prunella vulgaris</i> L. | Lamiaceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | | | | | • | • |
| <i>Quercus faginea</i> Lam. subsp. <i>faginea</i> | Fagaceae | Fanerófito | BC | Quercu-Fagetea | | | | | • | • | • |

LISTA TOTAL DE LOS TAXONES IDENTIFICADOS

| ESPECIE | FAMILIA | BIOTIPO | HÁBITAT | CARACTERIZACIÓN FITOSOCIOLÓGICA | Hull | Lig | Fe | Mn | Pb | CuR | CuP |
|--|------------------|----------------|---------|---------------------------------|------|-----|----|----|----|-----|-----|
| <i>Quercus ilex</i> L. subsp. <i>ballota</i> (Desf.) Samp. | Fagaceae | Fanerófito | BM | Quercetea ilicis | | | | | | • | |
| <i>Quercus pyrenaica</i> Willd | Fagaceae | Fanerófito | BC | Quercu-Fagetea | | | | | • | | |
| <i>Ranunculus acris</i> L. subsp. <i>despectus</i> Laínz | Ranunculaceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | | | | • | | |
| <i>Ranunculus bulbosus</i> L. | Ranunculaceae | Hemicriptófito | PX | Festuco-Brometea | | | | • | | | |
| <i>Ranunculus paludosus</i> Poiret | Ranunculaceae | Hemicriptófito | CA | Poetea bulbosae | • | | | | • | | |
| <i>Rapistrum rugosum</i> (L.) All. subsp. <i>rugosum</i> | Brassicaceae | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | | • | • | | | |
| <i>Reseda lutea</i> L. subsp. <i>lutea</i> | Resedaceae | Hemicriptófito | CN | Artemisietea | | | • | | | | |
| <i>Reseda luteola</i> L. | Resedaceae | Hemicriptófito | CN | Onopordenea acanthii | • | | • | | | | |
| <i>Rhisanthus mediterraneus</i> (Sterneck) Adamovic | Scrophulariaceae | Terófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | | • | | | | |
| <i>Rhisanthus minor</i> L. | Scrophulariaceae | Terófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | • | | | • | • | | |
| <i>Rorippa pyrenaica</i> (L.) Reichenb | Brassicaceae | Hemicriptófito | CN | Megaforbios nitrofilos | | | | | • | | |
| <i>Rosa arvensis</i> Hudson | Rosaceae | Fanerófito | BC | Quercu-Fagetea | | | | | | • | |
| <i>Rubus ulmifolius</i> Schot | Rosaceae | Fanerófito | BC | Rhamno-Prunetea | | | | | • | | |
| <i>Rumex acetosella</i> L. subsp. <i>angiocarpus</i> (Murb.) Murb. | Polygonaceae | Hemicriptófito | PX | Agrostietalia castellanae | • | | • | • | • | • | • |
| <i>Salvia verbenaca</i> L. subsp. <i>verbenaca</i> | Lamiaceae | Hemicriptófito | CN | Artemisietea | | | | • | | | |
| <i>Sanguisorba minor</i> Scop s.l. | Rosaceae | Hemicriptófito | PX | Festuco-Brometea | | | • | • | • | • | |
| <i>Sanguisorba minor</i> Scop subsp. <i>balearica</i> (Bourgeau ex Nyman) Muñoz Garmendia & C. Navarro | Rosaceae | Hemicriptófito | PX | Brachypodietalia phoenicoidis | • | | | | | | |
| <i>Santolina chamaecyparissus</i> L. subsp. <i>squarrosa</i> (DC.) Nyman | Asteraceae | Caméfito | MC | Pegano-Salsoletea | | | • | | | • | |
| <i>Saxifraga tridactylites</i> L. | Saxifragaceae | Terófito | CT | Brachypodietalia distachyi | | | | • | | | |
| <i>Scabiosa columbaria</i> L. | Dipsacaceae | Hemicriptófito | PX | Festuco-Brometea | | | • | • | | | |
| <i>Scorzonera laciniata</i> L. | Asteraceae | Hemicriptófito | CA | Stellarietea mediae | | | | | • | | |
| <i>Sedum album</i> L. | Crassulaceae | Caméfito | GR | Sedo-Scleranthetea | • | | | • | | | |
| <i>Sedum forsterianum</i> Sm. | Crassulaceae | Caméfito | GR | Pedregales siliceos | | | | | • | | |
| <i>Senecio jacobaea</i> L. | Asteraceae | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | | | • | | | |
| <i>Sesamoides purpurascens</i> (L.) G. López | Resedaceae | Caméfito | GR | Thlaspietalia rotundifolii | | | | | • | | |
| <i>Silene legionensis</i> Lag. | Caryophyllaceae | Hemicriptófito | MC | Festuco-Poetalia | | | | | • | • | |

