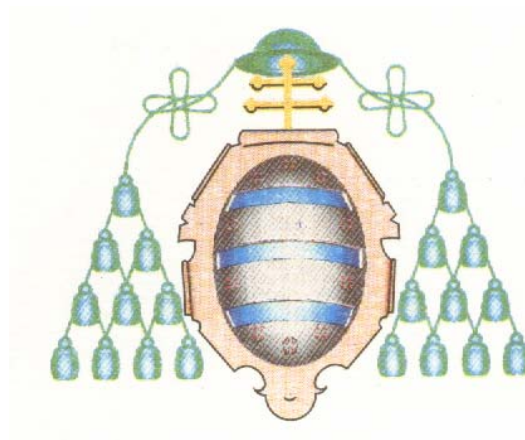


UNIVERSIDAD DE OVIEDO

DEPARTAMENTO DE EXPLOTACION Y PROSPECCION DE MINAS

Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas de Oviedo



TESIS DOCTORAL

SISTEMAS DE TRATAMIENTO PASIVO PARA AGUAS ÁCIDAS DE MINA.
EXPERIENCIAS DE LABORATORIO, DISEÑO Y EJECUCIÓN

AUTORA

M^a Almudena Ordóñez Alonso

DIRECTORES

Fernando Pendás Fernández

Jorge Loredó Pérez

OVIEDO, 1999



UNIVERSIDAD DE OVIEDO

Departamento de Explotación y Prospección de Minas
c/ Independencia, 13
33004 OVIEDO. ESPAÑA
Tel.: 985104294/95 Fax: 985104245
E-mail: inyaci@atenea.etsimo.uniovi.es

**DON JESÚS GARCÍA IGLESIAS, DIRECTOR DEL
DEPARTAMENTO DE EXPLOTACIÓN Y PROSPECCIÓN DE MINAS
DE LA UNIVERSIDAD DE OVIEDO, EN CONFORMIDAD CON LAS
NORMAS VIGENTES DE ESTA UNIVERSIDAD PARA LA
PRESENTACIÓN DE TESIS DOCTORALES,**

AUTORIZA:

A **D^a M^a Almudena Ordóñez Alonso**, a que presente la Tesis Doctoral titulada **“Sistemas de tratamiento pasivo para agua ácidas de mina. Experiencias de laboratorio, diseño y ejecución”** para la obtención del Grado de Doctor.

Oviedo, 3 de Mayo de 1999

Fdo.: D. Jesús García Iglesias

*“The water that was used [in the mine] poisons the brooks
and streams and either destroys the fish or drives them away...”*

GEORGIUS AGRÍCOLA: *De Re Metallica*, 1557



AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero agradecer a **D. Jesús García Iglesias**, Director del Departamento de Explotación y Prospección de Minas de Oviedo, la oportunidad de realizar esta Tesis Doctoral, así como la ayuda que siempre me ha ofrecido.

De forma especial deseo expresar mi sincero agradecimiento a **D. Fernando Pendás Fernández** y **D. Jorge Loredó Pérez**, codirectores de este trabajo y gracias a los cuales ha podido llevarse a cabo. Muchas gracias por el apoyo que en todo momento, tanto en el plano profesional como el personal, me han prestado.

Mención especial merece el **Dr. Paul L. Younger**, gran persona y gran profesional. Él es el responsable de la parte de esta Tesis desarrollada en Inglaterra, y tanto durante mi estancia en ese país, como una vez de vuelta, ha sido mi tutor, resolviendo mis dudas, facilitándome información y no dudando en prestarme su ayuda siempre que se lo he solicitado.

He tenido la suerte de contar con la colaboración de otras muchas personas, como **Dr. Robert Kleinmann**, **D. Rafael Fernández Rubio**, **D. Juan Llamas Borrajo**, **D. Eduardo de Miguel García** y **D. Jesús Sánchez Martín**, entre otros, para la resolución de dudas surgidas durante la realización de mi trabajo. Agradezco a todos sus acertados consejos y su interés. Por otra parte, no puedo olvidarme de **Adam P. Jarvis**, amigo paciente y compañero diario durante mi trabajo en Newcastle.



En el seno de la Universidad de Oviedo, mucha es la ayuda que he recibido. Debo manifestar mi sincera gratitud a **D^a Julia Ayala Espina**, que siempre amable y dispuesta, me prestado su colaboración en innumerables ocasiones. Asimismo, **D^a Ana M^a Fernández García**, **D^a M^a Aurora Otal Alvarez** y **D. Avelino García Jesús**, entre otros muchos, merecen mi profunda gratitud.

Es obvio que durante los tres años en los que he estado trabajando en esta Tesis, ha habido muchas personas que me han ofrecido su ayuda. Sería imposible mencionarles a todos aquí, aunque no por ello les estoy menos agradecida. En mis compañeros de Departamento y laboratorio he encontrado apoyo profesional y también moral –a veces más importante– de forma casi continua. Por último, quisiera expresar mi profunda gratitud a mis amigos y a mi familia, recordando en particular a mi **madre** y a la memoria de mi **padre**, a los que les debo todo.

A todos las personas que he mencionado, y en general, a todas aquellas que han estado cerca de mí en algún momento durante estos tres años, les pido disculpas por las molestias que les haya podido causar y una vez más: **MUCHAS GRACIAS**.





SÍNTESIS

Asociada a la actividad minera se encuentra con frecuencia la generación de las llamadas “aguas ácidas de mina”, que de no ser tratadas pueden dar lugar a un importante impacto ambiental. En este trabajo se presentan los procesos mediante los que se producen este tipo de aguas y las alternativas para su tratamiento, centrándose en los sistemas pasivos como procedimientos adecuados para su remediación. Los sistemas de tratamiento pasivo combinan procesos naturales de tipo físico, químico y biológico, que pueden ser satisfactoriamente aplicados al agua de mina con reducidos costes de ejecución y mantenimiento.

En una primera fase de la parte experimental, se han realizado una serie de experiencias a escala de laboratorio. Se pretenden reproducir las condiciones presentes en distintos tipos de sistemas pasivos (por separado y de forma combinada), para comprender mejor los procesos que en ellos tienen lugar, y poder determinar aquellas variables de funcionamiento que sean más idóneas para el tratamiento de cada tipo de agua de mina.

Como aplicación de los resultados obtenidos en las experiencias de laboratorio, se diseña y construye un sistema mixto de tratamiento pasivo de agua de mina a escala piloto. Durante las fases de construcción y monitorización, se modifican de forma interactiva los parámetros necesarios para la consecución de un mejor funcionamiento del sistema.



Finalmente, se presenta la problemática del agua de mina en un país pionero en Europa en lo que se refiere a tratamientos pasivos: Inglaterra. Concretamente, se describe un caso en el que los efectos causados por una descarga de aguas de mina conducen a la elección de un sistema pasivo para su tratamiento. Al igual que en todas las fases anteriormente mencionadas, en este caso se detallan los procesos de ejecución y control del sistema así como los resultados obtenidos y una discusión de los mismos.



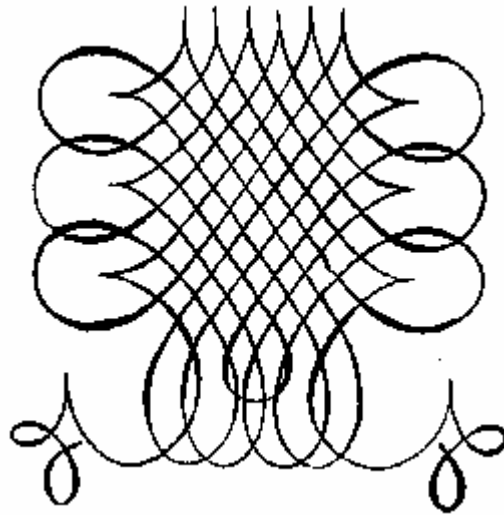
ABSTRACT

Acid mine drainage (AMD), whose generation is often related to mining activity, can cause an important environmental impact if it is not treated. In this Thesis, processes that originate AMD and the alternatives of its treatment, are displayed. Passive treatment systems are the most adequate for AMD, they combine natural physical, chemical and biological processes and they can be successfully applied to AMD with low construction and maintenance costs.

In the first part of the experimental phase, several laboratory experiments have been undertaken. It was intended to reproduce the existing conditions in different types of passive systems (separately and combined). This was to understand better the processes that occur inside those systems and to determine the most suitable working variables for each minewater.

As a development of the results obtained in the laboratory experiments, a hybrid pilot-scale passive treatment system for AMD was designed and constructed. During construction and monitoring phases, some parameters are interactively modified in order to achieve a better system operation.

Finally, minewater pollution issues in England, a pioneer country in Europe about passive treatments, is presented here. In particular, a case in which the effects caused by a minewater discharge lead to the choosing of a passive system for its treatment is described. In addition to the rest of the phases mentioned above, the performance and monitoring of the system, as well as the complete results and a final discussion, are also outlined.





INDICE

Parte primera

INTRODUCCIÓN. ASPECTOS GENERALES

1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

1.1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.2. OBJETIVOS	5

2. EL AGUA Y LA MINA

2.1. EFECTOS HIDROLÓGICOS DE LAS ACTIVIDADES

MINERAS.....	7
2.1.1. ALTERACIONES EN AGUAS SUBTERRÁNEAS	8
2.1.1.1. Modificación del nivel piezométrico	9
2.1.1.2. Contaminación del agua subterránea.....	10
2.1.2. ALTERACIONES EN AGUAS SUPERFICIALES.....	11
2.1.2.1. Medidas de control de las aguas superficiales	14
2.1.3. AGUAS GENERADAS EN LAS ACTIVIDADES MINERAS	17
2.1.3.1. Aguas alcalinas	17
2.1.3.2. Aguas ácidas.....	17
2.1.3.2.1. Reacciones químicas y biológicas de generación de acidez.....	18
2.1.3.2.1.1. Oxidación de minerales constituidos por sulfuros de hierro	20
2.1.3.2.1.2. Oxidación de minerales no sulfurosos	23
2.1.3.2.1.3. Oxidación anaerobia de azufre elemental y compuestos sulfurados	25
2.1.3.2.1.4. Formación de jarosita por hidrólisis de hierro férrico.....	26
2.1.3.2.2. Potencial de producción de acidez.....	27



2.2. PREVENCIÓN DE LA FORMACIÓN DE AGUAS ÁCIDAS	28
2.2.1. MÉTODOS DE BARRERA	28
2.2.1.1. Revegetación de los terrenos	29
2.2.1.2. Aislamiento del agua	29
2.2.1.3. Aislamiento del oxígeno	30
2.2.2. MÉTODOS QUÍMICOS.....	31
2.2.2.1. Adición alcalina	31
2.2.2.2. Adición de fosfatos	31
2.2.3. MÉTODOS DE INHIBICIÓN BACTERIANA.....	32
2.3. TRATAMIENTO DE EFLUENTES.....	33
2.3.1. ELIMINACIÓN DE SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	33
2.3.2. TRATAMIENTO QUÍMICO.....	33
2.3.2.1. Método convencional	34
2.3.2.2. Neutralización con aguas frescas	36
2.3.2.3. Osmosis inversa	36
2.3.2.4. Intercambio iónico	36
3. TRATAMIENTOS PASIVOS	
3.1. INTRODUCCIÓN A LOS TRATAMIENTOS PASIVOS DE AGUAS.....	37
3.2. HUMEDALES.....	40
3.2.1. ASPECTOS GENERALES	40
3.2.1.1. Definición	40
3.2.1.2. Importancia de los humedales.....	41
3.2.1.2.1. Lugar de reserva de especies únicas de flora y fauna	42
3.2.1.2.2. Elevada producción de biomasa	42
3.2.1.2.3. Aplicaciones recreativas, económicas y científicas.....	43
3.2.1.2.4. Efecto regulador de avenidas	43



3.2.1.2.5. Purificador natural del agua	43
3.2.1.3. Rasgos hidrológicos de los humedales.....	45
3.2.1.3.1. Introducción	45
3.2.1.3.2. Consideraciones generales.....	47
3.2.1.4. Factores desestabilizantes de los humedales	49
3.2.1.4.1. Amenazas sobre la calidad del medio	49
3.2.1.4.2. Disminución de la calidad de las aguas.....	50
3.2.1.4.3. Amenazas específicas sobre flora y fauna	50
3.2.1.5. Los macrófitos en los humedales.....	51
3.2.2. HUMEDALES CONSTRUIDOS	53
3.2.2.1. Introducción	53
3.2.2.2. Características y tipos de humedales construidos	56
3.2.2.3. Procesos químicos y biológicos de un humedal.....	65
3.2.2.3.1. Acidez	66
3.2.2.3.2. Alcalinidad.	67
3.2.2.3.3. Eliminación de metales	69
3.2.2.3.4. Eliminación de metales en condiciones aerobias	70
3.2.2.3.4.1. Oxidación e hidrólisis de hierro.....	71
3.2.2.3.4.2. Oxidación e hidrólisis de manganeso.....	72
3.2.2.3.5. Eliminación de metales en condiciones anaerobias	77
3.2.2.3.5.1. Disolución de caliza.....	77
3.2.2.3.5.2. Reducción de sulfatos.....	79
3.2.2.3.6. Reacciones del aluminio en el agua de mina.....	85
3.2.2.3.7. Bioretención de metales	86
3.2.2.3.7.1. Sphagnum	88
3.2.2.3.7.2. Typha.....	89
3.2.2.3.7.3. Algas.....	92



3.2.2.4. Evaluación del funcionamiento de un sistema de tratamiento	96
3.2.2.4.1. Ajustes de dilucion.....	98
3.2.2.4.2. Capacidad de eliminacion de contaminantes.....	98
3.2.2.5. Operación y mantenimiento	99
3.2.2.6. Costes.....	99
3.3. SISTEMAS ALD (ANOXIC LIMESTONE DRAINAGE)	101
3.3.1. DESCRIPCIÓN Y FUNCIONAMIENTO.....	101
3.3.2. DISEÑO.....	105
3.4. SISTEMAS SUCESIVOS DE PRODUCCIÓN DE ALCALINIDAD (SAPS)	110
3.4.1. DESCRIPCIÓN	110
3.4.2. DISEÑO	111

Parte segunda

EXPERIENCIAS DE LABORATORIO

1. INTRODUCCIÓN A LAS EXPERIENCIAS

DE LABORATORIO	115
1.1. DESCRIPCIÓN	115
1.2. AGUAS ESTUDIADAS.....	117
1.2.1. AGUA DE CORTA.....	117
1.2.2. AGUA DE DIQUE	118
1.2.3. AGUA DE MINA SINTÉTICA.....	119

2. EXPERIENCIA I

SUSTRATO ORGÁNICO EN CELDAS SATURADAS

2.1. DESCRIPCIÓN	121
------------------------	-----



2.2. RESULTADOS	123
2.3. CONCLUSIONES.....	123
3. EXPERIENCIA II	
SUSTRATO ORGÁNICO EN COLUMNAS ANAEROBIAS CON FLUJO CONTÍNUO DE AGUA	
3.1. DESCRIPCIÓN	125
3.2. ANÁLISIS.....	128
3.2.1. AGUAS	128
3.2.2. SUSTRATOS.....	129
3.3. RESULTADOS	130
3.3.1. ANÁLISIS DE AGUAS	130
3.3.1.1. Reducción de acidez.....	130
3.3.1.2. Reducción de sulfatos	132
3.3.1.3. Reducción de metales.....	133
3.3.1.4. Contenido en cloruros	137
3.3.2. ANÁLISIS DE SUSTRATOS	137
3.4. CONCLUSIONES.....	143
4. EXPERIENCIA III	
SUSTRATO ORGÁNICO CON ACCIÓN BACTERIANA EN COLUMNAS ANAEROBIAS CON FLUJO CONTÍNUO DE AGUA	
4.1. DESCRIPCIÓN	145
4.2. ANÁLISIS.....	147
4.3. RESULTADOS	148
4.3.1. ANÁLISIS DE AGUAS	148
4.3.1.1. Reducción de acidez.....	150
4.3.1.2. Reducción de sulfatos	152
4.3.1.3. Reducción de metales.....	153



4.3.2. ANÁLISIS DE SUSTRATOS	159
4.4. CONCLUSIONES.....	171
5. EXPERIENCIA IV	
DIFERENTES SUSTRATOS ORGÁNICOS EN COLUMNAS ANAEROBIAS CON FLUJO CONTÍNUO DE AGUA	
5.1. DESCRIPCIÓN	175
5.1.1. SUSTRATO	175
5.1.2. CAUDAL Y TIEMPO DE RETENCION.....	177
5.1.3. CORRECCION DE ACIDEZ	177
5.2. RESULTADOS	178
5.2.1. ANÁLISIS DE AGUAS	178
5.2.1.1. Reducción de acidez.....	178
5.2.1.2. Reducción de sulfatos	182
5.2.1.3. Reducción de metales.....	184
5.2.2. ANÁLISIS DE SUSTRATOS	191
5.3. CONCLUSIONES.....	204
6. EXPERIENCIA V	
SUSTRATO ORGÁNICO EN COLUMNAS ANAEROBIAS EN SERIE CON FLUJO CONTÍNUO DE AGUA	
6.1. DESCRIPCIÓN	207
6.2. RESULTADOS	210
6.2.1. ANÁLISIS DE AGUAS	210
6.2.1.1. Reducción de acidez.....	210
6.2.1.2. Reducción de sulfatos	212
6.2.1.3. Reducción de metales.....	214
6.2.2. ANÁLISIS DE SUSTRATOS	221
6.3. CONCLUSIONES.....	228



7. EXPERIENCIA VI

MATERIA VEGETAL EN COLUMNA ANAEROBIA CON FLUJO CONTÍNUO DE AGUA

7.1. DESCRIPCIÓN	231
7.2. RESULTADOS	233
7.2.1. ANÁLISIS DE AGUAS	233
7.2.1.1. Reducción de acidez.....	233
7.2.1.2. Reducción de sulfatos	235
7.2.1.3. Reducción de metales.....	236
7.3. CONCLUSIONES.....	238

8. EXPERIENCIA VII

RELACIÓN ENTRE pH Y CONTENIDO EN MANGANESO EN EL AGUA DE MINA

8.1. DESCRIPCIÓN	239
8.2. RESULTADOS	240
8.3. CONCLUSIONES.....	241

9. EXPERIENCIA VIII

BACTERIAS REDUCTORAS DE SULFATOS

9.1. INTRODUCCIÓN.....	243
9.1.1. EXAMEN MICROBIOLÓGICO	245
9.1.1.1. Medio reductor de sulfato (*)	245
9.2. ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO DEL AGUA DE MINA.....	247
9.3. EXPERIENCIA DE LABORATORIO	248
9.3.1. DESCRIPCIÓN	248
9.3.2. RESULTADOS	249
9.3.2.1. Análisis de aguas	249
9.3.2.1.1. Reducción de acidez y sulfatos	249



9.3.2.1.2. Reducción de metales	250
9.3.2.2. ANÁLISIS DE SUSTRATOS	251
9.3.3. CONCLUSIONES.....	254
10. EXPERIENCIA IX	
EVALUACIÓN DE LA EFICACIA CON EL TIEMPO	
DE LA CALIZA COMO CORRECTORA DE ACIDEZ	
10.1. DESCRIPCIÓN	255
10.2. RESULTADOS E INTERPRETACIÓN.....	256
11. COMPARACIÓN DE RESULTADOS	
DE LAS PRIMERAS EXPERIENCIAS	
11.1. COMPARACIÓN.....	259
11.2. CONCLUSIONES	263
12. EXPERIENCIA X	
CELDA CON CONDICIONES MIXTAS (AEROBIAS/ANAEROBIAS)	
Y FLUJO CONTÍNUO DE AGUA: “HUMEDAL DE LABORATORIO”	
12.1. DESCRIPCIÓN	265
12.2. MUESTREO y ANALISIS.....	272
12.3. RESULTADOS	274
12.3.1. ANÁLISIS DE AGUAS	274
12.3.1.1. Reducción de acidez.....	275
12.3.1.2. Reducción de sulfatos	278
12.3.1.3. Reducción de metales	279
12.3.1.4. Análisis bacteriológico	282
12.3.2. ANÁLISIS DE SUSTRATOS	283
12.3.3. ANÁLISIS DE VEGETALES.....	297
12.3.3.1. Análisis químico elemental de plantas vasculares	297
12.3.3.1.1. Descripción.....	297



12.3.3.1.2. Resultados.....	298
12.4.CONCLUSIONES.....	309
13. EXPERIENCIA XI	
SISTEMA MIXTO: “ALD-CELDA DE OXIDACIÓN-HUMEDAL DE LABORATORIO” PARA AGUA DE MINA	
13.1. DESCRIPCIÓN	317
13.2. MUESTREO Y ANÁLISIS	324
13.3. RESULTADOS	325
13.3.1. ANÁLISIS DE AGUAS	326
13.3.1.1. Potencial Redox, acidez y alcalinidad.....	328
13.3.1.2. Reducción de sulfatos	336
13.3.1.3. Reducción de metales	337
13.3.2. ANÁLISIS DE LOS SÓLIDOS SEDIMENTADOS EN LAS CELDAS DE OXIDACIÓN	342
13.3.3. ANÁLISIS DE SUSTRATO	346
13.4. CONCLUSIONES	356
14. EXPERIENCIA XII	
SISTEMA MIXTO: “ALD-CELDA DE OXIDACIÓN-HUMEDAL DE LABORATORIO” PARA AGUA DE MINA SINTÉTICA	
14.1. DESCRIPCIÓN	363
14.2. MUESTREO Y ANÁLISIS	369
14.3. RESULTADOS	370
14.3.1. ANÁLISIS DE AGUAS	371
14.3.1.1. Acidez y Potencial Redox	372
14.3.1.2. Reducción de sulfatos	379
14.3.1.3. Reducción de metales	380
14.3.2. ANÁLISIS DE LOS SÓLIDOS SEDIMENTADOS	



EN LAS CELDAS DE OXIDACIÓN	383
14.4. CONCLUSIONES	386
15. EXPERIENCIA XIII	
SISTEMA MIXTO: “SAPS-CELDAS DE OXIDACIÓN-HUMEDAL DE LABORATORIO” PARA AGUA DE MINA SINTÉTICA	
15.1. DESCRIPCIÓN	393
15.2. MUESTREO Y ANÁLISIS.....	396
15.3. RESULTADOS	398
15.3.1. ANÁLISIS DE AGUAS	398
15.3.1.1. Acidez, conductividad eléctrica y potencial redox.	400
15.3.1.2. Reducción de sulfatos	412
15.3.1.3. Reducción de metales	413
15.3.2. ANÁLISIS DE LOS SÓLIDOS SEDIMENTADOS	
EN LAS CELDAS DE OXIDACIÓN	416
15.3.3. ANÁLISIS DE SUSTRATO EN SAPS Y HUMEDAL	419
15.4. CONCLUSIONES	426

Parte tercera

SISTEMA DE TRATAMIENTO PASIVO A ESCALA PILOTO

1. DISEÑO DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO PASIVO PARA AGUA DE MINA

1.1. INTRODUCCIÓN.....	435
1.2. OBJETIVOS	440
1.3. DESCRIPCIÓN	442



1.3.1. DATOS NECESARIOS PARA PROYECTAR	
UN HUMEDAL CONSTRUIDO	442
1.3.2. PLANTEAMIENTO Y PLANIFICACIÓN	442
1.3.3. DISEÑO DEL HUMEDAL CONSTRUIDO	444
1.3.3.1. Fases.....	445
1.3.3.2. Ecuaciones a considerar para el diseño del humedal:.....	449
1.3.3.3. Cálculos realizados:	451
1.3.3.3.1. Cálculo de cargas contaminantes	453
1.3.3.3.1.1. Manganeso	454
1.4. PROPUESTAS FUTURAS	456
2. SISTEMA DE TRATAMIENTO PASIVO	
A ESCALA PILOTO PARA AGUA DE MINA	
2.1. DESCRIPCIÓN	459
2.1.1. SISTEMA 1.....	460
2.1.1.1. Descripción	460
2.1.1.2. Resultados	466
2.1.2. SISTEMA 2.....	472
2.1.2.1. Descripción	472
2.1.2.2. Cálculos de dimensionamiento	484
2.1.2.3. Resultados.....	485
2.2. CONCLUSIONES.....	510



Parte cuarta

HUMEDAL CONSTRUIDO A ESCALA REAL EN INGLATERRA

1.1. INTRODUCCIÓN.....	515
1.1.1. CONTAMINACIÓN DEL AGUA DEBIDO AL ABANDONO DE MINAS.....	515
1.1.2. QUÍMICA DEL AGUA DE MINA CONTAMINADA	517
1.1.3. PROBLEMÁTICA DEL AGUA DE MINA EN INGLATERRA.....	518
1.1.3.1. Ejemplos de descargas de aguas de mina	522
1.1.3.1.1. Wheal Jane	522
1.1.3.1.2. South Wales	526
1.1.3.1.2.1. River Pelelenna	529
1.1.3.1.2.2. Ynysarwed.....	529
1.1.3.1.3. Woolley Colliery, Yorkshire.....	537
1.1.3.1.4. Newcastle upon Tyne.....	543
1.1.3.1.4.1. Newburn.....	543
1.1.3.1.4.2. Gateshead	543
1.1.3.1.4.3. Humedales naturales.....	545
1.1.4. LABORES MINERAS EN COUNTY DURHAM.....	548
1.1.4.1. Caso particular: Quaking Houses.....	549
1.1.4.1.1. Introducción	549
1.1.4.1.2. Historia.....	553
1.1.4.1.3. Geología e hidrogeología de la zona.....	555
1.1.4.1.4. Procesos químicos en la escombrera	558



1.1.4.1.5. Descripción de la escombrera.....	559
1.1.4.1.6. Extensión del problema	564
1.2. DESCRIPCIÓN	570
1.2.1. HUMEDAL PILOTO	570
1.2.2. HUMEDAL A ESCAL REAL.....	573
1.3. RESULTADOS	582
1.4. COSTES.....	604
1.5. CONCLUSIONES.....	606

Conclusiones Generales

CONCLUSIONES GENERALES.....	609
1. CALIDAD DE AGUAS	609
2. SUSTRATOS	610
3. EFICACIA DE LOS DISTINTOS SISTEMAS	611
4. CONSIDERACIONES GENERALES SOBRE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO PASIVO Y LINEAS FUTURAS.....	614

Bibliografía

BIBLIOGRAFÍA	619
DIRECCIONES DE INTERNET	638

Parte primera

Introducción
Aspectos generales

1. Introducción y Objetivos



1. INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

1.1. INTRODUCCIÓN

El agua constituye el medio básico de todos los procesos de vida. Pese a tratarse de un recurso natural abundante, la creciente demanda de uso por parte del hombre hace su disponibilidad cada vez más limitada. A causa del incremento de población y el desarrollo industrial, son paulatinamente más frecuentes las descargas contaminantes en acuíferos y cursos superficiales de aguas, con el consiguiente deterioro de la calidad de las mismas, por lo que resulta vital su correcta gestión y utilización.

El agua está presente en las labores mineras, pues es necesaria en muchas de las operaciones asociadas a las mismas y, con frecuencia se encuentra en grandes cantidades. El origen de estos efluentes está ligado a infiltraciones de acuíferos interceptados, escorrentía superficial y cierto tipo de procesos como los realizados en las plantas de tratamiento de minerales. Las aguas relacionadas con la minería pueden tener pues, diversos orígenes, variados volúmenes y diferentes características y el impacto que aquella les causa puede variar desde mínimo hasta severo. Los efectos dependen de la ubicación y tamaño de la mina, de la hidrogeología y el clima del área y de las características de los materiales geológicos extraídos y adyacentes.

Las explotaciones mineras tienen efecto sobre las aguas subterráneas y las superficiales, provocando en ocasiones, el deterioro de la calidad del agua de un



determinado acuífero, así como daños ecológicos y paisajísticos. En este trabajo se consideran dichos efectos como causas potenciales de contaminación. Pese a que muchas aguas de drenaje de mina permanecen relativamente “limpias” (pudiendo en algunos casos llegar a ser potables tras un tratamiento), algunas de ellas pueden suponer un serio riesgo de visible contaminación, especialmente en lo que se refiere al carácter ácido y elevado contenido de iones metálicos que con frecuencia suelen presentar. Si bien los daños directos a la salud humana por esta causa no suelen ser frecuentes, sí que ciertos niveles de contaminación en cauces fluviales pueden originar y originan graves perjuicios a los ecosistemas acuáticos, llegando a causar la muerte de organismos que se desarrollan en ellos y constituyendo visibles plumas de contaminación que pueden extenderse durante kilómetros. La contaminación de las “aguas de mina” constituye pues, un problema medioambiental a nivel mundial.