LISTA TOTAL DE LOS TAXONES IDENTIFICADOS

| ESPECIE | FAMILIA | BIOTIPO | HÁBITAT | CARACTERIZACIÓN FITOSOCIOLÓGICA | Hull | Lig | Fe | Mn | Pb | CuR | CuP |
|--|------------------------|----------------|---------|---------------------------------|------|-----|----|----|----|-----|-----|
| <i>Silene nutans</i> L. subsp. <i>nutans</i> | <i>Caryophyllaceae</i> | Hemicriptófito | BC | Trifolio-Geranietea | • | | | • | | • | |
| <i>Silene vulgaris</i> (Moench) Garcke subsp. <i>vulgaris</i> | <i>Caryophyllaceae</i> | Hemicriptófito | GR | Thlaspietalia rotundifolii | | | | • | | | |
| <i>Sinapsis arvensis</i> L. | <i>Fabaceae</i> | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | • | | | | | |
| <i>Sisymbrium austriacum</i> Jacq subsp. <i>chrysanthum</i> (Jord.) Rouy & Foucaud | <i>Brassicaceae</i> | Hemicriptófito | CN | Artemisienea | | | • | • | | | |
| <i>Sonchus oleraceus</i> L. | <i>Asteraceae</i> | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | | • | • | | | |
| <i>Spergularia rubra</i> (L.) J. & C. Presl. | <i>Caryophyllaceae</i> | Hemicriptófito | CA | Poetea bulbosae | • | | | | | | |
| <i>Stipa offneri</i> Breistr. | <i>Poaceae</i> | Hemicriptófito | PX | Lygeo-Stipetalia | | • | | | | | |
| <i>Taeniatherum caput-medusae</i> (L.) Nevski | <i>Poaceae</i> | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | • | • | | | | |
| <i>Teesdalia coronopifolia</i> (J.P. Bergeret) Thell. | <i>Brassicaceae</i> | Terófito | CT | Tuberarietalia guttatae | • | | | | | | |
| <i>Teucrium chamaedrys</i> L. subsp. <i>pinnatifidum</i> (Sennen) Rech fil. | <i>Lamiaceae</i> | Caméfito | BM | Quercetea ilicis | • | | | • | | | |
| <i>Teucrium expasum</i> Pau | <i>Lamiaceae</i> | Caméfito | MC | Rosmarinetea | | | | • | | | |
| <i>Teucrium pyrenaicum</i> L. subsp. <i>pyrenaicum</i> | <i>Lamiaceae</i> | Caméfito | PX | Festuco-Brometea | | | | • | | | |
| <i>Thesium divaricatum</i> Jan ex Mert. & Kock | <i>Santalaceae</i> | Hemicriptófito | MC | Rosmarinetea | | | | | | • | |
| <i>Thymus praecox</i> Opiz subsp. <i>polytrichus</i> (A. Kerner ex Borbás) Jalas | <i>Lamiaceae</i> | Caméfito | MC | Festuco-Ononidetea | • | | | • | • | | |
| <i>Thymus vulgaris</i> L. subsp. <i>vulgaris</i> | <i>Lamiaceae</i> | Caméfito | MC | Rosmarinetea | | • | | • | | | |
| <i>Thymus zygis</i> Loefl. ex L. subsp. <i>zygis</i> | <i>Lamiaceae</i> | Caméfito | MC | Rosmarinetea | | • | | | | • | |
| <i>Torilis arvensis</i> (Hudson) Link | <i>Apiaceae</i> | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | | • | • | | | |
| <i>Tragopogon pratensis</i> L. | <i>Asteraceae</i> | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | | | • | | | | |
| <i>Trifolium angustifolium</i> L. | <i>Fabaceae</i> | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | • | | | | | |
| <i>Trifolium campestre</i> Schreber | <i>Fabaceae</i> | Terófito | CT | Tuberarietea guttatae | | • | • | • | | | |
| <i>Trifolium ochroleucum</i> Hudson | <i>Fabaceae</i> | Hemicriptófito | BC | Trifolio-Geranietea | • | | | | | • | |
| <i>Trifolium pratense</i> L. | <i>Fabaceae</i> | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | • | • | • | • | | | |
| <i>Trifolium repens</i> L. subsp. <i>repens</i> | <i>Fabaceae</i> | Hemicriptófito | PM | Molinio-Arrhenatheretea | • | | • | | | | |
| <i>Trifolium scabrum</i> L. | <i>Fabaceae</i> | Terófito | CA | Poetea bulbosae | | • | | | | | |
| <i>Vaccinium myrtillus</i> L. | <i>Ericaceae</i> | Caméfito | MS | Calluno-Ulicetea | | | | | | | • |
| <i>Valerianaella carinata</i> Loisel. | <i>Valerianaceae</i> | Terófito | CA | Stellarietea mediae | • | | | | | | |