Por todo ello, y en función del impacto ocasionado por una alteración de la calidad de las aguas, se hace necesario tomar las medidas correctoras oportunas. En todos los proyectos mineros es preciso contemplar los medios necesarios para el control de los vertidos y la prevención de contaminación de las aguas durante la explotación y tras el abandono posterior. En esta línea se está tornando más exigente la legislación medioambiental actual, exigiéndose en la mayoría de los países que los efluentes de una industria extractiva alcancen unos determinados estándares antes de poder ser vertidos a un cauce. Lamentablemente en el pasado, muchas labores mineras han sido clausuradas sin adoptar las medidas de prevención adecuadas, dejando una herencia de aguas contaminadas. Es por ello que la labor de tratamiento de drenajes mineros ha de incluir no sólo el tratamiento a posteriori de dichos drenajes una vez que éstos se han producido, sino que debe incluir asimismo las funciones de evaluación de riesgos potenciales para evitar en lo posible su formación.



Para cumplir las normativas referentes a los vertidos, tradicionalmente las compañías mineras han tratado los efluentes contaminados utilizando métodos químicos. En la mayoría de los sistemas de tratamiento, los contaminantes metálicos son eliminados mediante la adición de reactivos alcalinos. Los reactivos utilizados en estos sistemas de tratamiento pueden ser costosos, especialmente cuando se requieren en grandes cantidades. Además, hay que añadir los costos de operación y mantenimiento y costos adicionales asociados con la manipulación y el almacenamiento de los lodos generados en el tratamiento. El importante desembolso que implica el tratamiento del agua supone una seria carga financiera para minas en activo, que se ve agravada en el caso de minas abandonadas.

Continuamente se reclama la creciente desaparición de zonas de humedales naturales, los cuales proporcionan un soporte biológico muy importante. Resulta, por tanto, deseable la construcción de nuevos humedales como medio de control de contaminación de aguas de mina, ya que los procesos naturales generalmente tienden a mejorar la calidad de los efluentes contaminados. Cuando el drenaje de mina fluye a través de los sistemas receptores (arroyos, ríos y lagos), sus características tóxicas disminuyen de forma natural como resultado de reacciones químicas y biológicas y por dilución con aguas superficiales no contaminadas. El bajo pH que es común en muchos drenajes de mina, se eleva cuando el agua se mezcla con aguas menos ácidas o alcalinas o a través de contacto directo con rocas carbonatadas. Parte de los contaminantes metálicos precipitan como óxidos e hidróxidos bajo las condiciones aerobias que se encuentran en la mayor parte de las aguas superficiales. Este método de tratamiento posee además, ciertas ventajas como son un reducido coste de instalación y mantenimiento y una aceptable integración medioambiental dentro de los marcos reguladores existentes. Por otra parte, las instalaciones de este tipo permiten su uso con finalidades recreativas, al



desarrollarse en ellas un ambiente idóneo para el hábitat de una amplia fauna, dentro de un entorno con conciencia ecológica, que acrecienta el interés de su construcción.

En la actualidad existen varios cientos de humedales construidos en USA para control de contaminación en emplazamientos de minas y este método está siendo lenta pero progresivamente aceptado en Europa. Las compañías mineras pueden encontrar en los humedales construidos, así como otros tipos de tratamientos de tipo pasivo, como los sistemas ALD o SAPS (que serán posteriormente descritos) un método eficaz para el tratamiento de aguas ácidas de mina que además resulta más económico que los métodos químicos activos o convencionales. Resulta esencial el estudio de las características particulares del agua a tratar, especialmente en lo que se refiere a las características de la mina y los rasgos hidrogeológicos de la zona donde se ha generado, que determinarán las características químicas del efluente y permitirán decidir sobre el tratamiento idóneo (activo o pasivo) en cada caso.



1.2. OBJETIVOS

En primer lugar, se realiza una somera revisión acerca de la problemática del agua de mina y sus posibles tratamientos, en particular los de tipo pasivo, para luego introducir la parte experimental de esta Tesis.

Con la intención de definir un tratamiento adecuado para la depuración de aguas ácidas de mina, fueron realizados varios ensayos de laboratorio en el seno de la Universidad de Oviedo. El agua utilizada presenta elevadas concentraciones en algunos metales como manganeso, hierro, aluminio, níquel, zinc y cadmio; una acusada acidez y un particularmente elevado contenido en sulfatos.

Puesto que el desarrollo de las bacterias reductoras de sulfatos necesita la presencia, entre otras cosas, de condiciones anaerobias y de materia orgánica, los ensayos fueron enfocados a determinar el sustrato orgánico idóneo para el tratamiento anóxico de este agua de mina en concreto.

Por otro lado, se realizan diversas experiencias encaminadas a conocer mejor el funcionamiento de un sistema de tratamiento pasivo de descontaminación de aguas de mina, así como los diversos factores que influyen en él.

Como aplicación de las experiencias anteriores, se realiza un “humedal” a escala de laboratorio, al que se estudia tanto por separado como combinado con otros típicos sistemas de tratamiento pasivo: “ALD y SAPS de laboratorio”. Con estos sistemas mixtos se realizan experimentos utilizando tanto agua de mina real como agua preparada sintéticamente en laboratorio. Éstos permiten examinar en



detalle el fenómeno depurador y extraer conclusiones que ayuden al diseño de un humedal construido a escala piloto para tratamiento del agua estudiada, el cual constituye otro de los objetivos pretendidos en este trabajo.

El diseño anteriormente mencionado fue llevado a la práctica y desarrollado *in situ* dentro de las instalaciones de la propia mina. Se pudo intervenir en su realización y puesta en marcha y estudiar sus resultados como sistema de tratamiento, en función de los cuales se introducen algunas variaciones para mejorar la efectividad del sistema. En cada etapa, los resultados son discutidos para intentar extraer conclusiones sobre el buen o mal funcionamiento del sistema en cada caso.

Finalmente, se presenta un ejemplo de construcción a escala real de un humedal construido para tratamiento de aguas ácidas de mina en Inglaterra. Se describe el origen de este efluente, el desarrollo del sistema para su tratamiento y los resultados obtenidos tras un cierto periodo de funcionamiento.

Este trabajo se ha estructurado en varias partes: la primera de ellas es introductoria y descriptiva general. La segunda incluye los materiales y métodos empleados en cada uno de las experiencias de laboratorio realizadas, así como los resultados parciales y conclusiones extraídas de cada una de ellas. En la tercera parte se describe el diseño, construcción y control de un sistema de tratamiento pasivo a escala piloto realizado *in situ* como aplicación de los resultados de las experiencias de laboratorio. La parte cuarta recoge una revisión de la problemática del agua de mina en Inglaterra y también se describe y discute en profundidad un ejemplo de tratamiento pasivo a escala real llevado a cabo en dicho país. Finalmente se recogen unas conclusiones generales de todo el trabajo realizado y se lista la bibliografía utilizada.

2. El agua y la mina



2. EL AGUA Y LA MINA

2.1. EFECTOS HIDROLÓGICOS DE LAS ACTIVIDADES MINERAS

Las labores mineras pueden incidir de forma diferenciada sobre las aguas subterráneas y las superficiales. Las minas de gran tamaño y profundidad pueden interceptar enormes volúmenes de agua de uno y otro tipo. La minería en profundidad interfiere fundamentalmente con las aguas subterráneas, aunque también está relacionada con las aguas superficiales a raíz de fenómenos de subsidencia y descarga. Las escombreras y depósitos de estériles procedentes de minería subterránea dan lugar a problemas de gestión del agua semejantes a los producidos en minería superficial. Asimismo, las aguas empleadas en el proceso posterior a la extracción pueden suponer una fuente de contaminación. Sin embargo, la legislación actual conduce a la introducción de operaciones en circuito cerrado en tales procesos, de forma que se eviten los vertidos a cauces.

La minería interacciona con muchos de los aspectos del ciclo hidrológico, tales como infiltración, escorrentía, almacenamiento y retención del agua en zonas superficiales, saturadas o subterráneas, así como su curso por los cauces. Las zonas de recarga pueden resultar alteradas al retirar la cobertura vegetal antes de las explotaciones, e incluso el suelo puede verse afectado. Los cambios producidos en el flujo de infiltración afectan a los niveles de aguas subterráneas y los acuíferos superficiales que sean interceptados por las labores deberán ser drenados como



parte de la operación minera, con la consiguiente afección del nivel piezométrico de la zona circundante, cuyo dominio de extensión puede llegar a varios kilómetros en ciertos casos (Clarke, L.B., 1995).

2.1.1. ALTERACIONES EN AGUAS SUBTERRÁNEAS

Tanto la minería a cielo abierto como la subterránea producen alteraciones de la hidrología de la zona donde se ubican pudiendo dar lugar a: descensos de los niveles piezométricos regionales, incrementos del caudal de los cauces cercanos a partir de la descarga de aguas bombeadas en el interior de las minas e intrusiones de aguas salinas y contaminaciones de acuíferos. En la Tabla 2.1.1 se resumen los posibles efectos medioambientales que las explotaciones mineras pueden ejercer sobre las aguas subterráneas, sus causas y algunas medidas correctoras en cada caso.

<i>Parámetro</i>	<i>Cantidad</i>		<i>Calidad Química</i>
<i>Impacto medio ambiental</i>	Depresión del nivel de agua	Alteración de caudales	Agua superficial ácida o mineralizada
<i>Causas no Controlables</i>	-nivel piezométrico natural -caudal y dirección natural de flujo del agua subterránea	-características geológicas	-precipitaciones -características del acuífero -geoquímica del entorno
<i>Causas Controlables</i>	-interceptado de agua subterránea al abrir un pozo	-material de relleno -diferente ritmo de percolación a través del relleno y el material encajante -corta expuesta a oxidación	-estériles expuestos a oxidación -alteración de los regímenes de flujo del agua subterránea



<i>Posibles medidas atenuadoras</i>	-reducción de la longitud del pozo -uso de drenajes o barreras	-cubrición de escombreras con suelo vegetal -sellado con materiales impermeables -relleno del hueco final	-ubicación selectiva de estériles -prevención de la penetración de agua -medidas de remediación
---	---	---	---

Tabla 2.1.1: Efectos medioambientales de la minería sobre las aguas subterráneas. Causas y medidas de corrección (Sengupta, 1993)

2.1.1.1. MODIFICACIÓN DEL NIVEL PIEZOMÉTRICO

Si un acuífero es interceptado por las excavaciones mineras, el agua subterránea puede penetrar al interior de las labores. Esta penetra de forma heterogénea a través de fallas, planos estatigráficos, etc., siendo muy variable e impredecible el caudal transmitido. Por esto generalmente la minería subterránea necesita durante su explotación, un drenaje continuo durante extensos periodos de tiempo. Ello provoca alteraciones del balance de los acuíferos afectados mediante amplios conos de depresión. Durante la operación se pueden aplicar diferentes sistemas de drenaje para garantizar la estabilidad de los taludes y permitir la ejecución de las labores mineras evitando los problemas sobre materiales y equipos, que se deriven de la presión del agua subterránea.

Como medida para mantener los niveles piezométricos en el entorno de las explotaciones se emplean barreras o pantallas hidráulicas que impiden la penetración del agua subterránea en el hueco excavado y permiten reducir el volumen de agua a bombear. El drenaje se puede realizar a través de diques en la parte inferior de la explotación o bien a través de galerías o pozos verticales. La selección de un sistema



adecuado de bombeo depende de la hidrogeología de la zona y el tamaño de la mina.

Los efectos del bombeo son más importantes en los acuíferos confinados que en los libres, ya que en los primeros debe bombearse un gran volumen de agua para apreciar un descenso del nivel piezométrico. Como consecuencia, se pueden producir alteraciones importantes (deseccación de manantiales, alteración vegetal, hundimientos, etc.) que son difíciles de superar a posteriori.

2.1.1.2. CONTAMINACIÓN DEL AGUA SUBTERRÁNEA

Las actividades mineras pueden provocar la contaminación de acuíferos en función de cómo sean la evacuación de las aguas de las explotaciones, el tratamiento de los minerales, el relleno para sostenimiento de los huecos, etc. En general, esta contaminación es irreversible.

Las labores mineras abandonadas e inundadas pueden convertirse en una enorme e impredecible fuente de agua. Las capas fracturadas o colapsadas a consecuencia de las explotaciones, así como las capas explotadas y conectadas entre sí y con pozos comunicados con la superficie, se convierten en conductos para la libre circulación del agua. Todo esto complica mucho la hidrogeología, especialmente en el caso de labores antiguas, de cuyos detalles no se conserva constancia escrita. El mantenimiento del bombeo es aconsejable durante y tras la clausura de la explotación, ya que no sólo se evita la inundación de las labores, sino que también se evita la contaminación de los acuíferos interceptados.



Cuando se interrumpe el bombeo, el nivel piezométrico asciende, la mina es inundada por un agua que, en contacto con la que fuera parte activa de la mina, se acidifica y enriquece en hierro, debido a la oxidación de sulfuros presentes, como la pirita. La inundación de minas interconectadas que contienen gran cantidad de pirita oxidada genera rápidamente un importante volumen de agua contaminada. Con el ascenso del nivel piezométrico, esta agua puede alcanzar la superficie y generar un importante impacto medioambiental. El tiempo que tardará dicho nivel piezométrico en encontrar su equilibrio depende del volumen de agua afectado y del caudal de descarga.

A pesar de que la minería se asocia con frecuencia al deterioro de la calidad del agua, esto no siempre es así. Muchas de las “aguas de mina” poseen buena calidad y pueden ser vertidas normalmente a cauces y tener uso industrial, agrícola o incluso ser potables.

2.1.2. ALTERACIONES EN AGUAS SUPERFICIALES

Los problemas derivados de la interacción entre las aguas superficiales y las labores mineras son generalmente subestimados. Los volúmenes de aguas superficiales que penetran en las minas pueden superar a los correspondientes de aguas subterráneas. A medida que se incrementan los huecos de las explotaciones a cielo abierto, también es incrementado el almacén artificial de aguas superficiales retenidas en el mismo y por ende, los riesgos potenciales asociados al mismo.



Los principales efectos que sobre las aguas produce la minería superficial están relacionados con la interceptación y recirculación de los cursos superficiales (a través de drenajes artificiales construidos para evitar la natural penetración de las aguas en las labores), así como la reducción de capacidad de infiltración de los mismos (debido a la compactación de los suelos, la construcción de escombreras y obras de infraestructura). La percolación de agua en el interior de las escombreras incrementa el volumen de las mismas y reduce su consistencia y estabilidad, pudiendo llegar a colapsar. Todos estos problemas pueden ser resueltos mediante un cuidadoso diseño de la mina, basado en la predicción y modelización de la hidrología de la zona donde se desea ubicar aquella (Clarke, L.B., 1995).

Desde el momento en que es modificado el drenaje natural para impedir la entrada de agua a las explotaciones se puede hablar de alteración en aguas superficiales. Los nuevos cauces generados dejan al descubierto superficies de roca y suelo que el agua no controlada puede erosionar, movilizándolo sus partículas más finas. Como consecuencia, se puede hablar de varias alteraciones fundamentales en las aguas superficiales: turbidez, que afecta al equilibrio biológico de las aguas; incremento de temperatura, con riesgos ecológicos importantes y contaminación química (derivada de la disolución de compuestos solubles que constituyen las rocas y los cambios de pH).

En la Tabla 2.1.2 se muestran los principales efectos medioambientales de la minería a cielo abierto sobre las aguas superficiales, así como sus posibles causas y medidas de prevención.



<i>Parámetro</i>	<i>Calidad Física</i>	<i>Calidad Química</i>	<i>Drenaje</i>
<i>Impacto medio ambiental</i>	Erosión y sedimentación	Agua superficial ácida o mineralizada	Alteración del drenaje natural
<i>Causas no Controlables</i>	-precipitaciones -topografía original -drenaje natural -vegetación natural	-precipitaciones -geoquímica, distribución y estratigrafía del recubrimiento	-distribución natural del drenaje -geoquímica del recubrimiento
<i>Causas Controlables</i>	-topografía de escombreras -agua retenida en la corta -perfil del suelo tras el minado -vegetación tras el minado	-inversión del recubrimiento -materiales de escombrera -acumulación de aguas en la corta -cambios de permeabilidad en escombrera -longitud y pendiente de la superficie de escombrera	-método de disposición del estéril -sedimentación
<i>Posibles medidas atenuadoras</i>	-reducción de pendientes y longitud de escombrera -derivación del agua superficial para evitar el área minera activa -sedimentación de sólidos en suspensión antes de la descarga -restauración aproximada del drenaje original -revegetación cuidadosa de las áreas minadas	-identificación y posible ubicación selectiva de escombreras -derivación del drenaje -uso de cubierta vegetal sobre escombreras -clasificación de estériles -tratamiento químico del agua	-ubicación selectiva del recubrimiento -clasificación de estériles -revegetación

Tabla 2.1.2: Resumen de posibles efectos medioambientales de la minería a cielo abierto sobre las aguas superficiales, causas y medidas atenuadoras (Sengupta, 1993)

No sólo la minería a cielo abierto afecta a la hidrología local, sino que las labores subterráneas, aunque en mucho menor extensión, también pueden hacerlo.



Por ejemplo, la subsidencia y fracturación asociadas a este tipo de minería pueden dar lugar a la desviación del sentido de las aguas en superficie. Esto puede subsanarse impermeabilizando los lechos de los cauces para evitar la percolación de las aguas en profundidad. Por otro lado, el agua que penetra en el interior de una mina subterránea es generalmente drenada y bombeada hasta la superficie. Por ello son necesarias precauciones para evitar en lo posible la contaminación del agua, ya que, aunque parte de ésta es reutilizada, el resto es descargado en cauces cercanos, por lo que puede ser necesario un tratamiento anterior a la descarga. Finalmente, la minería subterránea suele generar importantes volúmenes de estériles que se apilan en la superficie. Las áreas de escombreras deben ser adecuadamente gestionadas y restauradas. La mayoría de los problemas de contaminación de aguas asociados a minería superficial son también aplicables al caso de las escombreras generadas por minería subterránea (Clarke, L.B., 1995).

2.1.2.1. MEDIDAS DE CONTROL DE LAS AGUAS SUPERFICIALES

La gestión de las aguas superficiales supone un tema de gran consideración en las minas a cielo abierto y las áreas de escombrera, aunque no lo es tanto para la minería subterránea. En algunos casos es necesario el control para evitar la inundación de las labores mediante desviación, drenaje o bombeo de las aguas interceptadas. Las minas subterráneas suelen bombear sus aguas hacia una balsa de almacenamiento, desde donde se puede monitorizar la calidad del agua y estimar si es necesario su tratamiento o bien, regular el flujo de vertido en función del caudal del caudal receptor.



Para controlar el agua superficial de los alrededores de una explotación minera son necesarias las siguientes medidas:

- Intercepción del agua de escorrentía.

Es frecuente la construcción de trincheras o canales perimetrales alrededor de la mina en superficie para recoger las aguas interceptadas. Esta medida funciona bidireccionalmente, de forma que se evita la salida de posibles aguas contaminadas desde el interior hacia el exterior de la mina y no se permite la penetración de aguas superficiales supuestamente no contaminadas en las labores mineras. En la construcción de estos canales debe evitarse en lo posible los riesgos de erosión por las aguas y en algunos puntos críticos puede ser necesaria la impermeabilización de sus fondos.

- Control de las precipitaciones directas sobre las labores

Las lluvias caídas sobre la zona de explotación han de ser recogidas y controladas en la medida de lo posible. La inundación de dicha zona origina problemas prácticos en la ejecución de las labores (dificultad de movimiento de la maquinaria, reducción de estabilidad en pendientes, etc.) y conduce a pérdidas de producción. En este caso el agua es generalmente derivada a una balsa desde la cual es bombeada posteriormente.

- Prevención de la erosión de escombreras

El flujo superficial de las aguas puede causar severa erosión, especialmente sobre la superficie de las escombreras y el material erosionado puede ser depositado en los canales, balsas o en las propias labores mineras. Para reducir la erosión deben mantenerse pendientes poco pronunciadas y facilitar la infiltración en aquellas áreas donde sea posible. La erosión en escombreras puede controlarse estabilizando su



superficie, revegetando aquellas que ya no permanezcan activas, utilizando membranas geotextiles y creando canales y sistemas de drenaje apropiados que deriven las aguas en otra dirección (Clarke, L.B., 1995).

- Tratamiento del drenaje de la mina

Las aguas que son recogidas en los canales, balsas y labores mineras pueden contener limos, aceites y otros contaminantes. En posteriores capítulos se tratarán las características químicas de las aguas de mina. En lo que se refiere a su carga en sólidos en suspensión, éstos proceden en su mayor parte del material que el agua ha ido erosionando a su paso, pudiendo ocasionar la contaminación de cauces y lagos con grandes volúmenes de sedimento. La deposición de estos limos sobre el lecho de un cauce reduce su capacidad, induciendo a mayores riesgos de inundaciones en época de crecidas. La más común solución a este problema es aplicar un algún tipo de tratamiento al agua de mina para sedimentar sus sólidos. Ello se puede conseguir mediante **balsas de sedimentación**, que suponen un método eficaz y económico para deshacerse de los sólidos en suspensión de las aguas tanto durante la vida activa de la mina como tras su clausura. El diseño de estas balsas depende de factores como el tamaño de partícula de los sólidos, la velocidad de sedimentación y el caudal a tratar (UK DoE, 1988). La eficacia de estos sistemas se ve muy reducida si los caudales son muy variables, en cuyo caso sería necesaria una modelización del flujo superficial de la zona para prever sus variaciones y establecer dispositivos específicos (canales by-pass, dispositivos para aguas de tormenta, etc.).



2.1.3. AGUAS GENERADAS EN LAS ACTIVIDADES MINERAS

Se pueden dividir en dos grupos fundamentales, independientemente de su procedencia: aguas alcalinas y aguas ácidas.

2.1.3.1. AGUAS ALCALINAS

Estas aguas de bajo poder de solubilización proceden de la circulación de aguas subterráneas o superficiales a través de materiales calizos o dolomíticos. La disolución del carbonato cálcico tiene lugar debido a la presencia en el agua del anhídrido carbónico, que da lugar a la reacción:



Pueden resultar muy perjudiciales, (a veces tanto como las aguas ácidas), ya que pueden lixiviar materiales que supongan un importante aporte de contaminantes. Son más comunes en minería subterránea que de cielo abierto.

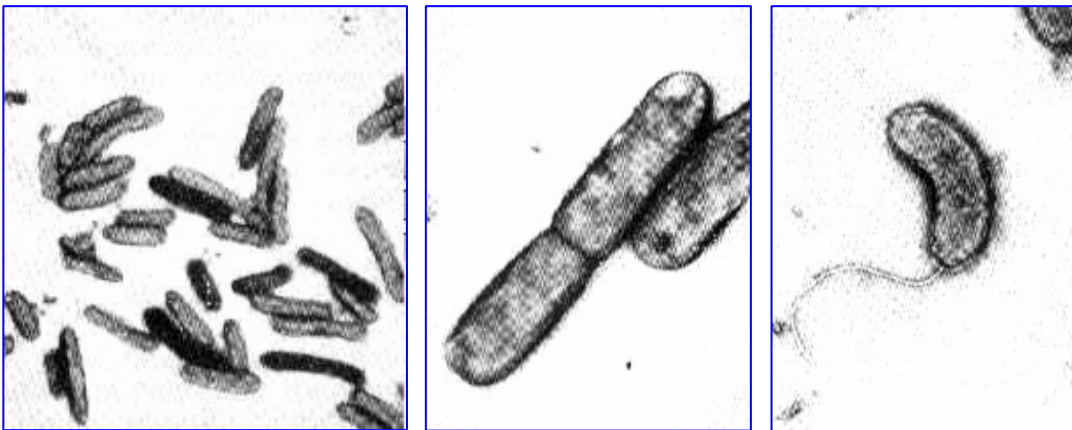
2.1.3.2. AGUAS ÁCIDAS

Se generan en la explotación de yacimientos de carbón, sulfuros metálicos o de uranio, quedando expuestos a meteorización grandes volúmenes de materiales sulfurosos y representan la principal causa de contaminación de aguas derivada de la minería. Para su formación es imprescindible la acción bacteriana en condiciones de aerobiosis, e influyen también ciertos factores como pH, cantidad de oxígeno y CO₂, temperatura, humedad y características cinéticas, capacidad de neutralización del entorno, etc. (ver apartado 3.2.2.3).



2.1.3.2.1. REACCIONES QUÍMICAS Y BIOLÓGICAS DE GENERACIÓN DE ACIDEZ

La oxidación bacteriana de minerales sulfurosos es la principal causa de generación de ácido sulfúrico en el entorno de labores mineras. Para cualquier tipo de oxidación es necesaria la presencia de un sustrato oxidable, un oxidante y un promotor de la misma; en el caso de la oxidación mineral biológica tales papeles están desempeñados respectivamente, por el mineral, el oxígeno y un sistema encimático de microorganismos. Con este tipo de oxidación, suelen aparecer asociados microorganismos autótrofos oxidantes de hierro, tales como *Thiobacillus ferrooxidans* (Foto 2.1.3.2.1), *Leptospirillum ferrooxidans*, *Sulfolobus brierleyii* y los thiobacilos termofílicos. También pueden estar implicados otros autótrofos como *Thiobacillus thiooxidans* y ciertas bacterias de tipo heterotrófico (Silver, M., 1987).



5000x

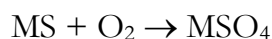
20.000x

15.000x

Foto 2.1.3.2.1: *Thiobacilli Ferrooxidans*. Los ejemplares de la izquierda y el centro proceden de un generador de bacterias y carecen de flagelo. El de la derecha se ha desarrollado sobre hierro ferroso y posee flagelo (Mills, C., 1999).



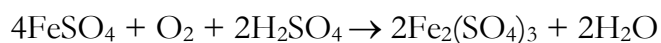
La oxidación bacteriana de minerales sulfurosos se atribuye a dos tipos de mecanismos (directos e indirectos) que no son excluyentes entre sí. En los mecanismos directos, los materiales de S y Fe son oxidados mediante acción bacteriana, dando lugar a la formación de sulfatos metálicos según la reacción general:



Además, en este caso el hierro férrico actúa como oxidante, formando sulfatos metálicos, sulfatos ferrosos y azufre elemental, como se aprecia en la siguiente ecuación:



Las bacterias pueden entonces reoxidar el hierro ferroso a férrico:



y el azufre elemental a ácido sulfúrico:

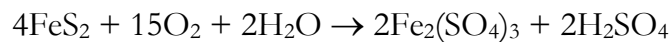
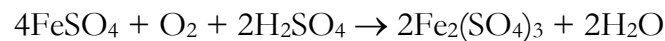
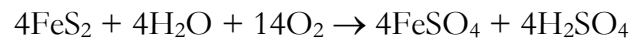


Los mecanismos indirectos no están restringidos solamente a los sulfuros metálicos, sino que pueden afectar también a arseniuros, carbonatos, óxidos y silicatos. Por tanto, los metales que no se encuentran en forma de sulfuros (Al, Cr, Mn, U y alcalinotérreos) pueden ser solubilizados mediante el mecanismo indirecto.

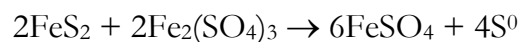


2.1.3.2.1.1. OXIDACIÓN DE MINERALES CONSTITUIDOS POR SULFUROS

La **pirita**, como mineral sulfuroso más común, ha sido el mineral más extensivamente estudiado en lo que se refiere a oxidación mineral bacteriana. Ésta, junto con la **marcasita** (que posee idéntica composición química pero diferente estructura cristalina), pueden ser oxidadas mediante mecanismos directos, según las siguientes series de reacciones:



En primer lugar la pirita es oxidada directamente, con la formación de sulfato ferroso, el cual es entonces oxidado a sulfato férrico. El ión férrico formado entonces puede oxidar el mineral de acuerdo con la reacción:



El ión ferroso puede ser ahora oxidado biológicamente a hierro férrico y el azufre elemental a ácido sulfúrico. Por último, el ión férrico se ve afectado por las reacciones de oxidación-reducción con el sulfuro de hierro pasando a sulfato.

En la oxidación del hierro ferroso a férrico interviene la acción catalizadora de bacterias que reducen el tiempo de transformación. En la primera etapa del proceso de formación de las aguas ácidas, el pH está próximo a 7 y la oxidación



debida al aire y la debida a las bacterias, fundamentalmente a la “*Thiobacillus ferrooxidans*” (Foto 2.1.3.2.1.1), se producen a un ritmo semejante. El carácter alcalino del agua subterránea neutraliza parcialmente la acidez que se ha producido lentamente. En una segunda etapa se acumula el ácido formado, descendiendo el pH y predominando la oxidación del sulfuro por la acción bacteriana. Y en una última etapa, el pH desciende por debajo de 3 en las proximidades de los granos de sulfuro, variando la generación de ácido al aumentar la solubilidad del hierro y disminuir la precipitación de hidróxido férrico. El ión Fe^{2+} es oxidado a férrico por la acción de las bacterias (cuya acción es muy importante para pH inferiores a 3), y a su vez este último oxida al sulfuro produciendo más ácido.

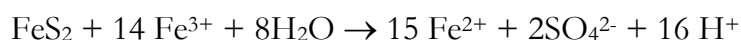
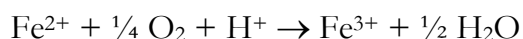


Foto 2.1.3.2.1.1: Microfoto de la bacteria *Thiobacillus Ferrooxidans* (Mills, C., 1999)



Con frecuencia se asume que cuanto mayor sea el contenido en pirita, mayor es el potencial para la generación de acidez. Una tonelada de carbón con un contenido del 1% de azufre en la forma de pirita, puede producir hasta 16 kg de hidróxido de hierro y 30 kg de ácido sulfúrico. Sin embargo, la morfología que presenta el mineral incide directamente en su capacidad generadora de ácido, ya que por ejemplo, la pirita framboidal, compuesta por finas partículas, presenta mayor superficie de reacción y resulta ser el tipo de pirita más reactiva.

En el caso de la **pirrotina**, al ser expuesta al aire, tiene lugar una difusión del hierro hacia la parte exterior, el cual toma la forma de óxido u oxihidróxido, sin apenas adoptar la forma de sulfato.

La **arsenopirita** se oxida rápidamente en condiciones de bajos valores de pH. Cuando es sometida a oxidación, el As toma forma de óxidos y sólo una pequeña parte del hierro (II) pasa a hierro (III).

La **calcopirita** expuesta a la atmósfera se altera dando lugar a la formación de hidróxido férrico y sulfuros y sulfatos de cobre en su superficie.

La **bornita**, menos abundante que la calcopirita es mucho más inestable que ésta cuando se la somete a meteorización. Durante la alteración del mineral, en primer lugar el hierro migra a su superficie formando una costra de óxido férrico que con el tiempo se desprende, dejando expuesta la parte enriquecida en sulfuro de cobre.



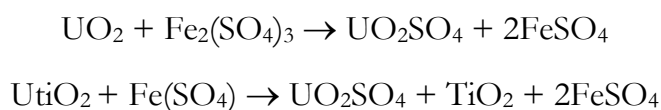
Los productos de oxidación de la **galena** son, en una primera fase, óxidos y carbonatos de plomo, dejando atrás un mineral residual deficiente en sulfuro metálico. Si la exposición continúa, tendrá lugar la formación de sulfatos.

La **esfalerita** ha demostrado ser uno de los sulfuros más resistentes a la oxidación, formando directamente sulfato de zinc en superficie.

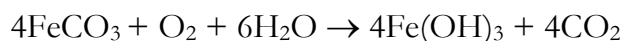
Los sulfuros que constituyen fuentes primarias de generación de acidez son pirita y pirrotina, mientras que los principales productos secundarios son goethita, jarosita y yeso.

2.1.3.2.1.2. OXIDACIÓN DE MINERALES NO SULFUROSOS

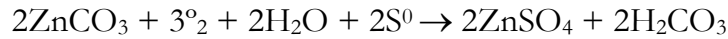
Aunque tiene lugar la oxidación bacteriana directa de los minerales de uranio (uraninita, brannerita, etc.), el principal mecanismo asociado a los mismos parece ser la oxidación directa por el ión férrico de acuerdo con las siguientes reacciones:



Los minerales constituidos por carbonatos, tales como la siderita, pueden ser oxidados por bacterias oxidantes de hierro:



y la smithsonita, por bacterias oxidantes de azufre:



Existe relación entre algunos tipos de bacterias y ciertos procesos de erosión en los que es solubilizado el Aluminio. La *T. Ferrooxidans* (Foto 2.1.3.2.1.2) ataca a minerales silicatados como glauconita, ilita o microclina, con destrucción y neoformación de minerales. Algunos compuestos quelados, como los ácidos orgánicos, producto de excreción de metabolismos microbianos, o los ácidos húmicos y fúlvicos, producto de degradación vegetal, son capaces de solubilizar el Al de minerales silicatados y oxidados.

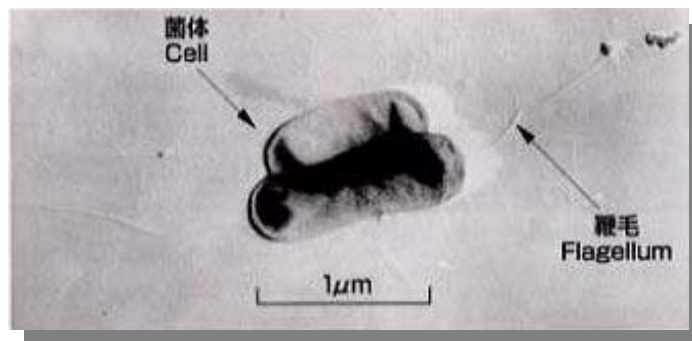


Foto 2.1.3.2.1.2: Microfoto de la bacteria *Thiobacillus Ferrooxidans* (NEDO, 1999)

El Manganese supone sólo un 0,1% de la masa total terrestre, pero sus concentraciones en las rocas varían en torno a un 10%. El Mn se encuentra comúnmente en los minerales oxidados con dos valencias: las especies divalente (altamente soluble) y tetravalente (altamente insoluble), las cuales suelen ser muy estables. La reducción de Mn es estimulada por la acidez y las condiciones reductoras y tiene lugar en la presencia de metabolismos bacterianos heterotróficos,



exudados de raíces vegetales, azufre autotrófico, tiosulfatos y oxidación de minerales sulfurosos.

2.1.3.2.1.3. OXIDACIÓN ANAEROBIA DE AZUFRE ELEMENTAL Y COMPUESTOS SULFURADOS

Las bacterias reductoras de sulfatos, bien sea en soledad o en asociación con otro tipo de organismos, son capaces de reducir los óxidos de azufre con formación intermedia de sulfitos. Éstos y los tiosulfatos, formados por la condensación de sulfitos y azufre elemental, suelen migrar a regiones en las que haya oxígeno libre disponible para que los tiobacilos puedan oxidar tales compuestos a ácido sulfúrico. En condiciones anaerobias, *Thiobacillus denitrificans* es capaz de oxidar compuestos de azufre e incluso azufre elemental a ácido sulfúrico.

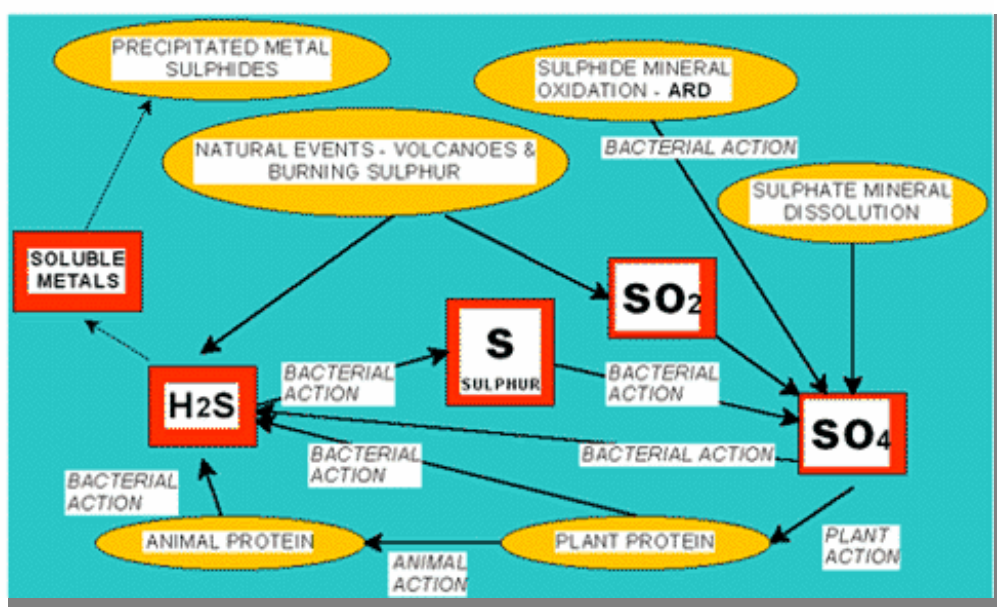
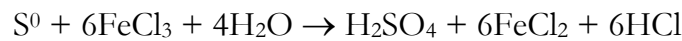
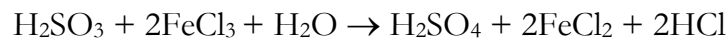
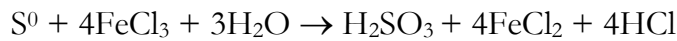


Fig. 2.1.3.2.1.3: Ciclo simplificado del azufre para depósitos minerales (Mills, C., 1998)

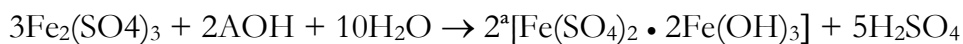


Otro mecanismo anaerobio para la generación de ácido sulfúrico a partir de azufre elemental tiene lugar cuando el hierro férrico actúa como oxidante en las siguientes reacciones:



2.1.3.2.1.4. FORMACIÓN DE JAROSITA POR HIDRÓLISIS DE HIERRO FÉRRICO

Se trata de la causa principal de los depósitos, recubrimientos, cortezas e infiltraciones de minerales de hierro de color rojizo, amarillento u ocre. La reacción de hidrólisis en presencia de cationes es la siguiente:



donde A es, en orden decreciente de estabilidad, K^+ , Na^+ , NH_4^+ y H^+ . La generación de jarosita se controla por las concentraciones de hierro férrico, sulfatos e iones monovalentes, pH y temperatura. Con pH inferior a 1.8, la jarosita tiende a disolverse y por encima de pH 2, el hierro precipita en forma de goethita. Con la formación de jarosita se eliminan los cationes monovalentes y férricos de la solución y se incrementan las concentraciones de sulfato libre que hacen descender los

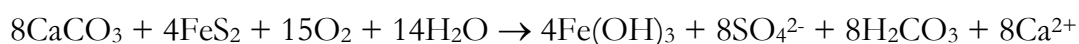


valores de pH. La jarosita puede también recubrir las superficies minerales, protegiéndolas por tanto de oxidación y disolución (Silver, M., 1987).

El vertido de aguas ácidas de mina puede dar lugar a una degradación ecológica ya que estas aguas no pueden ser usadas para consumo o medio de desarrollo de animales, puesto que son altamente corrosivas y poseen elevadas concentraciones metálicas por incremento de su solubilidad. El impacto paisajístico, el deterioro de estructuras, los daños de tipo biológico o la contaminación de acuíferos son efectos subsiguientes.

2.1.3.2.2. POTENCIAL DE PRODUCCIÓN DE ACIDEZ

El potencial de producción de acidez (APP) de una muestra determinada es una estimación de la cantidad de ácido que ésta puede llegar a producir (Clarke, L.B., 1995). Si se asume que es la pirita el único mineral capaz de generar acidez que está presente en la muestra, el máximo APP se tendrá cuando toda la pirita de la muestra reaccione para formar hidróxido férrico y ácido sulfúrico. Se suele expresar la acidez como la cantidad de carbonato de calcio que sería necesaria para efectuar la neutralización, de acuerdo con la siguiente reacción:



Según la anterior estequiometría, se requiere un mol de CaCO_3 por cada mol de azufre, lo que significa que la acidez producida por 32.08 g de azufre es neutralizada por 100.09 g de CaCO_3 y por tanto, el potencial de producción de acidez del azufre pirítico es de 3.125 g de acidez (como CaCO_3) por cada gramo de



azufre. Para calcular el APP es necesario determinar la cantidad de pirita presente que pueda ser activa, lo cual no siempre es tarea fácil.

2.2. PREVENCIÓN DE LA FORMACIÓN DE AGUAS ÁCIDAS

Para que puedan producirse las reacciones de generación de acidez en aguas, es necesaria también la presencia de los componentes : sustrato mineral, oxidante y catalizador biológico. Eliminar uno de ellos significa interrumpir dicha generación de acidez. El traslado de la masa mineral a otro emplazamiento no es una solución efectiva, por lo que se suele utilizar la exclusión del oxígeno o la inhibición de las bacterias responsables de generación de acidez mediante agentes químicos que afecten a su metabolismo o condiciones ambientales.

Los métodos preventivos comúnmente usados se basan en el control de la oxidación de los sulfuros y se dividen en tres clases: métodos de barrera, químicos y de inhibición bacteriana.

2.2.1. MÉTODOS DE BARRERA

Intentan aislar los sulfuros de los elementos meteorizantes o del sistema de transporte hidrogeológico. Se distinguen tres técnicas:



2.2.1.1. REVEGETACIÓN DE LOS TERRENOS

Ayuda a mejorar la calidad de las aguas, ya que la cubrición de los estériles de mina con suelos y vegetación incrementa la evapotranspiración y restringe la migración de agua hacia la zona de sulfuros. Además, es evacuado oxígeno de los poros del suelo por las raíces de las plantas y la respiración microbiana.

Esta técnica resulta eficaz pero no puede emplearse de forma exclusiva.

2.2.1.2. AISLAMIENTO DEL AGUA

Se trata de aislar los sulfuros del agua como medio de reacción y como fluido de transporte de los productos de la misma. Se suele colocar por encima de la cota del nivel freático previsto tras la restauración, una capa de material permeable y alcalino sobre los estériles sulfurados para ser cubiertos luego por otra capa de materiales impermeables.

Por otro lado, se pueden emplear barreras de arcilla para proteger los frentes descubiertos de mineral o huecos de labores antiguas y también para impedir que el agua de los acuíferos interceptados entre en contacto con los estériles que puedan producir lixiviados ácidos (Fig. 2.2.1.2).

Estos métodos de aislamiento no resultan eficaces porque las bacterias oxidantes de hierro pueden sobrevivir en el interior de la masa mineral.

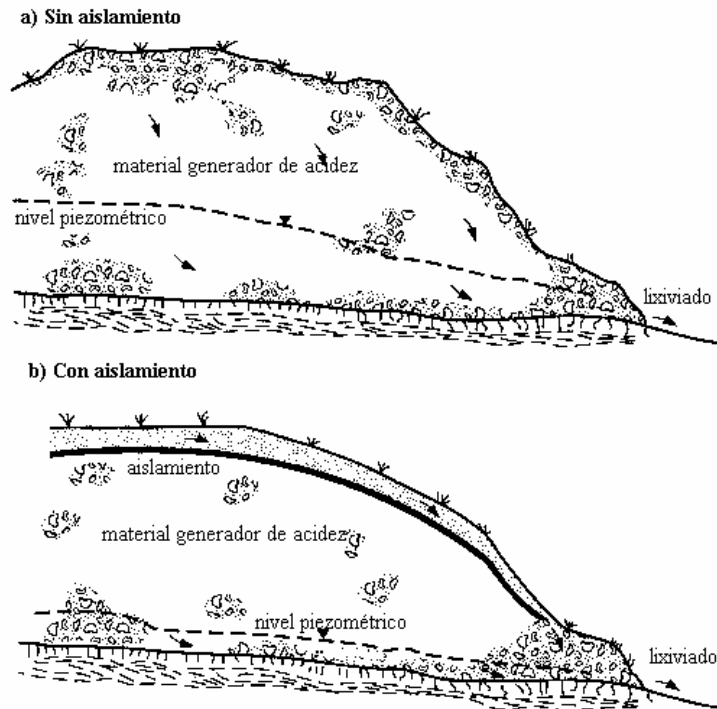


Fig. 2.2.1.2: Escombrera de estériles potencialmente productores de acidez con y sin aislamiento (Caruccio, F.T., et al., 1994)

2.2.1.3. AISLAMIENTO DEL OXÍGENO

El oxígeno es necesario para la oxidación directa de los sulfuros y la respiración bacteriana. Mediante la inundación de las labores mineras se puede aislar el aire, evitando su contacto con los materiales contaminantes (Ayala, F., 1989). La velocidad de difusión del oxígeno en agua es muy lenta, por lo que cuando las rocas que contienen piritita son inundadas completamente, las reacciones por las que se forman aguas ácidas se hacen considerablemente más lentas (Clarke, L.B., 1995). Estos métodos son costosos pero constituyen una solución permanente.



2.2.2. MÉTODOS QUÍMICOS

Modifican la composición de las soluciones en los materiales rocosos y limitan las posibilidades de reacción. Existen varias técnicas:

2.2.2.1. ADICIÓN ALCALINA

Consiste en la adición de ciertos compuestos tales como hidróxido sódico, caliza, cal o carbonato sódico que, además de neutralizar las aguas ácidas, perjudican la oxidación de los sulfuros. Se trata del método más comúnmente utilizado para tratar estériles piríticos de carbón.

La adición puede realizarse de diversas formas: carga del agua con productos alcalinos antes de que ésta entre en contacto con los sulfuros; colocación de materiales alcalinos en los puntos de recarga de los acuíferos, adición por medio de sondeos a las aguas retenidas en minas abandonadas o en escombreras, neutralización de aguas de escorrentía mediante la intervención en diques o canales en los que ésta se recoge, etc.

2.2.2.2. ADICIÓN DE FOSFATOS

La adición de fosfatos (apatito) dificulta la oxidación de los sulfuros debido a la formación de fosfatos de hierro insolubles, disminuyendo la concentración de hierro férrico disponible para la reacción con los sulfuros.



2.2.3. MÉTODOS DE INHIBICIÓN BACTERIANA

Rompen el proceso de oxidación cíclico catalizado biológicamente. La presencia de bacterias oxidantes del hierro (como *Thiobacillus ferrooxidans*) controla la generación de aguas ácidas, por lo que es interesante eliminar estos microorganismos para reducir sensiblemente la acidificación dado que la oxidación inorgánica de la pirita es muy lenta.

Son varios los tipos de bactericidas que han sido utilizados para evitar la formación de agua ácidas. Básicamente, estas sustancias atacan a ciertos componentes de la pared celular de la bacteria, lo cual destruye su integridad y permite al ácido penetrar dentro de la célula. El cambio de pH que se produce en el interior de la bacteria, reduce la actividad de las encimas que catalizan la oxidación de la pirita. Mediante el uso de algún surfactante se consigue la muerte de las bacterias.

La técnica consiste en aplicar una solución bactericida mediante riego de la escombrera de estériles. Resulta efectiva sólo a corto plazo. Además el uso generalizado de bactericidas no es recomendable ya que con él se inhibe también la acción de bacterias beneficiosas (Pulford, I.D., 1991).

Existen algunas técnicas para la predicción de formación de aguas ácidas, como son el estudio de las minas de la región, la elaboración de modelos geológicos y paleoambientales, la realización de ensayos geoquímicos de tipo estático y cinético y el desarrollo de modelos matemáticos que sirvan para predecir la calidad de los drenajes.



2.3. TRATAMIENTO DE EFLUENTES

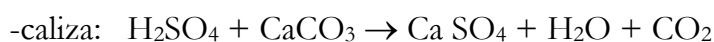
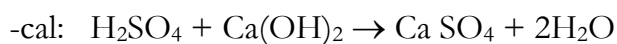
2.3.1. ELIMINACIÓN DE SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN

Los sólidos en suspensión se producen por la erosión y arrastre de partículas sólidas por parte del agua en su circulación superficial. La forma de tratamiento más usual es la retención del agua en balsas o reposadores durante un tiempo hasta la decantación de los sólidos que lleve en suspensión. Tras este proceso, el agua decantada será sometida a depuración química, si fuese necesario, antes de ser vertida a un cauce.

2.3.2. TRATAMIENTO QUÍMICO

Consiste básicamente en la adición de sustancias alcalinas a las aguas ácidas. El tratamiento se suele realizar en tres etapas:

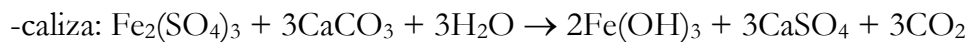
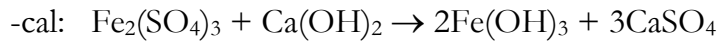
a) Neutralización del ácido con una base:



b) Oxidación del hierro ferroso o férrico: se realiza en tanques de agitación para hacer insoluble al hierro.



c) Precipitación de los hidróxidos de hierro formados al reaccionar el sulfato férrico con los agentes alcalinos:



La separación de los insolubles se realiza en decantadores, con ayuda de floculantes. La concentración de metales pesados se reduce por precipitación de hidróxidos al incrementarse el pH.

Existen alternativas variadas respecto a los métodos de tratamiento convencionales, como son la *neutralización con aguas frescas*, la *ósmosis inversa*, el *intercambio iónico* con resinas sintéticas, y el empleo de *tratamientos de tipo pasivo*, de los que se hablará en próximos capítulos.

2.3.2.1. MÉTODO CONVENCIONAL

Una planta de tratamiento de agua ácida de mina consta de varias fases (Fig. 2.3.2.1):

En primer lugar, el agua ácida pasa a las cubas de neutralización donde, mediante una lechada de cal, se sube el pH hasta valores en torno a 10, con lo que se forman hidróxidos de hierro y manganeso. A continuación, el agua pasa a los tanques de aireación, donde se consigue la oxidación del hierro ferroso y el manganeso. Seguidamente se adicionan floculantes que ayudan a la sedimentación de los materiales en suspensión. El lecho de fangos (lodos de yeso, óxidos de hierro,



etc.) formado en el fondo del decantador ha de ser purgado. El agua clarificada pasa desde el decantador a unos filtros de arena y posteriormente a un depósito de ajuste de pH en el que se adicionará ácido sulfúrico si es necesario.

Los fangos producidos se envían a unas balsas de almacenamiento donde una vez secos se extraen y se vierten en las escombreras. El empleo de caliza en lugar de cal es más cómodo pero se precisa en ese caso de un mayor tiempo de retención para completar la neutralización. Por otro lado, la principal limitación de este método está en la lenta oxidación del hierro.

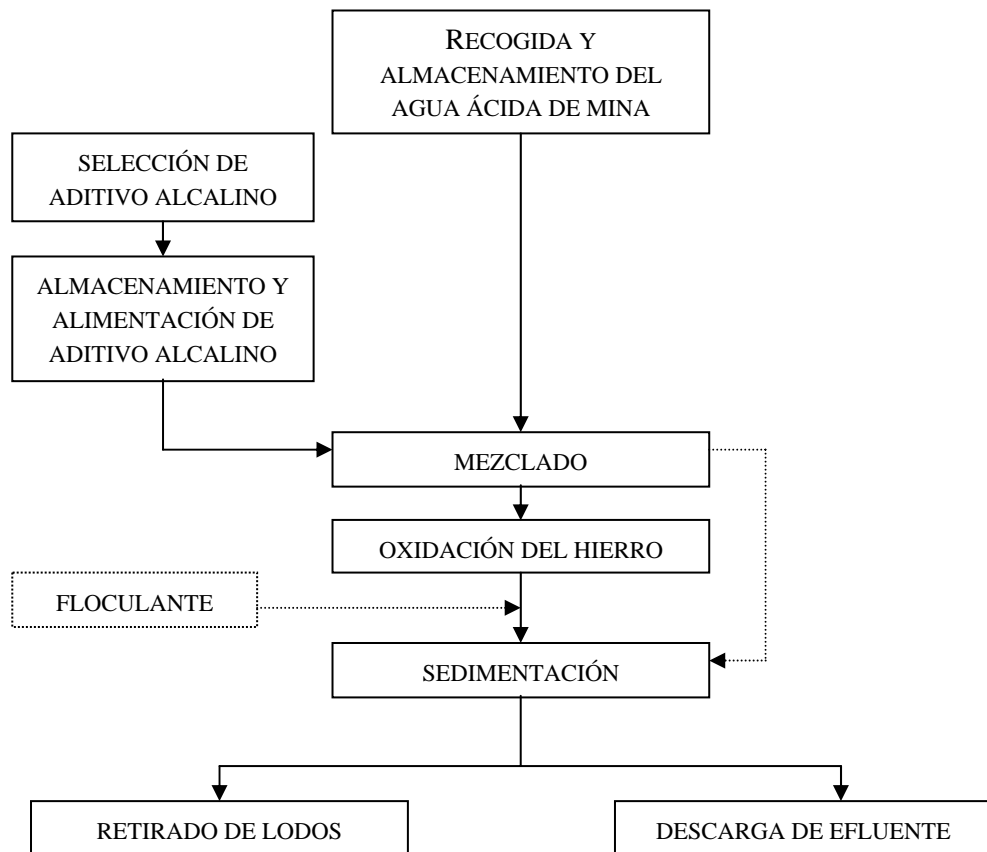


Fig. 2.3.2.1: Diagrama de flujo correspondiente al tratamiento de agua ácida de mina mediante adición alcalina y oxidación del hierro (Wilderman, T.R., et al., 1994)



2.3.2.2. NEUTRALIZACIÓN CON AGUAS FRESCAS

Se trata de introducir aguas fluviales en las minas abandonadas donde se estén generando efluentes ácidos, para precipitar los hidróxidos fuera de los cauces naturales. Este método precisa grandes volúmenes de agua y la construcción de balsas de decantación.

2.3.2.3. ÓSMOSIS INVERSA

Consiste en la utilización de una membrana orgánica permeable al agua pero no a los iones polivalentes que constituyen los contaminantes. La recuperación de la calidad del agua es casi total, pero este método presenta algunos inconvenientes como son la pérdida de rendimiento por obstrucción de las membranas, elevado coste y difícil manipulación de lodos.

2.3.2.4. INTERCAMBIO IÓNICO

Mediante intercambio iónico con resinas sintéticas se consiguen altos grados de depuración de aguas, pudiendo recuperarse incluso los metales pesados. Sin embargo, se plantean varios problemas como el ensuciamiento de las resinas, la interferencia de iones, la capacidad de carga limitada, elevados costes, etc.

Existen otros tipos de tratamientos pasivos, en los que se combinan procesos naturales de tipo físico, químico y biológico, que pueden constituir una alternativa eficaz y de reducido coste a los métodos activos. De ellos se tratará en el siguiente capítulo.

3. Tratamientos pasivos



3. TRATAMIENTOS PASIVOS

3.1. INTRODUCCIÓN A LOS TRATAMIENTOS PASIVOS DE AGUAS

Las denominadas tecnologías pasivas utilizan los procesos naturales químicos y biológicos que mejoran la calidad del agua. Idealmente, un tratamiento pasivo no requiere utilización de reactivos químicos y poco o nada de requerimientos en cuanto a operación y mantenimiento. Los costos de este tipo de tratamientos se refieren fundamentalmente a los relativos a la utilización de terreno.

Los sistemas de tratamiento pasivo utilizan procesos de eliminación de contaminantes que son más lentos que los correspondientes a los utilizados en los sistemas de tratamiento convencional, por lo que, para lograr resultados similares, se requieren mayores tiempos de retención del agua de mina y mayores superficies de tratamiento.

El objetivo de aplicar sistemas de tratamiento pasivo al drenaje ácido de mina es intensificar los procesos naturales de mejora de la calidad de las aguas, de forma que tengan lugar dentro del sistema de tratamiento y no en las aguas receptoras. Dos factores importantes que determinan si el objetivo se puede alcanzar con resultados satisfactorios, son la cinética de los procesos de eliminación de contaminantes y el tiempo de retención del agua de mina en el sistema de tratamiento. A veces, para un particular emplazamiento minero, el tiempo de retención está limitado por la



disponibilidad de terreno suficiente. Sin embargo, la cinética de los procesos de eliminación de contaminantes se puede modificar actuando sobre las condiciones medio ambientales que existen dentro del sistema particular de tratamiento.

Cualquiera que sea el tratamiento dado a las aguas ácidas de mina, se requiere la generación de suficiente alcalinidad para neutralizar su exceso de acidez. Para ello se pueden considerar diferentes tipos de métodos pasivos: humedales aerobios, humedales con sustrato orgánico, lechos de caliza aerobios, sistemas de aireación, drenes de caliza anóxicos (ALD) y sistemas sucesivamente productores de alcalinidad (SAPS). Cada una de estas tecnologías será la más adecuada dependiendo del tipo particular de problemática del agua de mina. Frecuentemente, son más efectivas cuando se emplean de forma conjunta y por ello, en algunos casos particulares la combinación de un sistema ALD y un humedal puede ser adecuado e incluso necesario.

Normalmente, el tamaño de un sistema de tratamiento se selecciona haciendo un balance del espacio disponible y los costes de construcción frente a la calidad del agua influente y los costes de posibles tratamientos químicos. El agua de mina puede ser tratada con un sistema pasivo previo a un sistema de tratamiento químico, con la finalidad de reducir los costes de tratamiento total del agua o como una potencial alternativa parcial al tratamiento químico puro.

Es especialmente durante la última década cuando se ha venido estudiando con gran intensidad la posibilidad de utilización de tratamientos pasivos aplicados al agua de mina.



En los capítulos sucesivos se tratarán cada uno de los sistemas de tratamiento pasivo más importantes mencionados. Asimismo, se podrá analizar su eficacia en los resultados obtenidos tras ser usados en los experimentos de laboratorio, planta piloto y ejecución a escala real que se recogen en las siguientes partes. En la Parte tercera de esta Tesis se comentan los parámetros que es necesario determinar para diseñar correctamente un sistema de tratamiento pasivo adecuado para cada tipo de agua de mina. En función de estos parámetros se elegirán las unidades operacionales apropiadas y se combinarán de forma que se optimice la eficacia del tratamiento.