LISTA TOTAL DE LOS TAXONES IDENTIFICADOS

| ESPECIE | FAMILIA | BIOTIPO | HÁBITAT | CARACTERIZACIÓN FITOSOCIOLÓGICA | Hull | Lig | Fe | Mn | Pb | CuR | CuP |
|--|------------------|----------------|---------|---------------------------------|------|-----|----|----|----|-----|-----|
| <i>Verbascum pulverulentum</i> Vill. | Scrophulariaceae | Hemicriptófito | CN | Onopordenea acanthii | | | | • | | | |
| <i>Veronica arvensis</i> L. | Scrophulariaceae | Terófito | CA | Stellarietea mediae | • | | | • | • | | |
| <i>Veronica chamaedrys</i> L. subsp. <i>chamaedrys</i> | Scrophulariaceae | Cámefito | BC | Trifolio-Geranietea | | | | | • | | |
| <i>Vicia pannonica</i> Crantz | Fabaceae | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | | • | | | | |
| <i>Vicia pyrenaica</i> Pourret | Fabaceae | Hemicriptófito | GR | Thaspietalia rotundifolii | | | | | • | | |
| <i>Vicia sativa</i> L. subsp. <i>nigra</i> (L.) Ehrh. | Fabaceae | Terófito | CN | Artemisietea | • | | | | | | |
| <i>Vicia sativa</i> L. subsp. <i>sativa</i> | Fabaceae | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | • | | | | | |
| <i>Vicia tetrasperma</i> (L.) Schreber subsp. <i>gracilis</i> (Loisel.) Hooker | Fabaceae | Terófito | CA | Stellarietea mediae | | | | • | | • | |
| <i>Viola montcaunica</i> Pau | Violaceae | Hemicriptófito | MS | Calluno-Ulicetea | | | | | • | | |
| <i>Vulpia bromoides</i> (L.) S.F. Gray. | Poaceae | Terófito | CT | Tuberarietalia guttatae | • | | | | | | |
| <i>Vulpia myurus</i> (L.) C.C. Gmelin | Poaceae | Terófito | CT | Tuberarietalia guttatae | | • | | | | | |

ESCOBRERA DE MANGANESO DE PURAS DE VILAFRANCA



VISTA GENERAL DE LA ESCOBRERA DE MANGANESO



PARCELA Mn-1

ANEXO III-Fotografías de las diferentes parcelas



PARCELA Mn-2



PARCELA Mn-3

ANEXO III-Fotografías de las diferentes parcelas



PARCELA Mn-4



PARCELA Mn-5

ESCOMBRERA DE HIERRO DE OLMOS DE ATAPUERCA



VISTA GENERAL DE LA ESCOMBRERA DE HIERRO



PARCELA Fe-1

ANEXO III-Fotografías de las diferentes parcelas



PARCELA Fe-2



PARCELA Fe-3

ANEXO III-Fotografías de las diferentes parcelas



PARCELA Fe-4

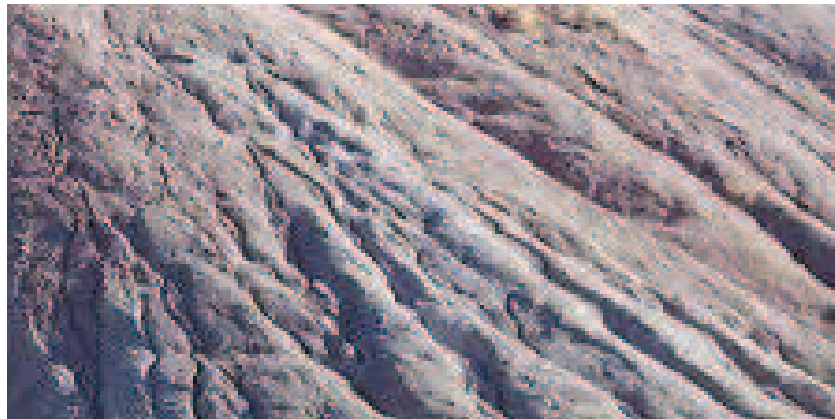


PARCELA Fe-5

ESCOMBRERA DE CARBÓN LIGNITO DE CONTRERAS



VISTA GENERAL DE LA ESCOMBRERA DE LIGNITO



PARCELA Lig-1

ANEXO III-Fotografías de las diferentes parcelas



PARCELA Lig-2



PARCELA Lig-3

ANEXO III-Fotografías de las diferentes parcelas



PARCELA Lig-4



PARCELA Lig-5

ESCOMBRERA DE CARBÓN HULLA DE ALARCIA



VISTA GENERAL DE LA ESCOMBRERA DE HULLA



PARCELA Hu-1

ANEXO III-Fotografías de las diferentes parcelas



PARCELA Hu-2



PARCELA Hu-3

ANEXO III-Fotografías de las diferentes parcelas



PARCELA Hu-4



PARCELA Hu-5

ESCOMBRERA DE PLOMO DE PINEDA DE LA SIERRA



VISTA GENERAL DE LA ESCOMBRERA DE PLOMO



PARCELA Pb-1

ANEXO III-Fotografías de las diferentes parcelas



PARCELA Pb-2



PARCELA Pb-3

ESCOMBRERA DE COBRE DE PINEDA DE LA SIERRA



VISTA GENERAL DE LA ESCOMBRERA DE COBRE DE PINEDA



PARCELA CuP-1

ANEXO III-Fotografías de las diferentes parcelas



PARCELA CuP-2



PARCELA CuP--3

ESCOMBRERA DE COBRE DE RUPELO



VISTA GENERAL DE LA ESCOMBRERA DE COBRE DE RUPELO



PARCELA CuR-1

ANEXO III-Fotografías de las diferentes parcelas



PARCELA CuR-2



PARCELA CuR-3