3.2. HUMEDALES

3.2.1. ASPECTOS GENERALES

3.2.1.1. DEFINICIÓN

Existen muchas definiciones e interpretaciones para los términos “humedales”, “pantanales” o “zonas húmedas”, los cuales se suelen emplear como traducción de lo que en la literatura científica inglesa se denomina “wetlands”. Quizá fuesen más apropiadas las expresiones “zonas encharcadas” o “zonas encharcables”, ya que el término “humedales” tiene tradicionalmente un sentido más climático que hidrológico. Sin embargo, la acepción de este último como equivalente a “wetlands” ha sido ampliamente aceptada en las lenguas española y francesa (Velez, F.,1979; Llamas, M.R., 1984, etc.)

Se definen como zonas húmedas o humedales las marismas, pantanos, turberas o aguas rasas, naturales o artificiales, permanentes o temporales, de aguas remansadas o corrientes, dulces, salobres o salinas, con inclusión de aguas marinas cuya profundidad en marea baja no exceda de los seis metros (Díaz, T.E., 1995).

En general se entiende por humedal una depresión, natural o excavada por el hombre, con fondo más o menos cenagoso, en la que se recogen y acumulan aguas, y en la que se desarrolla un tipo particular de vegetación. La clasificación de los



humedales se hace con arreglo a sus diferentes necesidades y objetivos, siendo identificados en función de las características de su sustrato, los tipos de vegetación que éste soporte y su grado de humedad.

Por tanto, se puede resumir que un humedal es una transición entre los sistemas acuáticos y los terrestres, en el cual el agua constituye el factor determinante del desarrollo de los suelos y las comunidades biológicas asociadas a los mismos. Se trata de una zona saturada, con agua subterránea o superficial, hasta la superficie o hasta un nivel muy próximo a ella y que se caracteriza por presentar una o más de las siguientes condiciones:

- Áreas con predominio de hidrofitas.
- Áreas con sustratos fundamentalmente saturados, con suficiente humedad para proporcionar condiciones anaerobias que limitan el crecimiento vegetal.
- Áreas con sustratos no orgánicos, tales como rocas o grava que son saturados o cubiertos por una capa superficial de agua en alguna etapa del periodo de crecimiento vegetal.

3.2.1.2. IMPORTANCIA DE LOS HUMEDALES

Las zonas húmedas constituyen ecosistemas especialmente frágiles cuya supervivencia está amenazada por acciones de tipo muy diverso: agrícolas, industriales, turísticas, etc. Su importancia se cifra en los siguientes aspectos:



3.2.1.2.1. LUGAR DE RESERVA DE ESPECIES ÚNICAS DE FLORA Y FAUNA

Los humedales constituyen un reservorio genético de gran interés, especialmente en avifauna. Estas zonas poseen gran importancia como áreas de descanso, asentamiento, nidificación y reproducción de gran número de aves migratorias o sedentarias, que sin estos lugares llegarían a desaparecer debido tanto a la falta de espacios adecuados para su reproducción como a la intensa actividad cinegética a que se encuentran sometidas en sus etapas migratorias. Por ello, los inventarios y clasificación de zonas húmedas se suelen basar en el valor que éstas tienen para las aves (Smart, M., 1976).

Por otro lado, en los humedales se dan cita otros animales como lombrices, insectos, crustáceos, reptiles, anfibios, peces y mamíferos. Otros animales procedentes de ambientes acuáticos y terrestres cercanos, se pueden alimentar de las plantas y animales desarrollados en el productivo ambiente del humedal, extendiendo así, el área de influencia del mismo.

3.2.1.2.2. ELEVADA PRODUCCIÓN DE BIOMASA

La productividad de los humedales naturales supera ampliamente a la de los más fértiles campos agrícolas. Estas zonas reciben, capturan y reciclan continuamente nutrientes procedentes de otros puntos tierras arriba. Estos nutrientes permiten el crecimiento de una abundante macro y microvegetación, que convierten compuestos químicos inorgánicos en materia orgánica.



3.2.1.2.3. APLICACIONES RECREATIVAS, ECONÓMICAS Y CIENTÍFICAS

El valor recreativo de los territorios con humedales es muy alto, ya que constituyen un remanso para el individuo amante de la naturaleza y contribuyen a diversificar el paisaje restándole monotonía. Por otro lado, muchas zonas costeras suponen verdaderas reservas biológicas, especialmente en el caso de una actividad económica tan importante como puede ser la pesca costera o incluso la desarrollada en zonas húmedas interiores. Finalmente, es de resaltar el gran valor científico y educativo de los humedales, puesto que constituyen verdaderas reservas de especies botánicas y zoológicas y asiento de rarezas biológicas (Díaz, T.E., 1995).

3.2.1.2.4. EFECTO REGULADOR DE AVENIDAS

A pesar de su posible acción reguladora, las zonas húmedas no suelen producir un incremento de los recursos hídricos totales de la zona donde se ubican, sino que, al contrario, constituyen un área de intensa pérdida de agua por evaporación.

3.2.1.2.5. PURIFICADOR NATURAL DEL AGUA

Se trata de su más importante función. Los ecosistemas de zonas húmedas son auténticas depuradoras naturales de las aguas contaminadas, ya que muchas de las plantas de los humedales tienen la capacidad de transportar el oxígeno hacia las raíces en crecimiento aún en condiciones anaerobias (Hammer, D.A. y Bastian,



R.K., 1991). Esta adaptación de las plantas tiene un gran interés a la hora de proyectar humedales naturales o artificiales para depurar aguas residuales, de mina, industriales, agrícolas, urbanas, etc., ya que de este modo, los humedales constituyen un efectivo y económico sistema de tratamiento para aguas contaminadas de muchos tipos.

En la depuración de los contaminantes acuáticos (materia orgánica, sólidos disueltos, metales, exceso de nutrientes, etc.) intervienen los procesos de sedimentación y filtración natural. Algunos contaminantes son retenidos de forma física o química permanentemente en el interior del humedal ya que las reacciones químicas y la descomposición biológica transforman las sustancias complejas en otras más simples. Por otro lado, la vegetación de los humedales elimina nutrientes mediante absorción y asimilación y da lugar a biomasa. El oxígeno, producido en abundancia, incrementa el contenido en oxígeno disuelto del agua y el suelo en la proximidad de las partes radiculares, aumentando así la capacidad del sistema para la descomposición aerobia bacteriana de contaminantes y proporcionando soporte a organismos acuáticos consumidores de oxígeno que pueden consumir también otros contaminantes adicionales.

Muchos de los nutrientes son retenidos en el sistema del humedal y reciclados a través de sucesivas estaciones de nacimiento, desarrollo y muerte vegetal. Si el agua penetra al interior de un acuífero, el exceso de contaminantes y nutrientes que pueda contener son eliminados por filtración a través de los suelos u otros sustratos existentes.

Los humedales naturales pueden eliminar metales procedentes de aguas ácidas. Las acumulaciones de limonita (explotadas antiguamente como fuente de



hierro) y de ciertos óxidos mixtos de Mn y otros metales, son el producto de mecanismos de eliminación mediante humedales en diferentes condiciones de acidez (Hammer, D.A. *et al.*, 1991).

Todos estos valores de las zonas húmedas sólo han sido reconocidos en fecha reciente. De hecho, hasta hace pocos años, las zonas húmedas eran consideradas como lugares improductivos e insalubres y todos los gobiernos incentivaban las acciones destinadas a su desaparición.

3.2.1.3. RASGOS HIDROLÓGICOS DE LOS HUMEDALES

3.2.1.3.1. INTRODUCCIÓN

La mayoría de las zonas húmedas se caracterizan porque en ellas el límite superior de la zona del terreno saturado por las aguas subterráneas está en la propia superficie del terreno o muy próximo a ella. En general dichas zonas húmedas suelen presentar las siguientes características:

- Son zonas de relieve plano.
- Constituyen, en conjunto, una zona deprimida topográficamente en relación con la geografía más o menos cercana.
- Las formaciones geológicas en que se ubican tienen permeabilidad suficiente para permitir un flujo de agua subterránea significativo.



- Sobre ellas discurren cursos de agua, en general divagantes, con carácter permanente o efímero, que durante las avenidas cubren una amplia proporción de la zona.

De lo expuesto anteriormente se puede deducir que, en general, las zonas húmedas están situadas en lo que se denomina zonas de descarga dentro de los sistemas de flujo de aguas subterráneas correspondientes a un ámbito o zona más amplia.

Por lo general, el simple flujo de descarga de aguas subterráneas no suele ser suficiente para engendrar una zona húmeda propiamente dicha. Es necesaria la llegada a esa zona de aportes de agua de escorrentía superficial. Se suele tratar de cursos de agua más o menos caudalosos pero con una pendiente muy pequeña. Estos cursos de agua tienen un cauce muy poco estable y suelen desbordarse en la época de lluvias, inundando amplias zonas. Durante el estiaje, parte de esas zonas inundadas se secan, pero suelen quedar de modo permanente algunas grandes charcas o lagunas. La extensión y duración de esas zonas encharcadas permanentes depende tanto del régimen climático como de la topografía y de los aportes de aguas subterráneas por ascenso.

Un factor importante en el funcionamiento de las zonas húmedas es el caudal sólido aportado por las aguas de escorrentía superficial, que suele ser abundante durante las avenidas. Estos aportes sólidos juegan un papel geomorfológico importante; hacen variar de un modo constante la morfología de los cauces, rellenan depresiones que de otro modo quedarían inundadas, hacen crecer los deltas, aportan nutrientes, etc. Como norma general, las aguas superficiales de las zonas húmedas no perturbadas por el hombre, nunca recargan los acuíferos profundos, ya que el



agua dentro de éstos tiene un nivel piezométrico superior al de la lámina de agua superficial o al nivel piezométrico del acuífero más somero (Díaz, T.E., 1995).

3.2.3.2. CONSIDERACIONES GENERALES

Bajo la superficie del terreno se diferencian dos zonas separadas por la superficie piezométrica, que es aquella en la que la presión atmosférica es igual a la hidrostática. Se denomina zona no saturada a la parte que se encuentra por encima del nivel piezométrico y se caracteriza porque sus poros están llenos de aire o agua/aire según las épocas. En esta zona la circulación del agua es fundamentalmente vertical, ya que está gobernada por la gravedad. Por debajo de la superficie piezométrica se encuentra la zona saturada. En ésta los poros están llenos de agua y la circulación es vertical si la permeabilidad es baja, u horizontal si el terreno funciona como acuífero.

Cualquier material por debajo de la superficie del terreno viene caracterizado por su:

- Porosidad, que indica el porcentaje de huecos en la roca, y
- Permeabilidad, que indica la facilidad con que una roca puede transportar agua. Posee dimensiones de velocidad.

Los poros de un material bajo el suelo están interconectados. La ecuación que rige el flujo en los medios porosos es la ley de Darcy:

$$Q = T \cdot i \cdot l$$



donde Q representa caudal; T , transmisividad; i , gradiente ($\Delta h/\Delta l$) y l , longitud.

El balance sobre un sistema hidrológico se resume de la forma:

$$\begin{aligned} \text{Entradas} &= \text{Salidas} + \Delta \text{Reservas} \\ \text{Pluviometría} + E_{\text{superficial}} + E_{\text{subterránea}} &= \\ E_{\text{superficial}} + E_{\text{subterránea}} + E_{\text{evapotranspiración}} + \Delta \text{Reserva} \end{aligned}$$

Los humedales pierden agua por transpiración, lo que induce una bajada del nivel piezométrico en verano. El aporte lateral de agua y el flujo superficial tiende a compensar la pérdida por evapotranspiración. Los niveles normalmente descienden durante el día y se recuperan parcialmente en la noche (Pendás, F., 1995).

En los humedales la hidrometría se concentra en el control del nivel de agua en el suelo y zonas con agua libre. Las fluctuaciones estacionales en dicho nivel que se aprecian en los humedales, reflejan el modelo de entradas de agua por lluvia y la demanda de evaporación.

La superficie del terreno en los humedales se desplaza en sentido vertical, en respuesta a la cantidad de agua almacenada en los mismos. Este movimiento del terreno modifica los efectos del drenaje en la comunidad de las plantas.

El almacenamiento en la zona saturada se caracteriza mediante el coeficiente de almacenamiento específico, que es función de la porosidad y por tanto del grado de compactación del sustrato, cuyas propiedades hidráulicas pueden ser muy variables. Este parámetro sirve para controlar la amplitud de variación del nivel de agua en el



humedal y se puede calcular a partir de un registro continuo del nivel de agua subterránea en el mismo y de la lluvia caída.

Las fluctuaciones diurnas en el registro continuo del nivel de agua subterránea se pueden emplear para el cálculo de la transpiración real diaria de la comunidad de plantas del humedal. Se comprueba entonces que la evapotranspiración real, que en verano representa un porcentaje muy alto de la evaporación, es siempre menor que la evaporación potencial. La vegetación verde transpira más rápidamente que la vieja porque ésta incluye muchos restos de materia orgánica muerta (Pendás, F., 1995).

3.2.1.4. FACTORES DESESTABILIZANTES DE LOS HUMEDALES

Se comentan a continuación las causas que alteran los ecosistemas húmedos y amenazan su existencia.

3.2.1.4.1. AMENAZAS SOBRE LA CALIDAD DEL MEDIO

Los cambios introducidos por la actividad humana en las propiedades físico-químicas de las aguas (contaminación del agua o del suelo por medio de grasas, desechos domésticos, vertidos químicos, herbicidas, pesticidas, polución térmica, etc.) son los más peligrosos, pues los efectos pueden aparecer mucho tiempo después de producirse su causa, especialmente si se trata de aguas subterráneas.



Algunas acciones como la construcción de drenajes, saneamientos agrícolas, embalses, canalizaciones, etc. alteran las condiciones naturales del agua en las zonas húmedas, haciendo disminuir su nivel, variando los cauces, reduciendo las entradas de agua y llegando incluso a hacer desaparecer dichas zonas húmedas. Otras acciones humanas pueden traer consigo el aumento del caudal sólido de los cursos de agua, la alteración de las plantas acuáticas, la modificación de la calidad de las aguas o la desecación del humedal.

3.2.1.4.2. DISMINUCIÓN DE LA CALIDAD DE LAS AGUAS

Puede ocasionarse como consecuencia de instalaciones industriales, asentamientos urbanos, instalación de basureros, construcción de caminos, encauzamientos agrícolas, repoblaciones no autóctonas, etc.

3.2.1.4.3. AMENAZAS ESPECÍFICAS SOBRE FLORA Y FAUNA

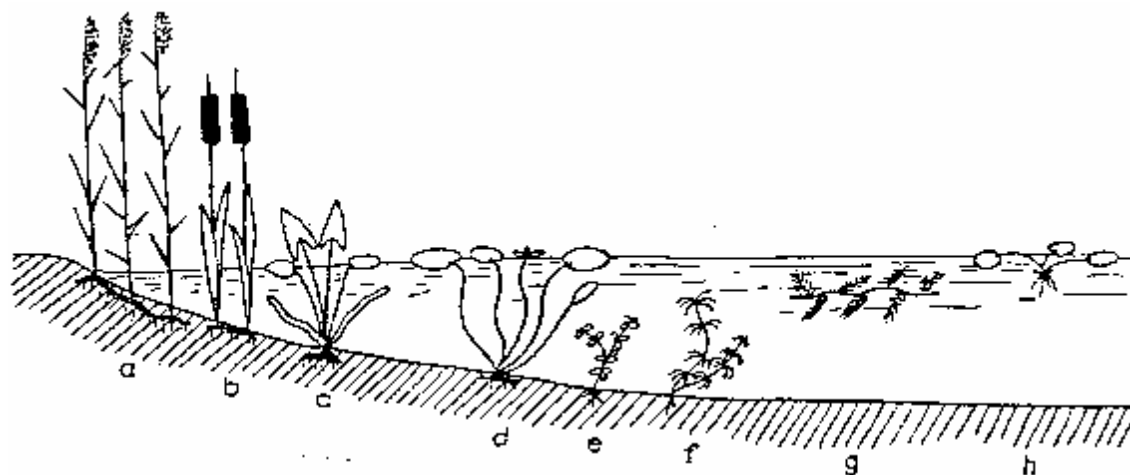
Corresponden a modificaciones en la cadena trófica derivadas directa o indirectamente de alguna de las acciones citadas anteriormente, o bien a extracciones incontroladas de ciertas especies piscícolas, plantas, huevos, aves, reptiles, etc., abuso en las prácticas recreativas que puedan llevar a una destrucción de las cualidades naturales, introducción de especies no autóctonas, etc. (Díaz, T.E., 1995)



3.2.1.5. LOS MACROFITOS EN LOS HUMEDALES

Las condiciones del medio acuático influyen notablemente en las características morfológicas, anatómicas y fisiológicas de las plantas que viven en estos lugares. Se denominan plantas acuáticas aquellos vegetales que se desarrollan en las aguas tanto dulces como marinas y que pueden vivir arraigadas en el fondo, siendo emergentes o totalmente sumergidas o bien flotando en parte de la superficie. Este término es equivalente al de “hidrófito”, definido como planta acuática con hojas y/o tallos sumergidos o flotantes.

Existen varios tipos de plantas acuáticas dependiendo de si se encuentran enraizadas en el fondo o no y si sus órganos reproductores (flores) se encuentran bajo el nivel de las aguas o sobre él. Se establece la siguiente clasificación:



- **a y b: Plantas anfibias (hidrófitos emergentes o helófitos)**

Se trata de plantas acuáticas adaptadas a vivir parcialmente en el aire y parcialmente en el agua. Son los grupos menos especializados de los hidrófitos. Constituyen las plantas dominantes en las riberas siendo las más frecuentes los “carrizos” (*Phragmites australis*), las “espadañas” o “eneas” (*Typha latifolia* y *Typha*



domingensis), el “plantago de agua” (*Alisma plantago-aquatica*), los “esparganios” (*Sparganium sp. pls.*), el “lirio fediondo” (*Iris pseudacorus*) y diversas ciperáceas (*Scirpus lacustris*, *Scirpus pungens*, etc.) y otras gramíneas. Sus raíces y rizomas, que están más o menos sumergidos presentan generalmente las mismas adaptaciones que los correspondientes a las plantas francamente acuáticas. Los helófitos aseguran la transición entre las plantas típicamente acuáticas y las terrestres. La mayoría de estos vegetales se encuentran ampliamente distribuidas, debido a que toleran amplios rangos de conductividad. Por el contrario, las especies sumergidas responden a diferentes gradientes de profundidad y salinidad.

c y d: Plantas acuáticas enraizadas con hojas flotantes

Es el caso de *Nymphaea* y de los “nenúfares” (*Nuphar luteum*), cuyas hojas, fijadas sobre un rizoma, son largamente pecioladas y presentan un limbo ancho flotando sobre la superficie del agua. Algunas especies presentan de forma simultánea hojas sumergidas y hojas flotantes.

e y f: Plantas acuáticas enraizadas y sumergidas

La totalidad de su aparato vegetativo, hojas incluidas, se encuentra bajo el agua. A este grupo de macrófitos sumergidos se les concedió mucha importancia porque sirven como indicadores de la calidad del agua, ya que los factores que influyen en su distribución son tanto físicos (profundidad) como químicos. Como en la mayoría de las lagunas la profundidad tiene poca importancia, la conductividad es una buena medida para establecer la distribución de estos macrófitos (Crowder *et al.*, 1977). En general, en las lagunas y estanques, la mayoría de las plantas se localizan en los lugares en que es menor la conductividad, de forma que las zonas húmedas que menor concentración de cloruros presentan, son las que tienden a poseer una mayor riqueza de especies sumergidas.



g: Plantas acuáticas libres sumergidas

Son formas en “roseta” con tallos delicados pero bien desarrollados que carecen de raíces y flotan entre dos aguas.

h: Plantas acuáticas libres flotando en superficie

Son vegetales no enraizados en el fondo y que flotan sobre la superficie del agua, como por ejemplo las “lentejas de agua”, género *Lemna*. Su sistema vascular es reducido y carece de lignina (Díaz, T.E., 1995).

3.2.2. HUMEDALES CONSTRUIDOS

3.2.2.1. INTRODUCCIÓN

Recientemente se ha investigado mucho con respecto a la idoneidad de los pantanales para el tratamiento de aguas ácidas de mina, así como de aguas residuales urbanas. todo ello como consecuencia de investigaciones realizadas por compañías mineras, institutos e investigadores, principalmente de los Estados Unidos.

Se trata de un método natural de tratamiento, mucho más económico que los métodos clásicos, con la ventaja adicional de requerir un mantenimiento mínimo. Por tanto, en muchos países se ha comenzado la construcción de estas instalaciones, para tratamiento de aguas domésticas, industriales y de drenaje de minas.



Las características naturales del terreno, tales como tipo de suelo, geología, pendiente, nivel hidrostático, etc. influirán decisivamente en el tipo y configuración del sistema de tratamiento y gestión, así, mientras que los suelos arenosos se adaptan bien a prácticas de infiltración, las áreas hundidas y húmedas, a priori ofrecen buenas condiciones para tratamientos de retención en humedales. Si bien el uso de los humedales para la gestión y tratamiento de las aguas de tormenta, no se puede considerar una panacea para resolver todos los problemas, sí constituyen una técnica nada despreciable, en lo que se refiere a mejoras en la calidad del agua, costes y beneficios para la comunidad.

La idea de utilizar humedales construidos como método alternativo a otros tratamientos de aguas contaminadas, fué el resultado de observar la mejora que se producía en la calidad de las aguas al atravesar humedales naturales (Huntsman *et al.*, 1978; Wieder *et al.*, 1982).

En el verano de 1.986, efluentes de Pensylvania Mine (mina metálica abandonada, en la cuenca del río Colorado, Montañas Rocosas, USA) fueron vertidos a un humedal natural como experiencia para valorar la capacidad de eliminación de contaminantes del humedal. Durante el curso de la investigación se determinó que el humedal estaba intensamente contaminado previamente al vertido, debido a las aguas superficiales, cargadas de metales, que procedentes de la mina circulaban por el humedal. En esta experiencia se pudo demostrar la capacidad de retención de metales que podían tener los humedales naturales y que existen ciertas especies de plantas que tienen tolerancias muy altas para elevadas concentraciones de metales y bajos pH.



La observación de que el agua que atravesaba los humedales naturales experimentaba una mejora notable en su calidad, llevó a utilizarlos en USA y otros países como un método natural de tratamiento de las aguas. Los humedales de origen natural forman parte del sistema de escorrentía superficial de la zona, por lo que en caso de ser utilizados para la depuración de las aguas, han de observarse las normas limitativas respecto a la calidad del agua vertida.

Dado que la utilización de humedales naturales para el tratamiento de las aguas, resultaba cada vez más problemático, al tratarse de espacios normalmente protegidos, en los que, para evitar su deterioro, la hidrología y la carga química deben ser mantenidos dentro de unos límites estrechos, se pasó a desarrollar humedales artificiales, que tratan de reproducir las condiciones existentes en los humedales naturales incorporando sus características fundamentales.

Las observaciones de sistemas naturales fueron seguidas por ensayos a escala piloto (Kleinmann *et al.*, 1983), llegándose finalmente al desarrollo a escala real. De estos últimos humedales ya se han construido más de 400 en áreas mineras de Estado Unidos (Kleinmann, 1990) y muchos más para el tratamiento de aguas urbanas. En los primeros pantanales construidos se realizaron plantaciones de *Sphagnum*, en un intento de simular las condiciones naturales observadas. No obstante, y tras diferentes experiencias, ha prevalecido el uso de plantas emergentes, especialmente del género *Typha* (Fernández Rubio, R., 1995).

Los humedales construidos presentan sobre los humedales naturales la ventaja de que pueden ser diseñados y manipulados para admitir determinadas proporciones de cargas hidráulicas y químicas. Generalmente un humedal construido funciona mejor que un humedal natural de igual área, debido a que las



principales características del humedal son seleccionadas para que su efectividad en el tratamiento de un determinado tipo de aguas sea la óptima, a la vez que se controla el régimen hidráulico del sistema.

Los humedales, tanto naturales como construidos, además de cumplir con su función de medios depuradores de las aguas, también permiten su uso con finalidades recreativas, al desarrollarse en ellos un ambiente idóneo para el hábitat de una amplia fauna, principalmente de aves acuáticas, que acrecientan el interés de su construcción.

Actualmente, los humedales están siendo utilizados para eliminar contaminantes de gran variedad de aguas contaminadas incluyendo aguas residuales, aguas de tormenta, aguas de mina, lixiviados de vertederos, etc.

3.2.2.2. CARACTERÍSTICAS Y TIPOS DE HUMEDALES CONSTRUIDOS

El uso de humedales naturales para tratar aguas residuales es la aplicación más restrictiva, ya que la hidrología y la carga química a los humedales naturales debe ser mantenida dentro de unos límites ambientales, generalmente estrechos, para evitar el deterioro de los sistemas de humedales. En contraste, los humedales construidos pueden ser manipulados extensamente y pueden ser diseñados para admitir altas proporciones de cargas hidráulicas y químicas.



Los humedales construidos, están formados por una **balsa de recogida** de las aguas, canalizaciones para la conducción de las mismas y un **sistema de celdas** o balsas poco profundas. En la balsa de recogida se acumulan las aguas a tratar y se regula el caudal que va a pasar a las celdas, procurando mantener un flujo constante de entrada a las mismas. Esta balsa será de gran importancia en el caso de tratamiento de aguas de tormenta, para evitar los problemas debidos a posibles avalanchas. También sirve para la precipitación, por decantación, de los sólidos en suspensión de mayor tamaño. El sistema de celdas constituye la parte fundamental del humedal, y es en éstas donde tendrán lugar los diversos y complejos procesos físico-químicos y biológicos, que mejoran la calidad de las aguas y que serán los responsables de la retención de contaminantes en las zonas aerobias y anaerobias del humedal. Las canalizaciones para la conducción del agua se construyen de caliza para provocar un aumento del pH, y cuentan con dispositivos como pueden ser las cascadas, que permitan la aireación de las aguas.

Entre los procesos naturales responsables de la eliminación de contaminantes que tienen lugar en el humedal se incluyen: adsorción e intercambio iónico, bioacumulación, oxidación bacteriana y abiótica, sedimentación, neutralización, reducción de sulfatos, etc.

Los procesos de eliminación de contaminantes se desarrollan fundamentalmente en el **sustrato**, que por lo general, en un humedal construido, consta de dos capas, una inferior constituida por cantos de caliza, y otra superior, constituida normalmente por un suelo con gran contenido en materia orgánica, que es donde se desarrollan la mayoría de los procesos, y de su adecuada composición y distribución va a depender la mayor o menor capacidad de eliminación de contaminantes del humedal. Debajo del sustrato se coloca una capa de arcilla, una



lámina de geotextil o ambas, con la finalidad de impedir la contaminación de los suelos y las aguas subterráneas.

Los suelos de los humedales están dominados por condiciones anaerobias inducidas por la inundación y **saturación del suelo**, y se distinguen de los suelos de tierras secas (no humedales) por dos características interrelacionadas: la abundancia de agua y la acumulación de materia orgánica. El exceso de agua causa en los suelos muchos cambios físicos y químicos, y el régimen hidrológico del humedal puede variar desde casi una saturación continua (zanjas de infiltración) a inundaciones infrecuentes y de corta duración (sistemas ribereños). El resultado más significativo de la inundación del suelo es el aislamiento éste frente al oxígeno atmosférico, el cual es fundamental para los procesos químicos y biológicos que cambian el sistema de aerobio y oxidante a anaerobio y reductor.

La **vegetación** juega un papel fundamental en la utilización de los humedales para el tratamiento de las aguas, debido a la transferencia de oxígeno a través de las raíces y rizomas de las plantas al fondo de las balsas de tratamiento (celdas del humedal) donde éstas viven y se desarrollan. La vegetación proporciona, además, un medio bajo la superficie del agua para el desarrollo de microorganismos que llevan a cabo un tratamiento biológico. Por otro lado, sirve para estabilizar el sustrato, suministrar a éste adicional materia orgánica, y mejorar la estética del humedal.

Las plantas normalmente utilizadas en los humedales construidos pertenecen al grupo de las macrófitas emergentes, que son plantas acuáticas adaptadas a vivir parcialmente en el aire y parcialmente en el agua, presentando tallos y hojas aéreas y un sistema extendido de rizomas y raíces que suele permanecer sumergido. De entre el amplio rango de plantas acuáticas que pueden ser utilizadas en estos casos,



destacan: *Phragmites australis* (carrizo), *Scirpus lacustris* (junco de laguna) y las diferentes variedades de *Typha* (*latifolia*, *glaucá* o *angustifolia*) (espadaña).

La vegetación del humedal será función del clima, hidrología y disponibilidad de nutrientes en las aguas a tratar, por lo que en un humedal construido estos factores influyen en la selección de las especies de plantas. En cualquier caso, es deseable una combinación de plantas flotantes, emergentes y subemergentes, especialmente aquellas con densas hojas y tallos sumergidos, o matas de raíces flotantes que aumentan la filtración y favorecen la presencia de microorganismos. Las plantas del humedal tienen tolerancias específicas a niveles y tipos de contaminantes.

Los principales parámetros a tener en cuenta en el **diseño** de un humedal construido son:

- Tiempo de retención hidráulica.
- Geometría y área de las celdas, así como su distribución en el humedal.
- Profundidad de las celdas, y composición del sustrato.
- Especies de plantas.
- Velocidad de infiltración.

Para conseguir un aumento de la capacidad de eliminación de contaminantes, la circulación del agua a través el humedal debe ser lenta, lo que implica un mayor tiempo de residencia en su interior, y el flujo debe producirse no solamente en sentido horizontal, sino también vertical.



Las características del humedal harán que una vez puesto en funcionamiento se cree en él, una **zonación** tanto horizontal como vertical. La zonación horizontal está relacionada con la mejora progresiva que experimenta la calidad del agua a medida que circula por el humedal. La zonación vertical, se produce como consecuencia de la baja difusión del oxígeno en los medios acuosos. Así, las zonas inferiores del sustrato tendrán unas condiciones anaerobias, mientras que en la superficie del sustrato existirá una capa donde se darán condiciones oxidantes, debido principalmente a la rápida velocidad con la que el oxígeno es transportado a través de la interfase atmósfera-agua, la escasa presencia de microorganismos consumidores de oxígeno y la producción de oxígeno fotosintético por parte de las algas.

Existen dos tipos de humedales construidos, dependiendo de la situación del nivel de agua: los **sistemas de flujo superficial**, en los que el agua está en contacto con la atmósfera; y los **sistemas de flujo sub-superficial**, en los que la superficie del agua se mantiene a nivel del lecho permeable o por debajo de la misma.

Los humedales de flujo superficial son diseñados para funcionar como sistemas de humedales naturales, excepto que la hidrología y la comunidad de plantas se han escogido de forma que se optimice la eliminación de contaminantes. Consisten típicamente en lechos o cuencas revestidos con una base o barrera de fondo impermeable, de materiales naturales (arcilla) o artificiales (geotextil) para prevenir la infiltración, sobre la que se asienta un suelo apto para sostener la vegetación emergente, y sobre el que fluye una lámina libre de agua relativamente somera (0,1 a 0,6 m.). El tratamiento ocurre a medida que el agua fluye lentamente sobre la superficie del suelo y entra en contacto con éste y con los tallos y raíces de la citada vegetación emergente. Una consideración delicada es la selección de las especies de plantas que sean compatibles con la profundidad de operación del



diseño y presencia de agua y que tengan alta proporción de crecimiento vegetativo para que se establezca una comunidad de humedal con alta capacidad de eliminación de contaminantes.

Los humedales de flujo subsuperficial consisten, básicamente, en una cuenca revestida con base impermeable de arcilla o material sintético, sobre la que se asienta un lecho constituido por un medio poroso (grava y/o arena) y un suelo que sirve de soporte para el crecimiento de la vegetación emergente, consistente en una o varias especies de plantas de humedal, de forma que el agua fluya a través de ese lecho. El sistema se construye con una pequeña inclinación entre la entrada y la salida, de modo que se favorezca la circulación del agua. La alimentación de las celdas puede ser por tubería perforada o por cualquier otro sistema. El agua fluye horizontalmente a través de la zona de raíces de las plantas del humedal, y el tratamiento se produce por filtración, sorción y procesos de precipitación en el suelo, así como por degradación microbiológica.

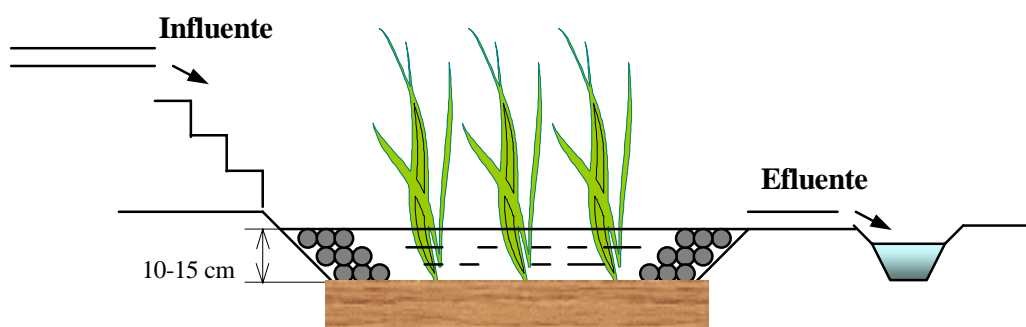


Fig. 3.2.2.2.a: Representación esquemática de un humedal construido aerobio

De los dos tipos generales de humedales construidos descritos anteriormente, los humedales de flujo subsuperficial generalmente operan menos efectivamente que los de flujo superficial por que el lecho de grava puede quedar



atascado con el tiempo. En este último caso, los humedales de flujo subsuperficial que quedan atascados pasan a operar como humedales de flujo superficial.

Comparando los diferentes sistemas de humedales, los de flujo superficial se asemejan más a los humedales naturales, tienen un menor coste de instalación, una hidráulica más simple, y favorecen la presencia de vida animal, mientras que los de flujo sub-superficial presentan una mayor eficacia de tratamiento, requieren más espacio, y el flujo de agua no es visible con lo que se evitan problemas de olores y mosquitos.

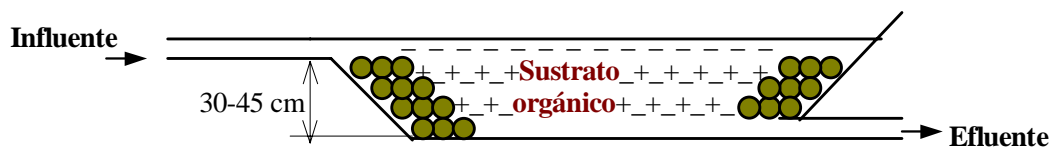


Fig. 3.2.2.2.b: Representación esquemática de un humedal construido anaerobio

El coste de un humedal construido del tipo superficial es considerablemente menor (del orden de 8 veces menos) que el de un humedal construido del tipo subsuperficial.

Según un inventario de la EPA de 1993, en USA y Canadá, existían en esa fecha 176 humedales construidos para un caudal superior a 190 m³/día. De éstos 154 habían sido diseñados para tratar aguas residuales urbanas, 9 para aguas residuales industriales, 6 para aguas residuales relacionadas con actividades agrícolas y 7 para aguas de tormenta. Para tratamiento de un caudal inferior a 190 m³/día, ya existían en 1988 y solamente para tratar aguas de mina, 142 humedales construidos



en USA. Además de los humedales construidos, en 1988 ya existían más de 324 humedales naturales que recibían aguas urbanas o industriales.

En 1994, en América del Norte en su conjunto, operaban unos 650 humedales (naturales y construidos) para el tratamiento de aguas residuales. De éstos un 21 % correspondía a humedales naturales y un 79 % a humedales construidos o construidos parcialmente, aprovechando una parte natural. A partir de 1987 la utilización de humedales naturales fue dejando paso a la utilización de humedales construidos, y en los últimos años la utilización de éstos han experimentado un gran crecimiento.



Foto 3.2.2.2.a: Humedal construido para agua de mina en Woolley, Yorkshire (Inglaterra)

De los sistemas de humedales construidos en USA y Canadá, de más de 190 m³/día, inventariados en 1993, 120 son del tipo SF (flujo superficial), 48 del tipo SSF (flujo subsuperficial) y 8 mixtos (incluyendo partes de uno y otro tipo). Los



humedales contruidos del tipo SF continúan dominando en su implantación, y los grandes sistemas de tratamiento recientemente contruidos o en construcción son generalmente de este tipo.

Cuando el agua de mina contiene DO, Fe^{3+} ó Al, o contiene concentraciones de acidez superiores a 300 mg.L^{-1} , es recomendado la construcción de un humedal con sustrato orgánico (compost). Los humedales con sustrato de compost generan alcalinidad mediante una combinación de actividad bacteriana y disolución de caliza. Las bacterias sulfato-reductoras, que van a ser muy importantes para el buen funcionamiento del humedal, requieren un sustrato rico en materia orgánica en el cual se desarrollen las condiciones anóxicas. La disolución de la caliza también tiene lugar eficazmente dentro de este ambiente anóxico y ésta es añadida a los sustratos a base de compost porque éstos no tienen contenidos altos en $CaCO_3$. El espesor de compost utilizado normalmente es de 30 a 45 cm. *Typhas* u otras plantas emergentes se plantan en el sustrato para estabilizarlo y suministrar adicional materia orgánica para los procesos de reducción de sulfatos.

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



Foto 3.2.2.2.b: Humedal construido en Gainesville, Florida (USA)

3.2.2.3. PROCESOS QUÍMICOS Y BIOLÓGICOS DE UN HUMEDAL

Particularizando para el caso de aguas de mina, la oxidación de sulfuros en presencia de agua, oxígeno y bacterias, da lugar a un drenaje con altos contenidos de Fe, Mn y Al, así como SO_4 , Ca, Mg y Na. Las solubilidades de Fe, Mn y Al en las aguas naturales, son generalmente muy bajas ($<1\text{mg/l}$), a causa de los procesos químicos y biológicos que causan su precipitación en ambientes superficiales. Los mismos procesos químicos y biológicos eliminan Fe, Mn y Al de los efluentes mineros contaminados, pero a veces las cargas de metales, especialmente en el caso



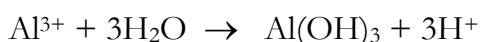
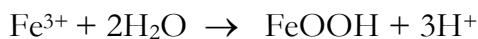
de minas abandonadas, son tan altas que los efectos nocivos de estos elementos son muy persistentes y dan como resultado la contaminación de las aguas receptoras.

La función de los sistemas de tratamiento pasivo es retener durante un tiempo las aguas contaminadas para disminuir la concentración de contaminantes a niveles aceptables. Los procesos químicos y biológicos que eliminan contaminantes varían para los diferentes metales y están afectados por el pH del agua de mina y el potencial de oxidación-reducción (Eh). Un eficiente sistema pasivo de tratamiento crea las condiciones que promueven los procesos que más rápidamente eliminan los contaminantes. Entonces, el diseño del sistema de tratamiento pasivo se debe basar en un sólido conocimiento de la química del agua de mina y cómo la afectan las diferentes tecnologías que pueden ser utilizadas.

3.2.2.3.1. ACIDEZ

Se pueden considerar tres tipos de acidez: la acidez protónica asociada con el pH (medida de los iones H^+ libres), la acidez orgánica asociada con los compuestos orgánicos disueltos, y la acidez mineral asociada con metales disueltos (Hedin, *et al.*, 1993). Las aguas de mina generalmente tienen un contenido en carbono orgánico disuelto muy bajo, por tanto la acidez orgánica es muy baja. La acidez de los efluentes de mina surge fundamentalmente de los protones libres (bajo pH) y de la acidez mineral por Fe, Mn y Al disueltos. Estos metales pueden sufrir reacciones de hidrólisis que producen H^+ , creando condiciones ácidas con la formación de ácido sulfúrico como resultado.





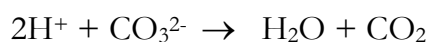
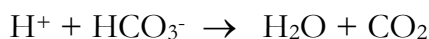
Se pueden estimar la acidez total de una muestra de agua de mina de acuerdo con las anteriores reacciones. Esta se calcula a partir del pH y de la suma de miliequivalentes de los metales presentes capaces de generar acidez.

$$\text{Acidez calculada} = 50 \left[\frac{2}{56} \text{Fe}^{2+} + \frac{3}{56} \text{Fe}^{3+} + \frac{3}{27} \text{Al} + \frac{2}{55} \text{Mn} + 1000(10^{-\text{pH}}) \right]$$

Donde las concentraciones de metales se expresan en mg/l y, dado que 50 es el peso equivalente del CaCO_3 , la acidez obtenida mediante esta fórmula pasa a expresarse de miliequivalentes/litro a mg/l de CaCO_3 (Hedin, R., *et al.*, 1994).

3.2.2.3.2. ALCALINIDAD

Cuando el agua de mina tiene un pH superior a 4,5, se dice que tiene capacidad de neutralización de la acidez y que contiene alcalinidad. Ésta puede resultar de iones OH^- , carbonato, silicato, borato, ligandos orgánicos, fosfato y amoníaco. La principal fuente de alcalinidad en las aguas de mina es carbonato disuelto, que puede existir en la forma de carbonato (CO_3^{2-}) o bicarbonato (HCO_3^-). Ambos pueden neutralizar la acidez de los protones.





En el rango de pH usual para la mayor parte de las aguas de mina alcalinas (5 a 8), el ion bicarbonato es la principal fuente de alcalinidad.

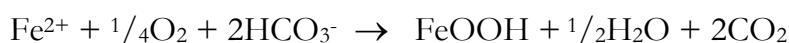


Foto 3.2.2.3.2: Determinación en campo de la alcalinidad de una descarga de agua de mina, mediante el uso del Hach digital titrator model 16900-01

Alcalinidad y acidez no son términos mutuamente exclusivos. Una comparación de las dos medidas da como resultado la determinación de si el agua es nétamente alcalina (alcalinidad mayor que acidez) o nétamente ácida (acidez mayor



que alcalinidad). Las aguas nétamente alcalinas contienen suficiente alcalinidad para neutralizar la acidez mineral representada por el Mn y el hierro ferroso disueltos. Cuando estos metales se oxidan e hidrolizan, la acidez de los protones que se produce es rápidamente neutralizada por el bicarbonato. Para aguas contaminadas con Fe^{2+} , la reacción neta de los procesos de oxidación, hidrólisis y neutralización es:



3.2.2.3.3. ELIMINACION DE METALES

Los procesos de eliminación de contaminantes en el humedal se desarrollan fundamentalmente en su sustrato, por lo que para conseguir un aumento de la capacidad de retención de contaminantes, la circulación del agua a través del humedal debe de ser lenta, y el flujo debe producirse no solamente en sentido horizontal sino también vertical, ya que si el agua solo discurre por la superficie, como ocurría en los primeros humedales construidos, se produce una primera e intensa precipitación de óxidos e hidróxidos, y tras ésta el humedal pierde eficacia, ya que estos precipitados forman una costra que recubre el sustrato y no permite el paso de las aguas hacia las zonas inferiores donde tienen lugar los procesos de reducción de sulfatos.

Las reacciones de oxidación e hidrólisis causan una disminución de las concentraciones de Fe^{2+} y Fe^{3+} , Mn y Al, cuando el agua de mina fluye a través de un ambiente aerobio. El que estas reacciones tengan lugar de forma suficientemente rápida para bajar las concentraciones de metales a un nivel aceptable, dependerá de



la disponibilidad de oxígeno para las reacciones de oxidación, del pH del agua, de la actividad de los catalizadores microbianos y del tiempo de retención del agua en el sistema de tratamiento.

El pH es un parámetro especialmente importante porque influye tanto en la solubilidad de los hidróxidos metálicos precipitados, como en la cinética de los procesos de oxidación e hidrólisis. La relación entre pH y los procesos de eliminación de metales, en sistemas de tratamiento pasivos, es compleja porque difiere con los diferentes metales y también entre procesos bióticos y abióticos.

3.2.2.3.4. ELIMINACION DE METALES EN CONDICIONES AEROBIAS

Oxidación e hidrólisis constituyen dos de los principales procesos que tienen lugar en el humedal y que conducen a la eliminación de metales de los efluentes contaminados. En los sistemas aerobios, se puede acumular, en forma de óxidos de hierro, sobre los sedimentos del humedal, hasta un 90 % del hierro en solución.

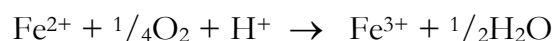
El que estas reacciones tengan lugar con suficiente efectividad para bajar las concentraciones de metales a un nivel aceptable, depende de:

- Disponibilidad de oxígeno para las reacciones de oxidación.
- pH del agua.
- Actividad microbiana (oxidación microbiana).
- Tiempo de permanencia del agua en el sistema de tratamiento.



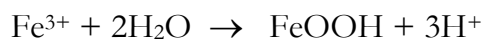
3.2.2.3.4.1. OXIDACIÓN E HIDROLISIS DE HIERRO

El contaminante metálico imás común de los efluentes de mina es el hierro ferroso. En ambientes oxidantes, que son los comunes en la mayor parte de las aguas superficiales, el hierro ferroso es oxidado a hierro férrico. La oxidación del ión ferroso ocurre tanto abiótica como bióticamente (resultado de la actividad bacteriana). La estequiometría de la reacción es la misma para ambos procesos de oxidación.



El pH del agua de mina afecta a la cinética de ambos procesos (biótico y abiótico). A valores de pH superiores a 8, el proceso abiótico es rápido (del orden de segundos), mientras que a pH inferiores a 5 el proceso abiótico es lento (del orden de días). En contraste, la oxidación bacteriana del ion ferroso es rápida para valores de pH entre 2 y 3, mientras que menor actividad tiene lugar para pH superiores a 5.

Cuando el hierro ferroso pasa a hierro férrico, está sujeto a las reacciones de hidrólisis que pueden precipitarlo como hidróxido.



La reacción de hidrólisis ocurre abióticamente, sin que sea catalizada por microorganismos.

La tendencia del hierro disuelto a oxidarse e hidrolizarse en ambientes aerobios de pH superior a 3, da como resultado la precipitación de hidróxido



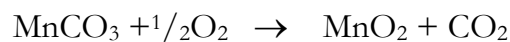
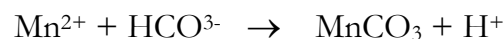
férrico. Dado que el resultado neto de los procesos de oxidación e hidrólisis es la producción de protones, el proceso puede hacer decrecer el pH.

3.2.2.3.4.2. OXIDACIÓN E HIDROLISIS DE MANGANESO

La eliminación del manganeso de las aguas de mina resulta difícil por su anormal comportamiento químico. Esta eliminación requiere que el Mn^{2+} (forma en la que se encuentra el Mn en el agua de mina) experimente reacciones de oxidación e hidrólisis que dan como resultado la precipitación de oxi-hidróxidos de manganeso. Los mecanismos específicos por los cuales el Mn^{2+} precipita a partir de aguas de mina en ambientes aerobios, en ausencia de adición de reactivos químicos, no son bien conocidos. El Mn^{2+} puede pasar a las formas más oxidadas de valencia +3 ó +4, que precipitan rápidamente:



Estas formas más oxidadas sólo existen como sólidos y no retornan a la forma Mn^{2+} . Si precipita $MnOOH$, con el tiempo se oxida a MnO_2 , más estable. En ambientes alcalinos, Mn^{+2} puede precipitar como carbonato, que también puede ser oxidado a MnO_2



La cinética de las reacciones de oxidación de Mn^{+2} está fuertemente afectada por el pH y la temperatura. Las reacciones de oxidación abiótica son muy lentas para



pH inferiores a 8 (se necesitan valores superiores a 10 para iniciar la oxidación de forma rápida). Sin embargo, tales rangos de alcalinidad resultan más dañinos para los organismos acuáticos que el propio Mn. Algunos microorganismos pueden catalizar la oxidación de Mn^{+2} , pero su actividad está limitada a ambientes aerobios y un pH de las aguas superior a 6 (Brant, *et al.*, 1997).

Aunque la hidrólisis de Mn produce protones, la precipitación de $MnOOH$ no da como resultado grandes disminuciones del pH como sucede con la precipitación de $FeOOH$. Estas diferencias entre la química del Mn y del Fe se deben al hecho de que no existen mecanismos naturales que oxiden rápidamente al Mn^{+2} bajo condiciones ácidas. Si el pH disminuye por debajo de 6, la oxidación de Mn^{+2} prácticamente cesa, las reacciones de hidrólisis productoras de protones, cesan igualmente, y el pH se estabiliza.

La oxidación y precipitación de Mn^{2+} se acelera por la presencia de MnO_2 y $FeOOH$. Este proceso (coprecipitación) tiene lugar al ser los iones de manganeso adsorbidos en los puntos negativamente cargados de la molécula de óxido de hierro, mientras éste precipita (Watzlaf, G.R., 1988). Ambos sólidos actúan como superficies de adsorción para Mn^{2+} y catalizan los mecanismos de oxidación. Se ha demostrado mediante experiencias de laboratorio, que la dificultad de eliminación del Mn se incrementa cuando el ratio Fe-Mn desciende por debajo de 2.5, seguramente debido al declive de la coprecipitación de Mn sobre hidróxido férrico (Kleinmann, R.L.P., 1988).

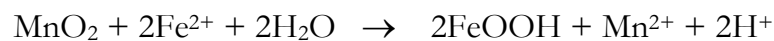
Mientras que la adición de $FeOOH$ a las aguas que contienen Mn puede acelerar su oxidación, la precipitación directa de $FeOOH$ a partir de agua de mina que contiene Fe^{2+} generalmente no estimula los procesos de eliminación de Mn en



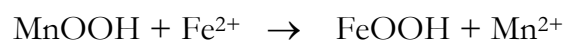
sistemas de tratamiento pasivos. La eliminación de metales tiene lugar secuencialmente, y no simultáneamente.

Si se estudia la variación de las concentraciones de Fe y Mn en aguas de mina que fluyen a través de un humedal construido, se ve que la concentración de Fe decrece en mayor medida que la correspondiente al Mn y que la mayor parte del decrecimiento en la concentración de Fe tiene lugar en la primera parcela de entrada al humedal. El sustrato del humedal en este área se cubre con un precipitado de FeOOH y el agua se enturbia con FeOOH en suspensión. A pesar de la presencia de grandes cantidades de FeOOH, el cambio que tiene lugar en la concentración de Mn, en la primera parte del humedal, es pequeño. El ligero descenso del contenido en Mn, proporcionalmente es similar al cambio en Mg, sugiriendo que la dilución de las aguas debe de ser la principal causa del decrecimiento de la concentración de Mn. En la parte final del humedal existe poco Fe presente en el agua y poca evidencia visual de lodo de FeOOH en el sustrato. La mayor parte de la eliminación de Mn observada tiene lugar en esta zona libre de Fe. Este proceso ha sido observado en las experiencias de laboratorio que se mostrarán más adelante.

La ausencia de precipitación simultánea de Fe y Mn disuelto a partir de aguas alcalinas en ambientes aerobios resulta probablemente de la reducción de formas oxidadas de Mn por hierro ferroso:



ó





La química del Fe y Mn es muy importante en los sistemas de tratamiento pasivos. El hierro se oxida y precipita a partir de aguas de mina alcalinas, mucho más rápidamente que el Mn. Otra razón que los diferencia en la cinética es que el Mn sólido oxidado, que resulta de las reacciones de oxidación de Mn^{2+} , no es estable en presencia de Fe^{2+} . Las concentraciones de hierro ferroso deben decrecer a niveles muy bajos antes de que los procesos de oxidación de Mn^{2+} puedan resultar en un precipitado sólido estable. En ausencia de Fe^{2+} , la eliminación de Mn es todavía un proceso muy lento. Las condiciones que se dan en un humedal pueden o bien acelerar las reacciones de eliminación de Mn o promover mecanismos que no pueden ser simulados en simples experimentos de laboratorio. Sin embargo, tanto las investigaciones de campo como de laboratorio, indican que, bajo condiciones aerobias, la eliminación de Mn tiene lugar a una velocidad mucho más lenta que la eliminación de Fe.

Se pueden diseñar sistemas de tratamiento pasivo específicamente para la eliminación de Mn en el agua de mina. Este es el caso de la utilización de lechos aerobios de caliza a la salida de un humedal convencional. En este caso, la eliminación de Mn se acelera por la presencia de microorganismos y queda patente en la formación, a partir de 8 días, de un recubrimiento de lodo negro (óxidos de manganeso & microbios) sobre la superficie de la grava de caliza que sirve de soporte a las colonias de **cianobacterias** (Brant, *et al.*, 1997) (Foto 3.2.2.3.4.2). Esta eliminación es, por tanto, de tipo biológico.

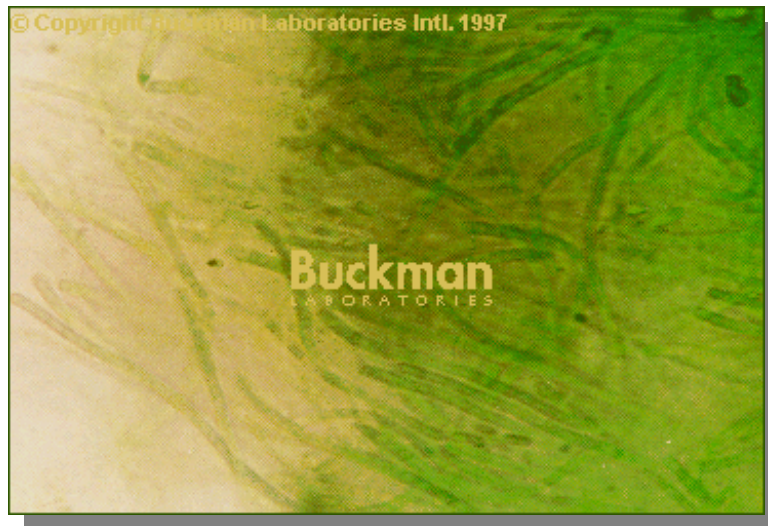


Foto 3.2.2.3.4.2: Microfoto de cianobacteria (Buckman Lab., 1999)

La legislación de los Estados Unidos referente a los límites permitidos en la contaminación de efluentes, fija unas condiciones bastante restrictivas para los contenidos en Mn. Ello es debido no tanto al carácter biológicamente nocivo de este elemento cuando está presente en las aguas, sino más bien a su adopción como “indicador” de contaminación ocasionada por otros elementos. Esto es así porque cuando existen en las aguas otros contaminantes más nocivos, siempre está presente el Mn y, por otro lado, cuando el Mn es eliminado en una planta de tratamiento convencional, por adición de alcalinidad, el resto de metales son también precipitados (Kleinmann, R.L.P. *et al.*, 1988).

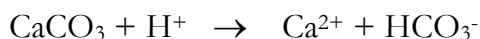


3.2.2.3.5. ELIMINACION DE METALES EN CONDICIONES ANAEROBIAS

Los procesos químicos y microbiológicos, en ambientes anaerobios, difieren de aquellos observados en ambientes aerobios. Dado que el oxígeno está ausente, Fe^{2+} y Mn^{2+} no se oxidan y no se forman precipitados de oxi-hidróxidos. Los hidróxidos de Fe y Mn, $\text{Fe}(\text{OH})_2$ y $\text{Mn}(\text{OH})_2$, no se forman a causa de su alta solubilidad bajo condiciones ácidas o próximas a neutras. En sistemas de tratamientos pasivos donde el agua de mina fluye a través de ambientes anaerobios, su química está afectada por procesos químicos y biológicos que generan bicarbonato y sulfuro de hidrógeno.

3.2.2.3.5.1. DISOLUCIÓN DE CALIZA

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



La disolución de carbonatos puede dar lugar a mayores concentraciones de bicarbonato en ambientes anaerobios de aguas de mina que en ambientes aerobios por dos razones. Primero, la ausencia de Fe^{3+} en la mayor parte de los ambientes anaerobios limita la formación de costras de FeOOH que recubren las superficies de los carbonatos e inhiben una mayor disolución de carbonatos en ambientes anaerobios. Segundo, las solubilidades de los compuestos carbonatados están directamente afectadas por la presión parcial de CO_2 disuelto. Las aguas de mina en



ambientes anaerobios comunmente tiene altas presiones parciales de CO_2 a causa de la descomposición de materia orgánica y la neutralización de la acidez producida por los protones.

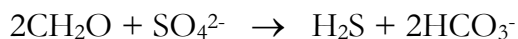
La observación de que la disolución de la caliza se ve favorecida cuando el contacto con el agua de mina tiene lugar en un ambiente anaerobio, ha dado como resultado la construcción de sistemas de tratamiento con caliza en condiciones anaerobias, en los que los efluentes ácidos de mina se hacen pasar a través de un lecho de caliza recubierto por materiales plásticos (condiciones anóxicas) para evitar la llegada de oxígeno atmosférico (el recubrimiento de la caliza también favorece el atrape de CO_2 dentro del sistema de tratamiento, lo que lleva a elevar la presión parcial del CO_2). Las aguas a la salida del lecho de caliza tienen condiciones alcalinas, y al entrar en contacto con la atmósfera los contaminantes metálicos precipitan más rápidamente que a partir del efluente ácido original.

Estos pretratamientos pasivos de aguas de mina se denominan ALD (Anoxic Limestone Drains). La disolución de caliza en los sistemas ALD es mayor de la que se podría esperar en un sistema abierto en equilibrio con concentraciones atmosféricas de CO_2 (0,035%). Observaciones de las elevadas concentraciones de CO_2 gas, y la alta solubilidad de CaCO_3 dentro de los sistemas ALD, indican que actúan como sistemas cerrados. La cantidad de alcalinidad que puede ser generada por un ALD está limitada a un valor máximo que es función de las presiones parciales de CO_2 dentro del ALD.



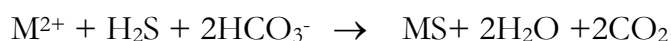
3.2.2.3.5.2. REDUCCIÓN DE SULFATOS

Cuando el agua de mina fluye a través de un ambiente anaerobio que contiene un sustrato orgánico, la química del agua puede verse afectada por la reducción bacteriana de sulfatos. En este proceso, las bacterias oxidan los compuestos orgánicos usando sulfatos y desprendiendo sulfuro de hidrógeno y bicarbonato:



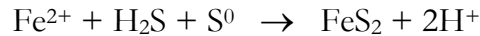
donde CH_2O se utiliza para representar la materia orgánica. La reducción bacteriana de sulfatos está limitada a ciertas condiciones ambientales. Estas bacterias requieren la presencia de sulfatos, concentraciones adecuadas de compuestos de carbono de bajo peso molecular, pH superior a 4, y ausencia de agentes oxidantes como O_2 , Fe^{3+} y Mn^{4+} . Estas condiciones se satisfacen, normalmente, en sistemas de tratamiento que reciben efluentes de minas de carbón y contienen materia orgánica. La demanda de oxígeno de los sustratos orgánicos causa el desarrollo de condiciones anóxicas y una ausencia de formas oxidadas de Fe ó Mn. Los compuestos de bajo peso molecular que utilizan las bacterias sulfato-reductoras (lactato, acetato) son normalmente productos finales de procesos de fermentación microbiana en ambientes anóxicos. Los requerimientos de pH pueden ser satisfechos por la alcalinidad generada por la actividad microbiana y la disolución de carbonato.

Las bacterias sulfato-reductoras afectan directamente a las concentraciones de metales disueltos, precipitándolos como sulfuros:

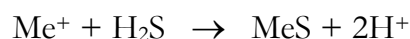
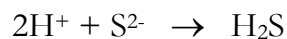
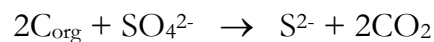




Para el Fe, también es posible la formación de pirita:



La reducción de sulfatos es pues un proceso anaerobio catalizado por bacterias, y para que se lleve a cabo es necesario la presencia de sulfatos y de materia orgánica en un medio acuático y anaerobio. En los medios marinos, los niveles de reducción de sulfatos son muy altos y la reducción está solamente limitada por la disponibilidad de materia orgánica en sedimentos carentes de oxígeno, mientras que en la mayoría de los sistemas de agua dulce la reducción de sulfatos está condicionada por la baja concentración de éstos, siendo la formación de metano el proceso de descomposición anaerobia más importante. Los humedales artificiales poseen estas características. Durante los primeros años de funcionamiento disponen de una gran cantidad de materia orgánica, que en sus capas profundas está en condiciones anaerobias, debido, como ya se ha indicado, a la deficiente difusión del oxígeno en los medios acuosos. Por otra parte las aguas ácidas portan gran cantidad de sulfatos, luego existen todas las condiciones para que se den altos niveles de reducción. Las reacciones más importantes son:





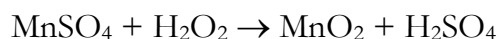
La reducción de sulfatos y precipitación de sulfuros insolubles, hace disminuir la concentración de iones metálicos y sulfatos en las aguas, aumentando asimismo la alcalinidad.

Los sulfatos son eliminados del agua ácida de mina mediante tres mecanismos: reducción a sulfuros, consumo biológico y formación de ésteres orgánicos a partir de los productos de descomposición vegetal. Los dos primeros ya se han comentado. La esterificación de los sulfatos tiene lugar en presencia de residuos vegetales tales como ácidos húmicos y fúlvicos, lignina y celulosa y con la actuación de ciertos microbios. Este mecanismo es el responsable de la neutralización que se produce cuando el agua ácida atraviesa madera en descomposición. La decreciente acidez da lugar a la precipitación de ciertos metales anfóteros como el Al.

Las reacciones que precipitan el Mn pueden ser bióticas o abióticas. Las bióticas son catalizadas por géneros heterotróficos como *Arthrobacter*, *Pseudomonas* y *Citrobacter*, que requieren sustratos orgánicos, condiciones de neutralidad y oxígeno:



El manganeso puede ser oxidado también por *Leptothrix pseudoobracciae*, *Arthrobacter siderocapsulatus* y *Metallogenium* mediante un peróxido:





Las reacciones abióticas de oxidación de Mn tienen lugar a pH en torno a 5 en presencia de oxígeno y las bióticas, en torno a 7 en presencia de ciertas formas de *Bacillus* y *Pseudomonas*.

Es aconsejable que la altura de la capa de agua sobre el sustrato sea al principio de unos pocos centímetros (15 aproximadamente), incrementándose progresivamente hasta el final del humedal donde puede alcanzar una altura de unos 50 centímetros. Con esto se consigue que la reducción de sulfatos se realice al principio del recorrido del agua, para que cuando al final se produzca la precipitación de óxidos e hidróxidos, el pH sea mayor y la carga de metales menor, lo que favorece dichas reacciones, compensando además el aumento de acidez que esta precipitación conlleva.

La eliminación de metales disueltos como sulfuros depende del pH, el producto de solubilidad del sulfuro metálico específico, y las concentraciones. Estudios de laboratorio han verificado que la eliminación de metales a partir de los efluentes de mina sometidos a entradas de sulfuro de hidrógeno tienen lugar en un orden consistente con el producto de solubilidad de los sulfuros metálicos. El primer sulfuro metálico que se forma es CuS seguido de PbS, ZnS y CdS. FeS es uno de los últimos sulfuros metálicos que se forman. MnS es el sulfuro metálico más soluble de los observados, y se espera que se forme solamente cuando las concentraciones de los otros metales incluidos en la tabla sean muy bajas (< 1 mg/l).

Con respecto al metal eliminado se asume que dentro del sistema del humedal, queda retenido en la vegetación y en el sustrato orgánico, estando la mayor parte del metal eliminado asociado este último. El principal mecanismo de



eliminación de metales en el humedal está relacionado con su asociación a la fracción orgánica del sustrato. Este contiene una mezcla compleja de componentes orgánicos con una serie de grupos funcionales, y estos grupos suministran una variedad de lugares para que sean retenidos los metales. La precipitación de sulfuros es mucho menos importante en el conjunto de la cantidad total de metal depositado.

Si la eliminación de metales es fundamentalmente debida a la retención en la materia orgánica, entonces la vida del humedal está limitada por la cantidad total de lugares de retención disponibles en la porción superior del humedal. Si el principal mecanismo de eliminación es por reducción de sulfatos, los procesos continuarán mientras haya una fuente de alimentación de materia orgánica y una entrada de sulfatos. La eliminación de metales por reducción de sulfatos estaría probablemente más preparada para ofrecer un tratamiento para más largo plazo. Sin embargo, aunque nuevos lugares de adsorción se irán generando a medida que las plantas mueren y se descomponen, la incidencia que va a tener la presencia de estos nuevos lugares de adsorción no será significativa en el conjunto del humedal.

Un factor que limita la eliminación de metales mediante humedales naturales es el transporte de metales a los lugares de reacción, ya que solo la capa superficial del sustrato orgánico es efectiva para la retención de los mismos. En los humedales naturales el flujo de agua tiene lugar principalmente en la superficie, generalmente en los 30 cm. superiores. Esto ocurre como resultado de un gradiente hidráulico mínimo y una disminución de la conductividad hidráulica con la profundidad. Sin embargo, los humedales pueden ser contruidos de modo que se favorezca el flujo vertical y se tenga más contacto con el sustrato. Este tipo de humedal requiere un diseño especial, pero el aumento de rendimiento por unidad de área puede ser significativo.



Como los iones H^+ son intercambiados por metales durante el tratamiento de las aguas en el humedal, el pH de la solución tiende a decrecer y la habilidad del sustrato orgánico para eliminar metales de la solución decrece a medida que el pH de la solución decrece. El cambio total en pH es una función del carácter del sustrato orgánico, de la cantidad de intercambio de iones que ocurre y de la alcalinidad de la solución.

La cantidad total de metal eliminado que tiene lugar en el humedal, es función de la calidad del agua de entrada, del tiempo de permanencia del agua en el humedal, de la temperatura del agua, de la distribución del flujo dentro del humedal, de la capacidad del sustrato orgánico para retener metales, y de la profundidad a la cual tiene lugar la eliminación de los mismos.

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

Para los efluentes de minas de carbón, en que la contaminación metálica está generalmente limitada a Fe, Mn y Al, el sulfuro de hidrógeno producido por reducción bacteriana de sulfatos afecta a las concentraciones de hierro disuelto. El aluminio no forma ningún sulfuro en ambientes de humedales y la relativamente alta solubilidad del MnS hace su formación improbable.

La precipitación de sulfuros metálicos en un sustrato orgánico mejora la calidad del agua disminuyendo la acidez mineral sin causar un aumento paralelo de



la acidez protónica. Un sustrato orgánico en el cual el 100% del H_2S producido por reducción de sulfatos precipitados como FeS no tendrían efecto en el pH o la alcalinidad del agua de mina (aunque la acidez disminuiría). De hecho, sin embargo la química del agua de los poros en los humedales construidos con sustrato orgánico, tienen unos valores característicos de pH de 6 a 8 y es altamente alcalino. Estas condiciones de alcalinidad resultan, en parte, de reacciones que acarrearán sulfuro de hidrógeno, dando como resultado una generación neta de bicarbonato. El sulfuro de hidrógeno es un compuesto muy reactivo que puede dar lugar a una gran variedad de reacciones en un humedal construido. En la mayor parte de los humedales (naturales y construidos), las aguas superficiales tienen condiciones aerobias mientras que las aguas subyacentes de los poros en contacto con el sustrato orgánico son anaerobias. Cuando el agua de los poros se difunde a través del sustrato orgánico en las zonas que contienen hierro férrico, oxígeno disuelto ó óxidos de Fe y Mn precipitados, el sulfuro de hidrógeno puede ser oxidado.

3.2.2.3.6. REACCIONES DEL ALUMINIO EN EL AGUA DE MINA

El aluminio en los sistemas acuáticos tiene solamente un estado de oxidación, que es +3. Los procesos de oxidación y reducción, no afectan directamente a las concentraciones de aluminio disuelto. En cambio, las concentraciones de Al en las aguas de mina están fundamentalmente influenciadas por la solubilidad de $Al(OH)_3$. A niveles de pH entre 5 y 8, el $Al(OH)_3$ es altamente insoluble y las concentraciones de Al disuelto son usualmente inferiores a 1 mg/l. A valores de pH inferiores a 4, $Al(OH)_3$ es altamente soluble y son posibles concentraciones superiores a 2 mg/l.



El paso de aguas de mina a través de ambientes altamente oxidados ó altamente reducidos no tiene efecto en las concentraciones de Al a menos que el pH también cambie. En aquellos casos en que el pH de las aguas de mina disminuye (debido a la oxidación de Fe e hidrólisis), las concentraciones de Al pueden aumentar a causa de la disolución de arcillas por las aguas ácidas. Cuando las aguas ácidas de mina pasan a través de ambientes anaerobios, el aumento de pH que puede resultar de la disolución de carbonatos o la actividad microbiana causa la precipitación de $Al(OH)_3$.

3.2.2.3.7. BIORETENCION DE METALES

Los humedales, tanto naturales como contruidos, cuentan con plantas cuya actividad es favorable para el tratamiento de las aguas, ya que por una parte se produce una retención de metales en los tejidos de la planta, y por otra contribuyen a mejorar las condiciones que favorecen la retención de metales en el humedal. Se trata de plantas como la *Typha* (espadaña), el *Equisetum* (denominada popularmente cola de caballo) o los musgos del tipo *Spagnum*. La acumulación de metales por dichas plantas está limitada por la producción de biomasa, que dependerá en gran medida de las condiciones medioambientales a que estén sometidas. No obstante, su presencia puede mejorar las condiciones reductoras del sustrato y evitar posibles erosiones del mismo.

En la siguiente página se listan las principales plantas usadas en los humedales contruidos (según Guntenspergen, G.R., *et al.*, 1989).



Emergentes	<i>Canna flaccida</i>
	<i>Carex</i> spp.
	<i>Colocasia esculenta</i>
	<i>Cyperus</i> spp.
	<i>Eleocharis dulcis</i>
	<i>Eleocharis sphacelata</i>
	<i>Glyceria maxima</i>
	<i>Iris pseudacorus</i>
	<i>Juncus</i> spp.
	<i>Phalaris arundinacea</i>
	<i>Phragmites australis</i>
	<i>Phragmites communis</i>
	<i>Schoenoplectus lacustris</i>
	<i>Scirpus lacustris</i>
	<i>Scirpus fluviatilis</i>
	<i>Scirpus pungens</i>
	<i>Scirpus robustus</i>
	<i>Scirpus validus</i>
	<i>Sparganium eurycarpum</i>
	<i>Typha angustifolia</i>
<i>Typha domingensis</i>	
<i>Typha latifolia</i>	
<i>Typha orientalis</i>	
<i>Zantedeschia aethiopica</i>	
Sumergidas	<i>Ceratophyllum demersum</i>
	<i>Egeria densa</i>
Flotantes	<i>Elodea nuttallii</i>
	<i>Myriophyllum aquaticum</i>
	<i>Azolla caroliniana</i>
	<i>Eichhornia crassipes</i>
	<i>Hydrocotyle umbellata</i>
	<i>Lagorosiphon major</i>
	<i>Lemna gibba</i>
	<i>Lemna minor</i>
	<i>Lemna</i> spp.
	<i>Pistia stratiotes</i>
<i>Salvinia rotundifolia</i>	
<i>Spirodela polyrhiza</i>	
<i>Wolffia arrhiza</i>	



3.2.2.3.7.1. SPHAGNUM

Las diferentes especies *Sphagnum* pueden acumular Fe y otros metales sin una aparente inhibición en su crecimiento al recibir aportaciones continuas de bajas concentraciones de metales. En estas condiciones, la acumulación de metales no está correlacionada con el crecimiento de la planta y la reducción observada en el crecimiento del *Sphagnum* con el aumento de la concentración de metales puede correlacionarse con la habilidad de las plantas para tomar cationes nutrientes.

El incremento de cationes en las paredes de las células vivas de las plantas parece ser el mecanismo más importante en la retención de metales por parte de dichas células. Los valores máximos de capacidad de intercambio de los mismos en las especies *Sphagnum* está cerca de 1 meq/g de masa seca, y su saturación base es del orden de 8,7 % del total de la capacidad de intercambio catiónico para los cationes base: Ca^{++} , Mg^{++} , Na^+ y K^+ .

Para las dos especies *Sphagnum* más conocidas: *S. fallax* y *S. herryense*, cuando la concentración de Fe^{++} en la solución sobrepasa los 100 mg/l no solamente se produce un exceso de la concentración en los tejidos de las plantas que excede la capacidad de intercambio catiónico del *Sphagnum*, sino también una dramática reducción en el crecimiento y la concentración de clorofila. La acumulación de Fe por la *S. fallax* es de un 30 % a un 200 % mayor que por la *S. herryense*, y esta diferencia es debida fundamentalmente al distinto crecimiento que experimenta cada una de ellas.

Si se alcanzaran unos valores próximos a los 29 g/m² año, las plantas morirían. Con soluciones que tuvieran concentraciones de Fe lo suficientemente



bajas para que las plantas crezcan y estén verdes, el máximo de retención es solamente 6,5 g/m² año. A pesar de estas nuevas estimaciones del potencial máximo de retención por parte de las *Sphagnum*, en un sistema de humedales, las contribuciones aportadas por otros procesos químicos y biológicos que tienen lugar en el sustrato, especialmente la captura de metales por la materia orgánica y la formación de óxidos parecen ser mucho más importantes. La contribución de estos procesos al total de la retención del hierro puede llegar a ser del 95 %.

La captura del Fe⁺⁺ por parte del humus es otro mecanismo para la retención de los metales en el humedal, siendo liberados cationes Ca⁺⁺ y Mg⁺⁺ su lugar es ocupado por Fe⁺⁺. Utilizando la ecuación de Langmuir, el máximo de retención de Fe por medio del intercambio catiónico en una turba formada a partir de *Sphagnum* es de 5,7 mg Fe/g mat. sec. La adsorción por parte de la materia orgánica de los diversos metales presentes en las aguas es otro proceso importante que tiene lugar en el humedal y aunque se conoce poco sobre cómo funciona este mecanismo parece ser mucho más importante que el intercambio catiónico, pues se han medido concentraciones de Fe atrapado orgánicamente, de hasta 89,3 mg Fe/g. mat. sec.

3.2.2.3.7.2. TYPHA

Debido a la saturación de agua en el suelo y a la presencia de materia orgánica descompuesta, la demanda de oxígeno de la mayoría de los humedales excede la cantidad de oxígeno que se difunde en los sedimentos. Las características morfológicas de las plantas *Typha* ayudan a transportar oxígeno desde las partes aéreas a las raíces, posibilitando así el crecimiento de la planta en medios altamente reducidos.



La introducción de esta planta en el humedal mejora la calidad del agua, directa e indirectamente. Directamente porque retiene metales en sus tejidos, que pasarán al humus cuando se produzca la muerte de ésta, e indirectamente debido a que su presencia modifica química y biológicamente el sustrato, pues ayuda a crear zonas reducidas en los humedales. Esto se confirma cuando se determinan potenciales redox en los sedimentos con y sin *Typha*. La disminución de los potenciales redox, que se manifiesta en los sustratos con plantas *Typha*, puede ser suficiente para que el hierro precipite en forma de sulfuros. La mejora de la calidad del agua está relacionada con la producción de biomasa en el ecosistema del humedal, y la producción de biomasa depende de la densidad de plantado y el vigor con el que éstas se desarrollan.

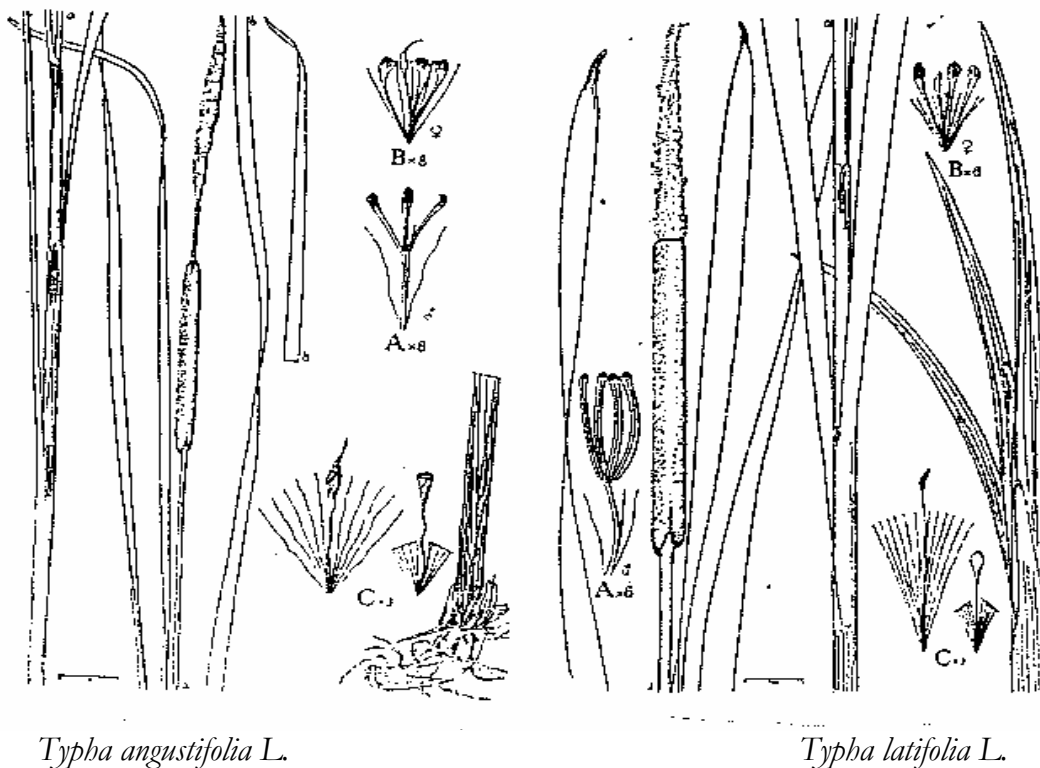


Fig. 3.2.2.3.7.2.a

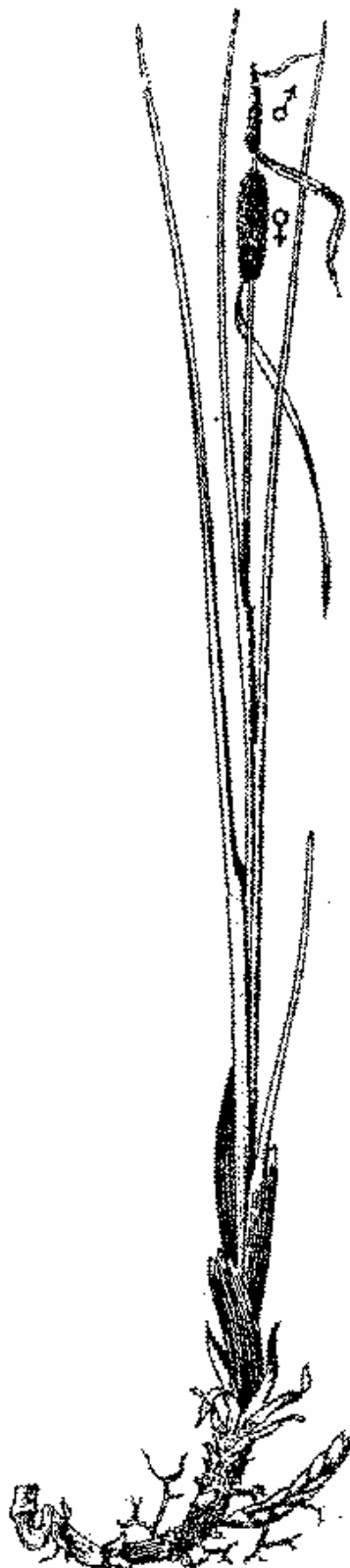


Fig. 3.2.2.3.7.2.b: Typha Martini (reduc.)



La *Typha latifolia* puede llegar a tolerar, sin dificultad, concentraciones de cobre de hasta 50 mg/l y de níquel valores superiores a 150 mg/l.

3.2.2.3.7.3. ALGAS

En la mayoría de los humedales artificiales construidos en base a las plantas *Sphagnum* o *Typha*, los niveles de retención de manganeso son muy bajos y la introducción de algas puede servir para mejorar los resultados. Sin embargo, generalmente no se tienen en cuenta por el constructor del humedal, que deja que sean las propias aguas, el aire, el suelo y sobre todo la propia vegetación trasplantada al humedal, las que se encarguen de aportar dichas algas al sistema.

El hecho de que no se las considere de gran importancia en el tratamiento de las aguas, hace que sus efectos sobre las mismas no sean reconocidos y no se las tenga en consideración a la hora de diseñar un sistema de humedales. Por lo tanto no se optimiza su hábitat y su desarrollo queda limitado. En la actualidad existen ya comercializadas algunas especies de estas algas cuyo destino es el tratamiento de reducción de Mn en las aguas.

Las algas más comunes son la *Cyanobacteria*, del género *oscillatoria* (Fotos 3.2.2.3.7.3.a-f). Se ha comprobado que las especies *oscillatoria* dominan en sistemas de humedales que presentan niveles significativos de reducción de manganeso. La *Mangeotia* también está presente y acumula manganeso en niveles significativos.

La principal actividad de las algas se produce durante los periodos de crecimiento, acumulando metales por adsorción o intracelularmente. Esta forma de



acumular metales se debe a que las paredes de las células de las algas poseen numerosos lugares donde potencialmente pueden ser adsorbidos metales debido a la constitución química de éstas. Las paredes de las células actúan como una barrera física y química que regula el transporte de metales hacia el interior de éstas, no permitiendo que iones potencialmente tóxicos entren en las mismas.

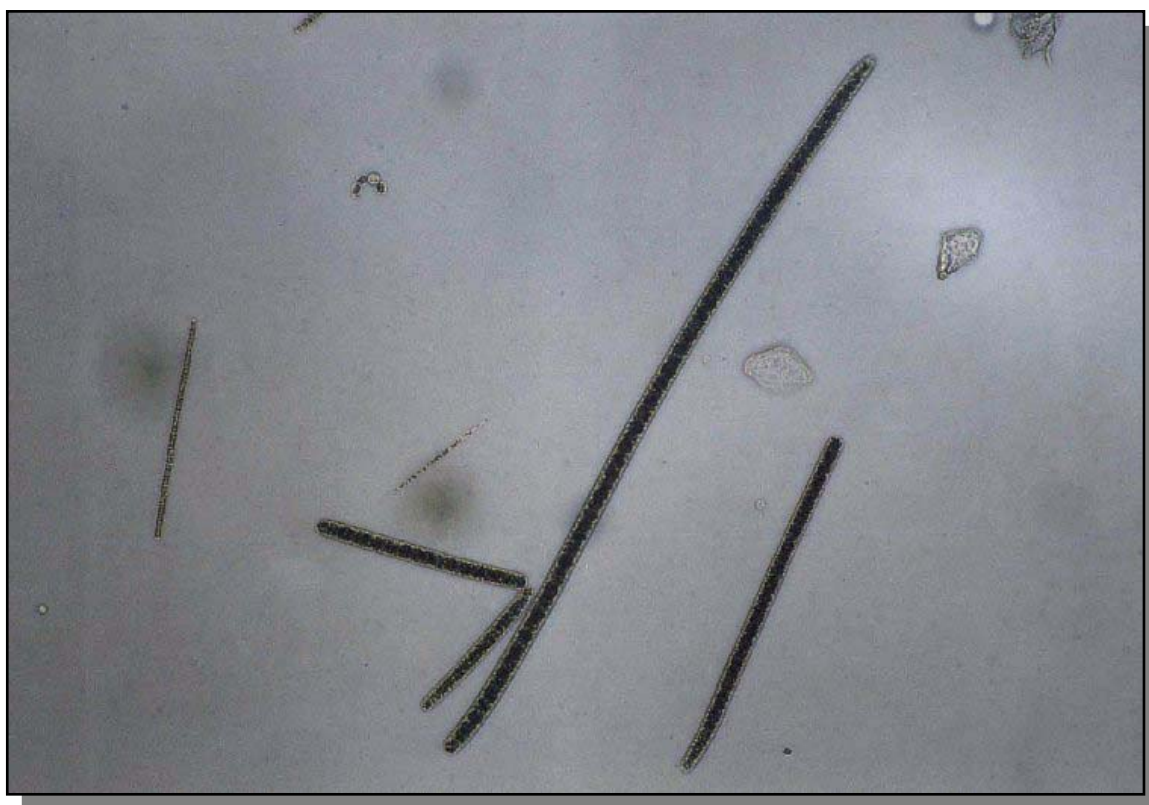


Foto 3.2.2.3.7.3.a: Microfoto de alga *Oscillatoria cf. chalybea*, 400x, (Burks, R., 1999)

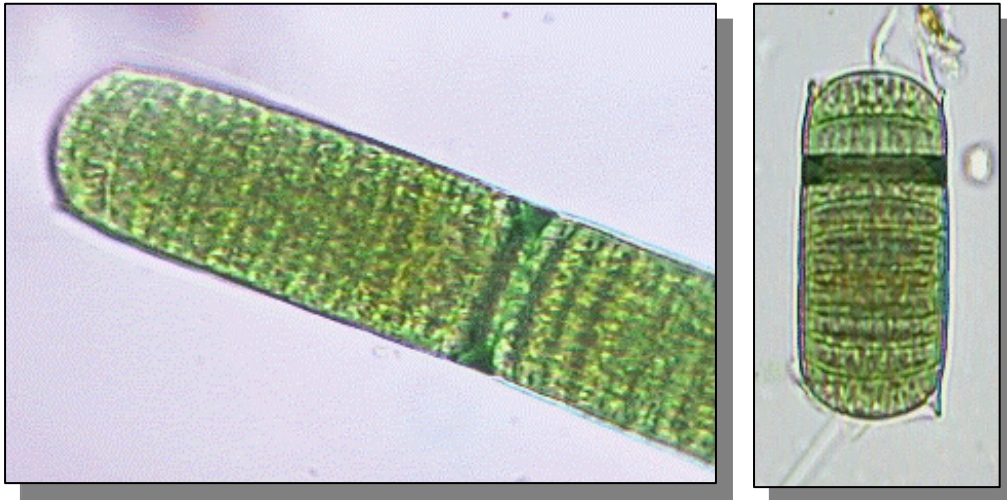


Foto 3.2.2.3.7.3.b: Microfotos de detalle de alga Oscillatoria

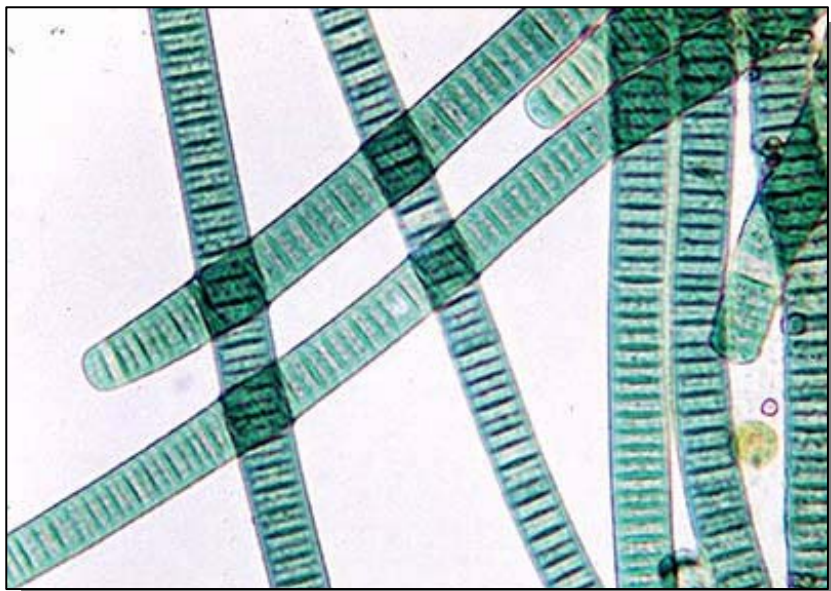


Foto 3.2.2.3.7.3.c: Microfoto de alga Oscillatoria



Foto 3.2.2.3.7.3.d: Microfoto de alga Oscillatoria en soporte húmedo, 400x, (Buckman Labs., 1999)



Foto 3.2.2.3.7.3.e: Microfoto de alga Oscillatoria en soporte húmedo, 1000x, (Buckman Labs., 1999)

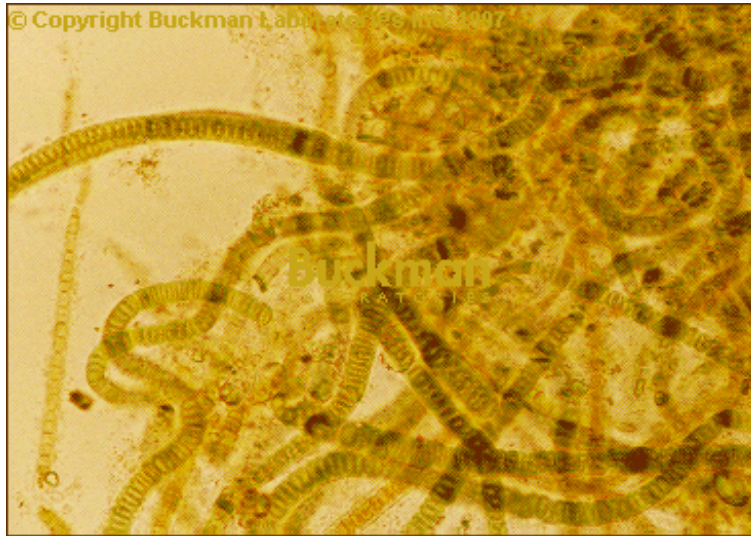


Foto 3.2.2.3.7.3.f: Microfoto de alga Oscillatoria en soporte húmedo, (Buckman Labs., 1999)

3.2.2.4. EVALUACION DEL FUNCIONAMIENTO DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO

Para realizar evaluaciones correctas del funcionamiento de un humedal, se debe utilizar una medida que permita comparar la eliminación de contaminantes entre sistemas que varían en tamaño y la composición química y la proporción de flujo de agua de mina que recibe. En el pasado la eficiencia de concentración (CE%) ha sido una medida común para evaluar este funcionamiento. Utilizando la concentración de hierro como un ejemplo, el cálculo es:

$$CE\% = (Fe_{in} - Fe_{ef}) \cdot 100 / Fe_{in}$$



No se trata de una medida de la eficacia de un humedal demasiado adecuada, dado que el resultado sería el mismo para un sistema que baja la concentración de Fe desde 300 a 100 mg/l que otro que baje la concentración desde 3 a 1 mg/l, y no se tiene en cuenta ni la proporción de flujo de drenaje ni el tamaño del sistema de tratamiento.

Un método más apropiado para medir el funcionamiento de un sistema de tratamiento calcula la eliminación de contaminante desde una perspectiva de carga de contaminante. La carga diaria de contaminante recibido por un humedal se calcula mediante el producto de la concentración y la proporción de flujo. Para el Fe, el cálculo es:

$$Fe (g/d)_{in} = 1,44 \times \text{flujo (l/min)} \times Fe (mg/l)_{in}$$

$$Fe (g/m^2/d)_{in} = Fe (g/d)_{in} / SA \quad SA = \text{Area del humedal}$$

La masa diaria de Fe eliminado por el humedal entre dos estaciones de muestreo, $Fe (g/d)_{rem}$, se calcula comparando la carga contaminante en los dos puntos:

$$Fe (g/d)_{rem} = Fe (g/d)_{in} - Fe (g/d)_{ef}$$

Para un área determinada la proporción de Fe eliminado diariamente se calcula dividiendo la carga de contaminante eliminado por el área total del sistema de tratamiento entre dos puntos de muestreo:

$$Fe (g/m^2/d)_{rem} = Fe (g/d)_{rem} / SA \quad SA = \text{Area del humedal}$$



3.2.2.4.1. AJUSTES DE DILUCION

Las concentraciones de contaminantes decrecen a medida que el agua de mina fluye a través del sistema de tratamiento, debido a que procesos químicos y biológicos eliminan los contaminantes de la solución y también porque las concentraciones se diluyen por entrada de agua no contaminada. Para reconocer y cuantificar la eliminación de contaminantes por los procesos químicos y biológicos en los sistemas de tratamientos pasivos, es necesario eliminar los efectos de dilución. Mediante estudios detallados del balance hidrológico y químico, se pueden determinar dichos efectos, pero a veces no se tienen datos hidrológicos suficientes. En este caso, un método alternativo para distinguir los efectos de dilución de aquellos debidos a procesos químicos y biológicos es mediante el uso de un ion cuya concentración se conserve. Por definición, la concentración de un ion de este tipo entre dos puntos de muestreo cambia solamente debido a una dilución o una evaporación. Los cambios en las concentraciones de iones contaminantes que proporcionalmente exceden a las de los iones que se conservan, pueden ser atribuidos a procesos químicos y biológicos en el humedal.

3.2.2.4.2. CAPACIDAD DE ELIMINACION DE CONTAMINANTES

Para realizar estimaciones precisas de la capacidad de eliminación de contaminantes de un sistema de tratamiento se requiere que dicho sistema contenga concentraciones excesivas de contaminantes. Un sistema que sea completamente efectivo puede suministrar una indicación de la eliminación de contaminantes que tiene lugar, pero no puede suministrar una estimación de las capacidades de los



procesos de eliminación, puesto que la proporción de eliminación de contaminante puede estar limitada simplemente por la proporción de carga de contaminante. Solamente cuando el humedal está sobrecargado en un determinado metal, por ejemplo, pueden ser evaluadas las capacidades de eliminación de dicho metal en el humedal.

3.2.2.5. OPERACIÓN Y MANTENIMIENTO

Los problemas de operación en los sistemas de tratamiento pasivos se pueden atribuir a un diseño inadecuado, expectativas no realísticas, plagas, métodos de construcción inadecuados o problemas naturales. Si ha sido adecuadamente diseñado y construido, un sistema de tratamiento pasivo puede ser llevado con un mínimo de atención y gasto.

Probablemente el más común problema de mantenimiento es la estabilidad de los diques y aliviaderos. Los mosquitos pueden plantear problemas donde el agua de mina es alcalina. En algunos casos se han introducido *Gambusia affinis* en las aguas del humedal para reducir los mosquitos. Otros insectos pueden devastar humedales a base de monocultivos, por su apetito por las *Typhas*, por ello es aconsejable utilizar diferentes tipos de plantas para minimizar tales problemas.

3.2.2.6. COSTES

Una de las principales ventajas de los humedales son sus reducidos costes de diseño, construcción y operación. Según Wieder *et al.*, (1989), los costes de construcción de los humedales realizados en Estados Unidos en la década de los 80,



varían entre 3 y 32 \$/m². Mientras los componentes humanos y de equipo son los más costosos, las fases de operación y mantenimiento son mucho más económicas que las correspondientes a los métodos de tratamiento químico convencional. Es cierto que en algún momento todo humedal alcanza su máxima capacidad de tratamiento de agua de mina, con lo que se hace necesaria la retirada y sustitución del sustrato saturado en hierro y otros metales. Sin embargo, el material que debe ser retirado en este caso tiene un volumen muy inferior al de los lodos que se habrían generado con tratamiento activo convencional. Además, el sustrato puede ser aprovechado para el reciclado de metales (Clarke, L.B., 1995). La frecuencia y dificultad en la gestión de los residuos producidos durante un tratamiento incide notablemente sobre sus costes.

En lo que se refiere al mantenimiento, los bajos costes operacionales de los humedales se suelen señalar como su principal atractivo. Es necesaria una pequeña labor periódica de mantenimiento y monitorización. El mantenimiento consiste principalmente en vigilar que no existan desbordamientos y se mantenga la estabilidad de los taludes, diques, canales, etc. También es necesaria una limpieza frecuente de precipitados que puedan bloquear las tuberías, así como un cierto cuidado de la vegetación. Obviamente, el coste de la realización de estas labores es muy reducido si se compara con el asociado a otros tipos de tratamiento.



3.3. SISTEMAS ALD (ANOXIC LIMESTONE DRAIN)

3.3.1. DESCRIPCIÓN Y FUNCIONAMIENTO

Los drenes de caliza anóxica (ALD) consisten en una capa de caliza recubierta por diferentes materiales, y añaden alcalinidad al agua de mina (Fig. 3.3.1). Las condiciones anóxicas permiten que la disolución de la caliza pueda tener lugar sin que ésta se recubra por óxidos e hidróxidos de hierro. La finalidad de los sistemas ALD es reducir la acidez mineral y generar alcalinidad y debe ser seguido por un sistema aerobio en el cual los metales sean eliminados mediante reacciones de oxidación e hidrólisis.

Los sistemas ALD producen alcalinidad a un costo más bajo que los humedales. Sin embargo, no todas las aguas de mina son adecuadas para un pretratamiento con ALD. Los principales factores químicos que limitan la utilidad de los ALD son la presencia de hierro férrico (Fe^{3+}), aluminio (Al) y oxígeno disuelto (DO). Cuando las aguas ácidas que contienen Fe^{3+} ó Al entran en contacto con caliza, se forman partículas de hidróxidos (FeOOH ó $\text{Al}(\text{OH})_3$) sin que sea necesario el oxígeno. El hidróxido férrico puede recubrir la caliza, limitando su futura disolución. Por el contrario no se ha determinado hidróxidos de aluminio recubriendo la caliza. La concentración de ambos precipitados dentro del sistema ALD puede eventualmente hacer decrecer la permeabilidad del drenaje y causar obturación. La presencia de oxígeno disuelto en el agua de mina provocará la



oxidación de hierro ferroso a férrico dentro del ALD, y podrá entonces causar encostramiento y obturación. Mientras que el funcionamiento a corto plazo del ALD que recibe aguas de mina con elevados contenidos de Fe^{3+} , Al ó DO puede ser espectacular por la alta eliminación de metales, su funcionamiento a largo plazo es más cuestionable.

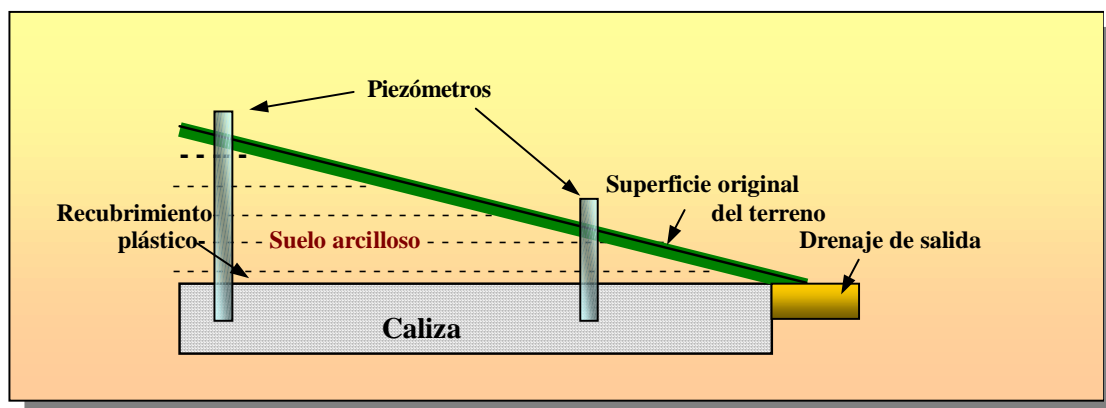


Fig. 3.3.1: Representación esquemática de un sistema ALD

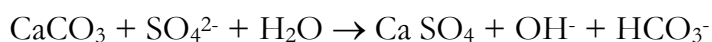
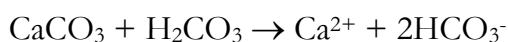
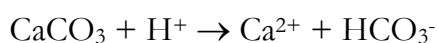
Las aguas de mina que contienen concentraciones muy bajas de DO, Fe^{3+} y Al ($< 1 \text{ mg/l}$) serían las ideales para utilizar el pretratamiento con ALD. Cuando las concentraciones de estos parámetros sobrepasan 1 mg/l , el riesgo de que el sistema ALD falle prematuramente, aumenta.

En los sistemas ALD la alcalinidad se produce cuando el agua ácida entra en contacto con caliza en un ambiente cerrado, anóxico. Es importante utilizar caliza con alto contenido en CaCO_3 a causa de su alta reactividad en comparación con una caliza con alto contenido en MgCO_3 ó $\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$. Las calizas utilizadas en sistemas ALD que funcionan bien contienen de un 80 a 95% de CaCO_3 .



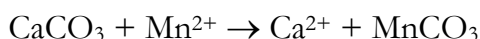
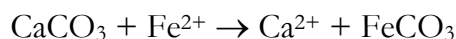
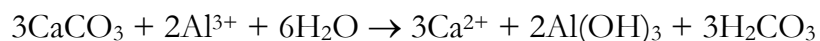
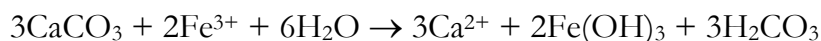
Las reacciones químicas que tienen lugar en un sistema ALD son de dos tipos: reacciones que incrementan los contenidos en alcalinidad del agua y las que disminuyen su acidez:

• Reacciones que generan alcalinidad:



La alcalinidad es generada principalmente por reacciones que incrementan la concentración del ion carbonato (HCO_3^-). En los sistemas naturales la principal reacción que genera esta alcalinidad es la reacción del ácido carbónico (H_2CO_3) con calcita.

• Reacciones que reducen acidez:



La acidez del agua de mina se reduce en los sistemas ALD mediante la neutralización de la acidez protónica (H^+) y la precipitación de hierro, manganeso y



aluminio. El hierro férrico y el aluminio precipitan potencialmente como hidróxidos, mientras que el hierro ferroso y el manganeso lo hacen como carbonatos.

Ambos tipos de reacciones están relacionadas. La neutralización de la acidez protónica asociada con H^+ libre y las reacciones de hidrólisis de metales generan dióxido de carbono, el cual, mediante la formación de ácido carbónico, incrementan la generación de alcalinidad. El bicarbonato producido por la disolución de calcita puede reaccionar con Fe^{2+} y Mn^{2+} para formar siderita ($FeCO_3$) y rodocrosita ($MnCO_3$).

Las reacciones anteriormente expuestas tienen lugar según un orden predecible directamente relacionado con los productos de solubilidad de los sólidos. Cuando un agua muy ácida y con alto contenido metálico entra en contacto con la caliza, la primera reacción que ocurre es la neutralización de la acidez protónica. Esta reacción eleva el pH, lo cual hace descender la solubilidad de los hidróxidos metálicos. Con valores de pH entre 3 y 4, el ión férrico precipita como hidróxido ferrico. Con pH entre 4 y 5, el aluminio precipita como hidróxido de aluminio. Cuando el pH sube por encima de 4.5, el bicarbonato comienza a acumularse en cantidades apreciables y a medida que aumenta su concentración, puede ser rebasada la solubilidad de los carbonatos metálicos, causando la precipitación de siderita y rodocrosita. En cada una de estas reacciones, el Ca entra en solución; a medida que aumenta su concentración, aumenta la posibilidad de precipitación de $CaSO_4$ (Hedin, R.S *et al.*, 1994).



3.3.2. DISEÑO

El ALD se debe sellar para minimizar las entradas de oxígeno atmosférico y maximizar la acumulación de CO₂ en su interior. Para ello se utiliza, generalmente, una capa de arcilla de varios decímetros. Una lámina de geotextil se utiliza, normalmente, entre la arcilla y la caliza, como barrera. El sistema está diseñado para que la caliza esté completamente recubierta de agua de forma permanente. Las dimensiones de los drenes de caliza, normalmente de forma lineal, varían considerablemente, para cada caso concreto. En lugares en los que no es posible sistemas ALD de forma lineal, se construyen lechos de caliza de 10 a 20 m. de ancho.

La masa de caliza requerida para neutralizar una cierta descarga durante un determinado periodo puede ser rápidamente calculada a partir de la proporción de flujo de agua y ciertas suposiciones sobre la capacidad de generar alcalinidad del sistema ALD. Estudios recientes han llegado a considerar que son necesarias unas 14 horas de contacto entre la caliza y el agua de mina en el sistema ALD para llegar a adquirir una máxima concentración de alcalinidad. Para conseguir este tiempo de contacto de 14 horas dentro del sistema ALD, se requieren unos 3.000 kg de caliza para cada litro por minuto de flujo de agua. Los cálculos también asumen que las aguas de mina no contenga hierro férrico ni aluminio. La presencia de estos iones aumentaría el problema por la deposición de costras sobre las superficies de la caliza (Hedin, R.S. *et al.*, 1993).

El tiempo de retención teórico (t_r) del agua de mina en el interior de un ALD se estima mediante la ecuación:



$$t_r = \frac{M \cdot V_v}{\rho_b \cdot Q}$$

donde M es la masa de caliza, V_v es el volumen de huecos expresado en forma decimal, ρ_b es la densidad de la caliza y Q es el caudal de agua de mina. Se suele asumir una densidad de la caliza en torno a 1600 kg/m^3 y una porosidad de 45 a 50%. Además de la caliza requerida para un cierto tiempo de retención, debe añadirse una mayor cantidad para compensar las pérdidas que se produzcan en el tiempo útil de tratamiento previsto. Por tanto, la masa total de caliza requerida se estima de la forma:

$$M = \frac{Q \cdot \rho_b \cdot t_r}{V_v} + \frac{Q \cdot C \cdot T}{x}$$

donde C es la concentración de alcalinidad esperada en el efluente del ALD, T es la vida útil diseñada para el ALD y x es el porcentaje de contenido en CaCO_3 de la caliza. (Hedin, R.S. *et al.*, 1994).

Los drenes de caliza anóxicos (ALD) son un componente más de un sistema de tratamiento pasivo. Cuando el ALD opera idealmente, su único efecto sobre la química del agua de mina es elevar el pH a valores próximos al neutro y elevar las concentraciones de calcio y alcalinidad. El hierro y manganeso disueltos permanecerían inafectados durante su circulación a través del sistema.

El sistema ALD debe continuar con un sistema de humedal en el que tendrán lugar la oxidación, hidrólisis y precipitación de metales. El tipo de



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

Si el agua de mina está contaminada solamente con Fe^{2+} y Mn, y la acidez excede los 300 mg/l, no es probable que un sistema ALD pueda generar suficiente alcalinidad para descargar aguas alcalinas. Cuando este agua parcialmente neutralizada es tratada aerobiamente, el hierro precipita rápidamente, pero la ausencia de suficiente amortiguación de la acidez puede dar lugar a una descarga con bajo pH. Construir un segundo sistema ALD, para recargar el agua de mina con adicional alcalinidad después de su flujo a través del sistema aerobio, normalmente no es posible a causa de los altos contenidos de oxígeno disuelto (DO) del agua que sale del sistema aerobio. Si la finalidad del tratamiento es neutralizar toda la acidez pasivamente, entonces se podría utilizar un humedal con sustrato de compost para generar alcalinidad adicional. En este caso el sistema tendría tres tecnologías pasivas, ALD, balsa de aireación-humedal aerobio, y finalmente humedal con sustrato de compost.

Si el agua de mina está contaminada con Fe^{3+} o Al, con el sistema ALD se pueden tratar mayores concentraciones de acidez que cuando el agua está contaminada solamente con Fe^{2+} y Mn. Esta mejora de la acción resulta de un



decrecimiento en la acidez mineral a causa de la hidrólisis y precipitación de Fe^{3+} y Al dentro del ALD. Estas reacciones de eliminación de metal disminuyen la acidez mineral del agua. Sistemas ALD contruidos para tratar aguas de mina con acidez superior a 1.000 mg/l han conseguido descargar aguas alcalinas.

3.3.3. COSTES

Los costes totales asociados a un sistema ALD varían ampliamente dependiendo sobre todo de su tamaño, que a su vez depende de la cantidad y calidad del agua de mina a tratar. La parte más costosa corresponde a los equipamientos de construcción, aunque muchas compañías mineras disponen de la maquinaria necesaria para la construcción del ALD, con lo que estos costes se reducen mucho. El precio de los materiales empleados en la construcción es muy reducido.

En comparación con los métodos tradicionales de adición de alcalinidad, el sistema ALD resulta mucho más económico. Brodie *et al.*, en 1991 estimó que el tratamiento químico de un agua mediante adición de hidróxido de sodio costaría unos \$30.000 anualmente, mientras que el coste total de construcción de un ALD para tratar el mismo agua ascendía a \$19.000, lo que supone sólo un 65% del coste de los reactivos que el sistema activo consume en un año. Otras estimaciones realizadas en USA estiman un coste de construcción de ALD de \$1200-1650 por tonelada de ácido y por año (una tonelada de ácido por año es equivalente a un caudal de unos 40 l/min de agua con un contenido de 50 mg/l de acidez) (Skousen, J.G. *et al.*, 1992).



Puesto que se trata de una tecnología reciente, no se conoce bien cómo será su funcionamiento a largo plazo. Sin embargo, aún en aquellos casos en los que no se haya estimado correctamente el periodo útil del ALD, porque las aguas presenten altos contenidos en hierro férrico y/o aluminio, su tratamiento a través de un ALD siempre será económicamente más favorable que el equivalente mediante métodos activos clásicos (Clarke, L.B., 1995).



3.4. SISTEMAS SUCESIVOS DE PRODUCCIÓN DE ALCALINIDAD (SAPS)

3.4.1. DESCRIPCIÓN

Mientras gran cantidad de aguas de mina pueden ser tratadas con éxito con alguno de los sistemas indicados anteriormente (humedales construidos aerobios, humedales construidos anaerobios, o drenes de caliza anóxicos), en algunos casos particulares, la calidad del agua de mina no es apropiada para aplicar estos métodos.

Este es el caso de los sistema ALD, que sólo resultan apropiados para tratar aguas con bajos contenidos de hierro férrico, aluminio y/o oxígeno disueltos. Además poseen una capacidad limitada para generar alcalinidad, cuyo máximo se estima en unos 300 mg/l para los diseños actuales (Hedin *et al.*, 1994). También la disposición física de la captación del agua a tratar condiciona su funcionamiento, ya que el contenido en oxígeno disuelto del agua de mina que ha estado expuesta a la atmósfera generalmente excede el límite aceptable para un ALD. Obviamente, los sistemas de caliza anóxica no se pueden tampoco usar tras un sistema de tratamiento de tipo aerobio.

A diferencia de los sistemas ALD, los humedales de sustrato orgánico no poseen limitaciones en cuanto a las concentraciones de hierro, manganeso, hierro férrico, aluminio y oxígeno disuelto del agua a tratar. Sin embargo, la eficacia de estos humedales se ve muy afectada por las variaciones climáticas estacionales, su proceso de generación de alcalinidad es muy lento y requieren extensas áreas de



tratamiento, lo que hace incrementar los costes. Los innovadores sistemas sucesivos de producción de alcalinidad superan estas limitaciones de los humedales e incluyen muchas de sus ventajas.

Desde su implantación, se han ido desarrollando diferentes diseños de sistemas pasivos dirigidos a forzar al agua a desplazarse a través de los lechos de materia orgánica y caliza dentro del sistema, y se observó que los sistemas que favorecen un flujo vertical se mostraban como los más favorables. Las limitaciones de los sistemas ALD son eliminadas mediante las elevadas presiones que el agua experimenta en un sistema de flujo vertical (SAPS) en comparación con las reducidas presiones existentes en un sistema de flujo lateral como el ALD. Además, las secciones perpendiculares al flujo son mucho mayores en el caso de los SAPS.

Estos sistemas, normalmente están constituidos por capas alternas de compost y caliza, y reciben el nombre de sistemas sucesivos productores de alcalinidad (Successive Alkalinity-Producing Systems: SAPS), sistemas reductores y productores de alcalinidad (Reducing and Alkalinity-Producing Systems: RAPS) o humedales anaerobios de flujo vertical.

3.4.2. DISEÑO

Estos sistemas fueron desarrollados por Kepler y McCleary (1994) para eliminar los problemas que planteaban los sistemas ALD de posibles obstrucciones por precipitación de hidróxidos de hierro y aluminio. Se trata sistemas híbridos entre los humedales con sustrato orgánico y los sistemas ALD, ya que consisten en balsas



compuestas por dos capas: una superior de materia orgánica (abono, compost, etc.) de unos 50 cm de espesor y otra inferior de grava caliza de 0.5 - 1 m de espesor. El nivel de agua libre está por encima de ambas capas (1 - 2 m) y el sistema en su conjunto es drenado por su parte inferior mediante redes de tubos, con lo que se garantiza un flujo del agua en sentido vertical (Fig. 3.4.2). La capa superior de sustrato orgánico tiene por función transformar el Fe^{3+} a Fe^{2+} y eliminar el oxígeno disuelto del agua con lo que la caliza de la capa inferior no se recubre de precipitados de hidróxido de Fe^{3+} , con lo que la disolución de carbonato cálcico puede ser mantenida durante muchos años, proporcionando grandes incrementos de alcalinidad y aumento de al sistema. Además, los SAPS se pueden usar en serie hasta alcanzar condiciones netamente alcalinas (Watlaf, G.R., *et al.*, 1995).



Fig. 3.4.2: Representación esquemática de un sistema SAPS (modificado de Younger, 1998)



En el fondo de la capa de caliza se sitúa el sistema de drenaje, que bien puede estar constituido por una tubería perforada. La capa de compost añade alcalinidad (mediante una combinación de disolución de caliza y reducción de sulfatos), elimina el oxígeno disuelto, reduce el hierro férrico a hierro ferroso, y elimina el aluminio. Adicionalmente, la capa de compost baja las concentraciones de otros metales traza. La capa de caliza añade alcalinidad adicional.

Igualmente a lo que ocurría con los sistemas ALD, se requiere que los efluentes de un sistema productor de alcalinidad (SAPS) pasen a una balsa de oxidación/deposición o un humedal aerobio, En comparación con un humedal anaerobio tradicional, se ha observado que estos sistemas disminuyen aproximadamente 10 veces más acidez por unidad de área (Watzlaf, 1998). Otra ventaja adicional de este sistema en relación a los humedales convencionales es que el área de terreno requerida para su construcción resulta ser de un 40% inferior (Younger, P.L. *et al.*, 1997).

Para su dimensionado se han venido utilizando diferentes métodos, de los dos más usuales (Watzlaf, 1998), uno de ellos se basa en la utilización de la carga de acidez, para lo que se consideran proporciones de eliminación de acidez entre 30 y 80 g/día/m² superficie, y el otro se basa en los criterios desarrollados para el dimensionado de drenes de caliza anóxicos, considerando el tiempo de residencia en su interior y la cantidad de caliza necesaria para un flujo determinado (7.200 kg de caliza por litro/minuto de flujo).

La experiencia en la utilización de estos sistemas es todavía escasa, ya que sólo recientemente se han comenzado a tratar con estos métodos aguas de mina con altas concentraciones de aluminio, por lo que los efectos que éste puede producir en



el sistema aún no es bien conocido. Sin embargo, los resultados de los que se dispone hasta ahora muestran que el diseño del SAPS asegura las condiciones anóxicas en el agua en contacto con la caliza y en conjunto, estos sistemas pueden suponer una eficaz alternativa de tratamiento pasivo, que reduce significativamente el área requerida para el mismo. Kepler y McClearly (1994) sugieren la disposición de un humedal tradicional con vegetación vascular entre los sistemas SAPS para ayudar a eliminar los sólidos disueltos y proporcionar una fuente adicional de materia orgánica.

Parte segunda

*Experiencias
de laboratorio*

*1. Introducción a las
Experiencias de laboratorio*



1. INTRODUCCIÓN A LAS EXPERIENCIAS DE LABORATORIO

1.1. DESCRIPCIÓN

Con objeto de encontrar un tratamiento adecuado para la depuración de aguas de mina, fueron realizados en la escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas de Oviedo varios ensayos de laboratorio. El agua utilizada en dichos ensayos presenta elevadas concentraciones en algunos metales como manganeso, hierro, aluminio, níquel, zinc y cadmio; una acusada acidez ($\text{pH}=3.3$) y un particularmente elevado contenido en sulfatos (12.000 mg/l).

Puesto que, como ya se ha explicado anteriormente, el medio óptimo de desarrollo de las bacterias sulfato-reductoras incluye la presencia de materia orgánica en un ambiente anaerobio, las experiencias realizadas en primer lugar estuvieron encaminadas a determinar el sustrato orgánico idóneo para la reducción de sulfatos.

Inicialmente, fueron utilizadas columnas con sistema continuo de circulación de agua, en cuyo interior, y en condiciones de anaerobiosis, el agua a tratar permanece en contacto con un sustrato orgánico. Se realizaron experiencias empleando distintas fuentes de materia orgánica: estiércol “maduro” de vaca, cerdo y pollo, lodo de depuradora, compost, diatomita, suelo natural, bentonita, masa vegetal troceada, medio enriquecido en lactato y combinaciones de los anteriores en distintas proporciones. También se actuó sobre la variable de tiempo de residencia



en el interior de la columna mediante variaciones de caudal y experiencias en las que varias columnas idénticas eran vinculadas según una disposición en serie. En todos los casos fueron analizadas las reducciones de metales, sulfatos y acidez tanto en el agua tratada como en los sustratos empleados.

Como aplicación de los resultados de anteriores experiencias fue diseñada una celda que pretende imitar las condiciones existentes en un humedal real construido para tratamiento de agua de mina y en el que se emplearon como sustratos orgánicos de relleno aquellos con los que se habían obtenido los mejores resultados, contando además con la presencia de macrófitos del género *Typha*. En esta experiencia se combinan las condiciones de tratamiento aerobias y anaerobias y se mantiene un flujo constante de agua. Se puede considerar como la experiencia más importante de las realizadas, ya que engloba los resultados de las anteriores y resulta ser la más completa.

Además de lo ya expuesto, fueron realizados algunos ensayos enfocados hacia puntos concretos dentro de lo que supone un tratamiento pasivo de las aguas analizadas, como es el estudio de la relación entre acidez y eliminación de Mn, el análisis bacteriológico de las aguas o la estimación de la pérdida de eficacia de la caliza en su función como correctora de acidez a través del tiempo.

Finalmente se realizaron otras experiencias en las que, a partir de los resultados obtenidos con anterioridad, se combinaron diferentes unidades clásicas dentro de los métodos de tratamiento pasivo para constituir un único sistema mixto de tratamiento. Este es el caso de los sistemas “ALD + cascada de oxidación + humedal de laboratorio” y “SAPS ALD + cascada de oxidación + humedal de laboratorio”, para los que se han analizado tanto los resultados parciales



correspondientes a cada unidad, como la eficacia final del sistema en su conjunto, bajo diferentes condiciones.

1.2. AGUAS ESTUDIADAS

Para la realización de los ensayos fueron empleados dos tipos de aguas ácidas procedentes de una misma mina, pero que presentan características diferentes:

1.2.1. AGUA DE CORTA

Las aguas de lluvia y de escorrentía que fluyen a través de la corta de la mina, al entrar en contacto con los minerales de la mena, le confieren un carácter ácido con un pH aproximado de 3. Igualmente ocurre con las aguas procedentes de eras agotadas, escombreras y en general de la explotación minera.

Estas aguas son recogidas en grandes depósitos naturales, denominados “calderas” de corta, ya que por su carácter ácido y radiactivo no pueden ser vertidas directamente a los cauces de la zona. Las aguas contaminadas son en parte bombeadas a una balsa situada a cota elevada para almacenamiento, desde la cual se envían, por gravedad, a la planta de tratamiento químico de aguas de corta (TAC) donde se descontaminan.



1.2.2. AGUA DE DIQUE

En el tratamiento del mineral en planta, se producen tres tipos de materiales residuales:

- Estériles sólidos procedentes de la clasificación del mineral,
- Marginales sólidos, procedentes igualmente de clasificación y
- Efluentes estériles, en forma de pulpa, compuestos por diferentes flujos.

Estos efluentes estériles en forma de pulpa tienen que ser debidamente depositados en un DIQUE DE ESTÉRILES para su almacenamiento durante la operación, con el doble fin de preservar la contaminación de la zona y sus cauces fluviales y, además, recuperar por sedimentación la mayor parte del agua decantada para las necesidades del proceso.

La recuperación de las aguas limpias del dique se efectúa por medio de dos bombas montadas sobre una plataforma flotante, que las envían al sistema existente de acondicionamiento de aguas (Neutralización TAC), ampliado. La mayor parte de este agua neutralizada se recircula a través de una balsa y por bombeo a proceso, y el resto pasa por gravedad a balsas de control y de aquí a la regulación de vertidos, si fuera necesario.

El tratamiento químico existente para estas aguas de mina no es capaz de tratar el volumen de agua generado de forma constante, por lo que se plantea la posibilidad de reforzar, o incluso sustituir dicho tratamiento mediante un sistema de tipo pasivo que supone unos mucho menores costos de instalación y mantenimiento.



Aunque los parámetros analizados en estas aguas presentan amplia variabilidad, se muestran en la Tabla 1.2.2 unos valores de referencia:

	Fecha de toma	Conductividad	pH	NH ₄ ⁺	SO ₄ ⁺	Cl ⁻	Fe	Zn
		(μS/cm)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
Agua de dique	17-7-95	7860	5.9	129	7150	321	1.86	0.512
Agua de corta	18-7-95	8350	3.1	5.52	8.525	527	176	22.8

	Fecha de toma	Cd	Pb	Cu	Mn	Ni	Al	Cr	U
		(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
Agua de dique	17-7-95	0.024	0.046	0.135	196	2.4	0.365	0.053	
Agua de corta	18-7-95	0.177	0.275	0.418	240	12	67	0.037	50

Tabla 1.2.2: Valores analíticos de referencia para las aguas de mina reales utilizadas en los ensayos de laboratorio

1.2.3. AGUA DE MINA SINTÉTICA

En las dos últimas experiencias fue utilizada un agua de mina sintética para sustituir a la real de casos anteriores. El agua sintética fue preparada en el laboratorio



a imagen de la real ya utilizada, es decir, con bajo pH y elevado contenido en sulfatos y metales. Por simplificación, el agua fue dopada solamente con aquellos elementos que habían resultado más problemáticos (Mn, Fe, Al).

Las concentraciones establecidas para el agua sintética son las siguientes (tablas 1.2.3.a-b):

pH	Acidez Calc.	Sulfatos	Mn	Fe	Al
unidades	mg/l CaCO ₃	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
3	440	6000	200	15	50

Tabla 1.2.3.a: Parámetros químicos prefijados para el agua de mina sintética usada en la experiencia 12

pH	Acidez Calc.	Sulfatos	Mn	Fe	Al
unidades	mg/l CaCO ₃	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
3	503	10.000	200	50	50

Tabla 1.2.3.b: Parámetros químicos prefijados para el agua de mina sintética usada en la experiencia 13

A continuación se desarrollan las trece experiencias realizadas en laboratorio. En cada una de ellas se distinguen las partes de descripción, resultados obtenidos y conclusiones extraídas.

2. Experiencia I
Sustrato orgánico
en celdas saturadas



2. EXPERIENCIA I: *SUSTRATO ORGÁNICO EN CELDAS SATURADAS*

2.1. DESCRIPCIÓN

El tratamiento fue realizado para cada tipo de agua (de dique y de corta) en paralelo. El pH medido para estas aguas fue de 5.8 y 3.3, respectivamente. Cada celda fue acondicionada de la siguiente forma:

- 30% del volumen útil, ocupado por gravilla de caliza,
- membrana geotextil de separación,
- 60% del volumen útil, ocupado por estiércol de vaca “maduro”,
- 10% de volumen útil restante, ocupado por un nivel de agua libre sobre el sustrato orgánico, una vez inundada la celda (Foto 2.1).

El ensayo se realizó primeramente usando dos celdas idénticamente acondicionadas y correspondientes, cada una de ellas, a un tipo distinto de agua. Una vez inundadas, las celdas fueron tapadas, y se realizó un muestreo diario del agua de cada celda durante los 15 días que se prolongó la experiencia (10-VIII-96 al 24-VIII-96).

Las muestras fueron recogidas en pequeños recipientes de plástico. Los análisis realizados correspondieron a:



- pH, sulfatos, hierro, manganeso, y aluminio en todas las muestras.
- amoníaco, cloruros, zinc, cadmio, plomo, cobre, níquel y cromo en las muestras correspondientes a los días primero y último de la experiencia.

Inicialmente se pretendía realizar este ensayo en otras 5 celdas más, análogas a las anteriores, pero neutralizando la acidez protónica del agua de entrada hasta $\text{pH} = 4,5,6$ y 7 respectivamente para el agua de corta y hasta $\text{pH} = 7$ para el agua de dique. Sin embargo, analizando la experiencia anterior con una sola celda para cada tipo de agua y con su pH original, y concluyendo que la extensión a mayor número de celdas de tratamiento pasivo no proporcionaría resultados adicionales interesantes, se decidió la supresión de esta parte de la 1ª experiencia, centrándose en la siguiente.



Foto 2.1.: Relleno de las celdas con estiércol “maduro” antes de ser inundadas.



2.2. RESULTADOS

Los resultados de esta primera experiencia, debido su carácter estático, no han sido satisfactorios. A pesar de ello, cabe destacar:

-Consecución de un pH final, tanto para agua de corta como para agua de dique, en torno a 6.5.

-Reducción, para el agua de corta, de un 20% en Fe, un 90% en Al y un 80% en Zn.

2.3. CONCLUSIONES

A pesar de que la idea inicial era realizar varios ensayos similares a los de la experiencia 1, finalmente ésta ha sido rechazada, especialmente una vez probada la eficacia del sistema empleado en las siguientes experiencias. Un ensayo en el que se emplea flujo continuo de agua tiene muchas ventajas sobre un sistema estático:

- ❖ El agua está en perpetuo movimiento y no se producen los efectos del agua estancada (formación de una costra superficial de hongos, insectos, etc.) que son contraproducentes y engañosos dentro del ensayo.
- ❖ En un sistema estático el tratamiento es desigual, ya que en éste sólo está en contacto con el sustrato orgánico una parte del agua total, mientras que el nivel



de agua libre que está sobre el sustrato (precisamente donde es recogida la muestra) sufre un tratamiento muy inferior.

- ❖ En un sistema de flujo continuo, fijando un caudal concreto, se consigue un determinado tiempo de retención o tratamiento, que permanecerá constante durante toda la experiencia. Con ello se tiene la garantía de que todo el agua que se emplee será tratada por igual y en idénticas condiciones, y podrá estudiarse la evolución de la eficacia del sistema.

3. Experiencia II
Sustrato orgánico en
columnas anaerobias con
flujo continuo de agua



3. EXPERIENCIA II: *SUSTRATO ORGÁNICO EN COLUMNAS ANAEROBIAS CON FLUJO CONTÍNUO DE AGUA*

3.1. DESCRIPCIÓN

El ensayo fue realizado empleando dos columnas idénticas de material plástico PVC, construidas con un tubo de 110 mm de diámetro y 700 mm de altura, el cual fue sellado, por su parte inferior, con un tapón de registro y por su parte superior, con una tapa roscada. Cada una de las columnas fue rellena del siguiente modo:

- 100 mm inferiores, con gravilla de caliza,
- membrana geotextil de separación,
- 500 mm siguientes, con estiércol de vaca “maduro” idéntico al empleado en la anterior experiencia,
- membrana geotextil de separación
- 100 mm superiores, con gravilla de caliza.

Una vez rellenas ambas celdas, fueron inundadas cada una con un tipo distinto de agua (de dique y de corta). Para ello, se dispusieron sendos depósitos de plástico de 50 l. de capacidad en situación elevada. En cada depósito se ubicó un dosificador que, por gravedad y mediante goteo, alimentaba con el correspondiente



agua a cada columna. El goteo se estableció en unos 0,6 ml/min, caudal que supone un tiempo aproximado de residencia del agua en el interior de la columna de unos 3 días (suponiéndole al sustrato orgánico una porosidad de un 30%).

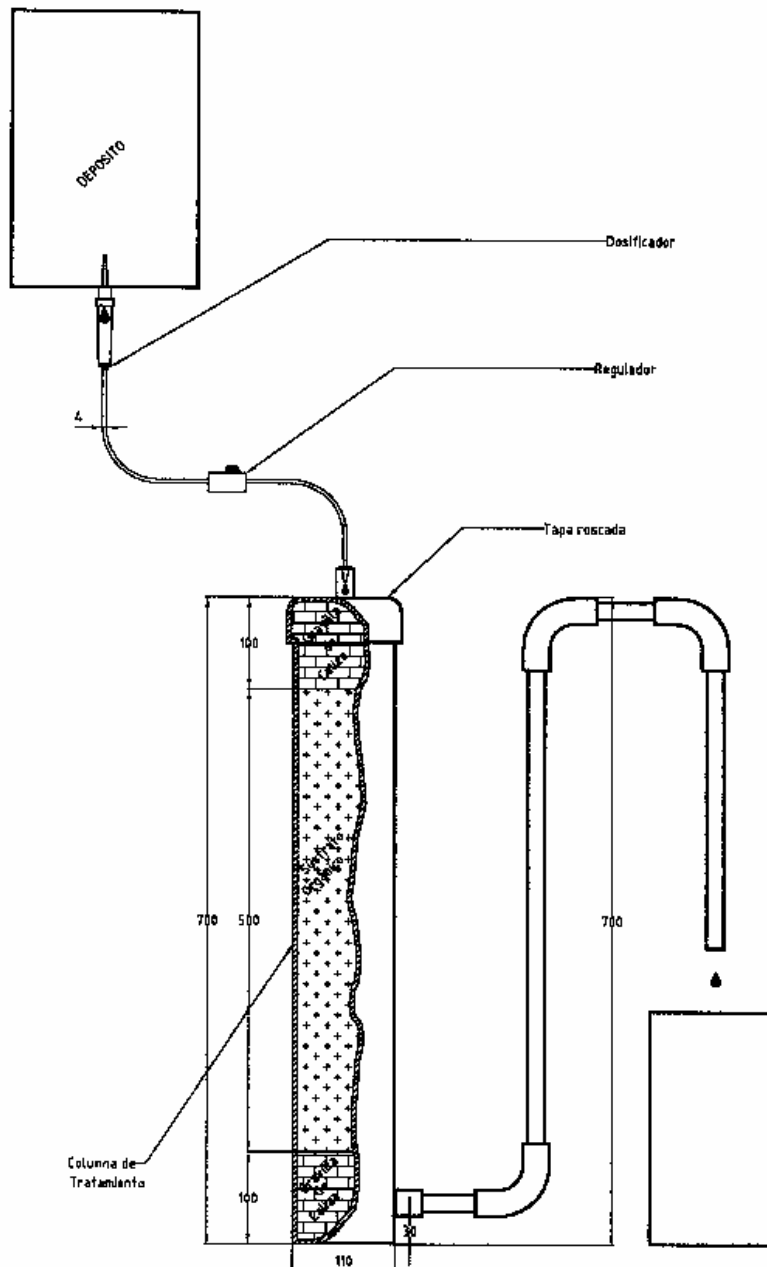
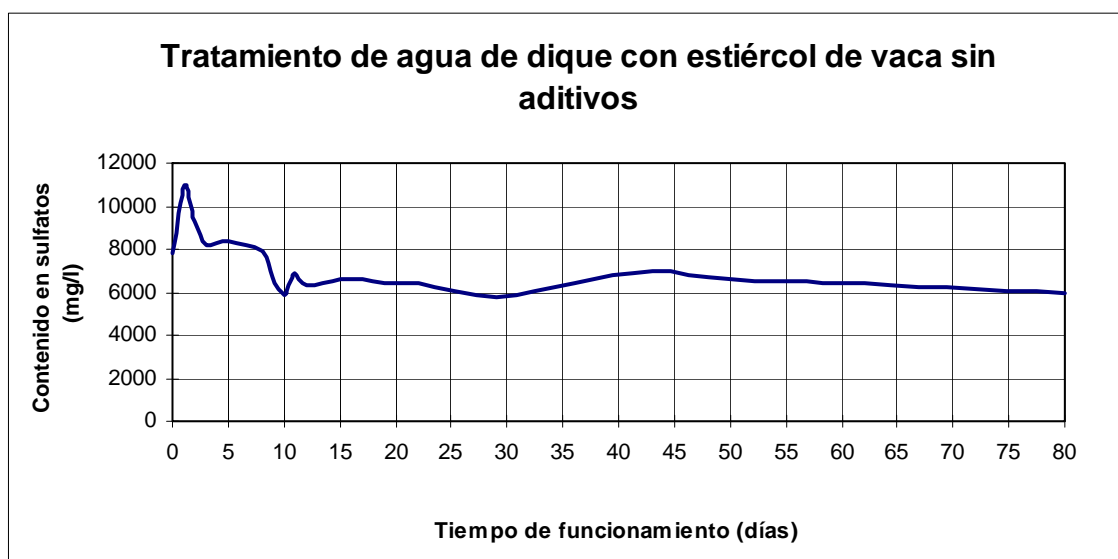


Fig. 3.1: Columna para tratamiento anaerobio



Tras atravesar la columna de tratamiento, el agua de salida fue muestreada diariamente en cada columna (las dos primeras muestras fueron tomadas el día 12-VIII-96). Tras los primeros 15 días de funcionamiento, se comenzó a muestrear cada 2 días, y a partir del primer mes, el muestreo fue semanal. El pH se midió diariamente.

La duración de la experiencia fue de 60 días en el caso del agua de corta, y en el caso del agua de dique, la experiencia se prolongó aún más (80 días) para comprobar la evolución del sistema en un periodo largo de tiempo (Graf. 3.1).



Graf. 3.1: Evolución a largo plazo de la reducción de sulfatos.



3.2. ANÁLISIS

3.2.1. AGUAS

Se decidió realizar el análisis químico de forma análoga a la de la experiencia 1, es decir, un análisis más exhaustivo de la muestra inicial y de la tomada cada 15 días a partir del primer día de funcionamiento, así como un análisis menos amplio para seguimiento de algunos elementos “guía” en el resto de las muestras. Se obtuvieron, por tanto:

- ❖ Resultados de la evolución del sustrato orgánico en la reducción del contenido en sulfatos para ambos tipos de agua. Los análisis se han realizado mediante colorimetría, realizando contrastes en tres laboratorios diferentes y duplicando muestras en cada uno de ellos para estimar la precisión de los datos. El contenido en sulfatos se tomará, en general, como índice de la eficacia del sistema, entendiendo que una reducción de sulfatos se corresponde con una reducción del contenido de la mayoría de los metales presentes.
- ❖ Resultados de la evolución del sustrato orgánico en la reducción del contenido en metales para cada tipo de agua. Los análisis han sido realizados de forma paralela, mediante absorción atómica y colorimetría. Con el primer método citado, han sido analizados aquellos metales cuyos contenidos en el agua resultasen más problemáticos con respecto a los límites de vertido según la Ley de Aguas 29/1985. Se dispone de datos para hierro, aluminio, níquel, zinc, manganeso, cadmio y plomo.



- ❖ También se dispone de resultados de la evolución en el contenido de **cloruros** a lo largo de la experiencia.

3.2.2. SUSTRATOS

Para medir la reducción de metales tras el tratamiento, además de comparar el agua a la entrada y a la salida de las columnas, fue realizado un análisis de los sustratos orgánicos antes de ser introducidos en su interior y una vez finalizada la experiencia.

Para ello, al vaciar cada columna de tratamiento, se tomaron a distintas alturas, 3 muestras de sustrato orgánico de unos 150 g cada una. Estas muestras se dejaron a temperatura ambiente durante 7 días y posteriormente, fueron secadas durante varias horas a una temperatura de unos 50°. Una vez secas, fueron homogeneizadas entre sí las tres muestras correspondientes a cada columna.

A continuación, se les sometió a tamizado, tomando para el posterior análisis unos 5 g de la fracción menor de 100 micras. Esto último fue realizado de forma análoga para el estiércol original que fuera introducido en las columnas al comienzo de la experiencia.

Todas las muestras fueron enviadas a un laboratorio para determinar en cada una los contenidos de 34 elementos mediante ICP (Inductively Coupled Plasma).



3.3. RESULTADOS

3.3.1. ANÁLISIS DE AGUAS

Tras 60 días de funcionamiento, usando estiércol de vaca sin aditivos, y fijados un caudal aproximado de 0,6 ml/min y un tiempo de residencia de unos 3 días, se han obtenido los siguientes resultados (datos en mg/l):

3.3.1.1. REDUCCIÓN DE ACIDEZ

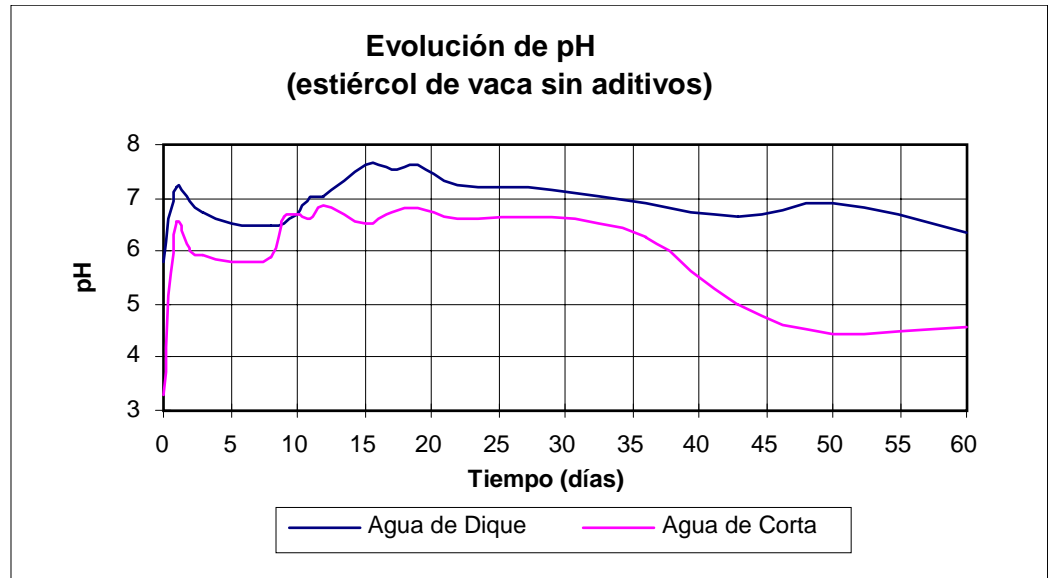
En primer lugar se ha analizado la evolución de la acidez protónica durante la experiencia y se ha podido comprobar que para ambos tipos de agua se alcanza un pH próximo a la neutralidad desde el primer día de tratamiento.

También se ha considerado la *acidez calculada*, expresada como mg/l de CaCO₃, de acuerdo con la fórmula expuesta por Hedin *et al.* en 1993. Los resultados obtenidos revelan una importante reducción de acidez para el caso del agua de corta.

Unos y otros resultados se muestran en las tablas y los gráficos 3.3.1.1.a-b:

EVOLUCIÓN DE pH																
	Día 0	Día 1	Día 2	Día 4	Día 7	Día 9	Día 11	Día 12	Día 16	Día 19	Día 21	Día 28	Día 35	Día 43	Día 48	Día 60
Agua de dique	5,8	7,2	6,6	6,8	6,5	6,6	7,0	7,0	7,7	7,7	7,3	7,2	7,0	6,7	6,9	6,4
Agua de corta	3,3	6,5	6	5,8	5,8	6,8	6,7	6,9	6,5	6,8	6,7	6,8	6,5	5	4,6	4,6

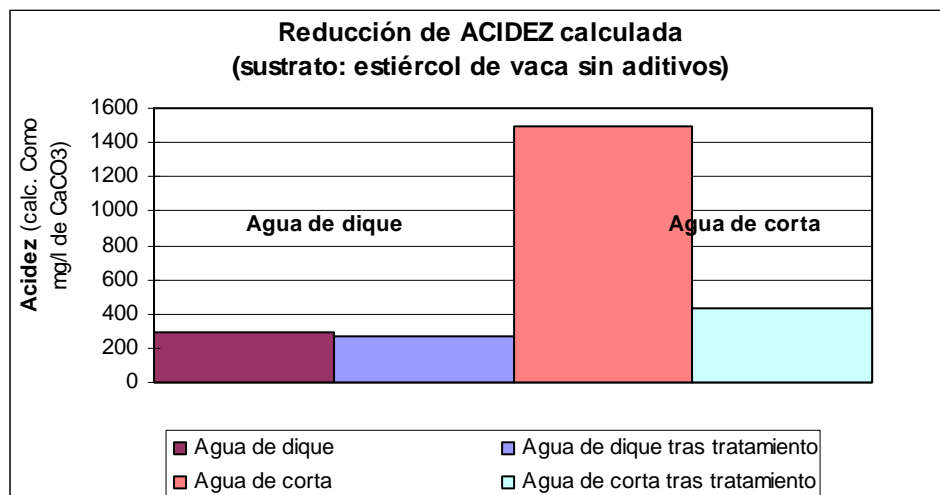
Tabla 3.3.1.1.a: Resultados de pH



Graf. 3.3.1.1.a: Evolución de pH con el tiempo para dos tipos de agua

REDUCCION DE ACIDEZ CALCULADA (mg/l CaCO ₃)			
Agua de dique		Agua de corta	
Inicial	Final	Inicial	Final
297	273	1496	427

Tabla 3.3.1.1.b: Resultados de acidez calculada

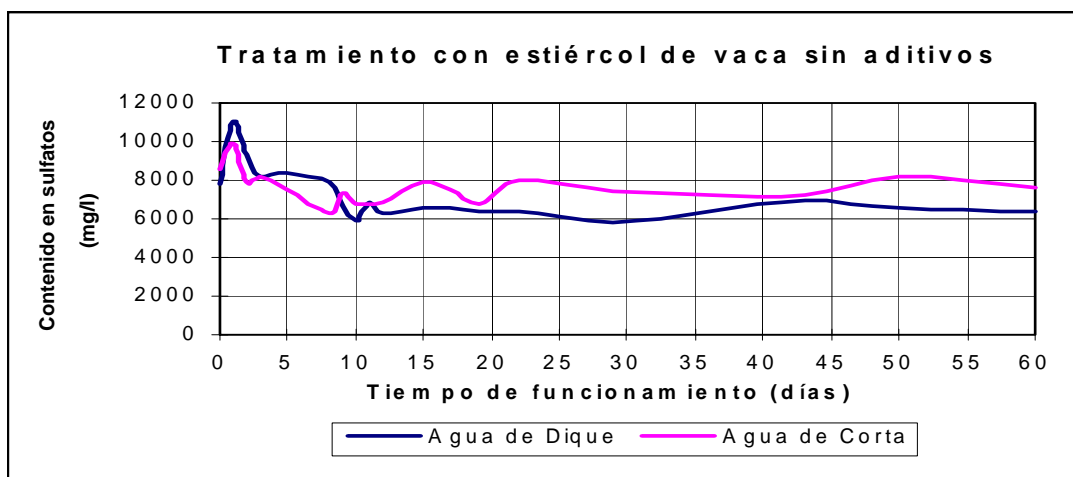


Graf. 3.3.1.1.b: Reducción de acidez calculada en dos tipos de agua



3.3.1.2. REDUCCIÓN DE SULFATOS

La evolución del contenido en sulfatos del agua de salida de las columnas, a lo largo de los dos meses de duración de la experiencia, se resume en la gráfica 3.3.1.2. Los resultados correspondientes se recogen en la tabla 3.3.1.2.



Graf. 3.3.1.2: Evolución del contenido en sulfatos para dos tipos de agua

REDUCCION DE SULFATOS		
	Agua de dique	Agua de corta
Día 0	7800	8600
Día 1	10000	10000
Día 2	9500	8000
Día 4	8400	8200
Día 7	8200	7000
Día 11	7000	7000
Día 16	6600	8000
Día 19	6300	7000
Día 21	6300	8000
Día 28	6000	7600
Día 35	6300	7500
Día 45	7000	7600
Día 50	6500	8100
Día 60	6200	7800
Día 80	6000	

Tabla 3.3.1.2: Resultados correspondientes al contenido en sulfatos de dos tipos de agua de mina

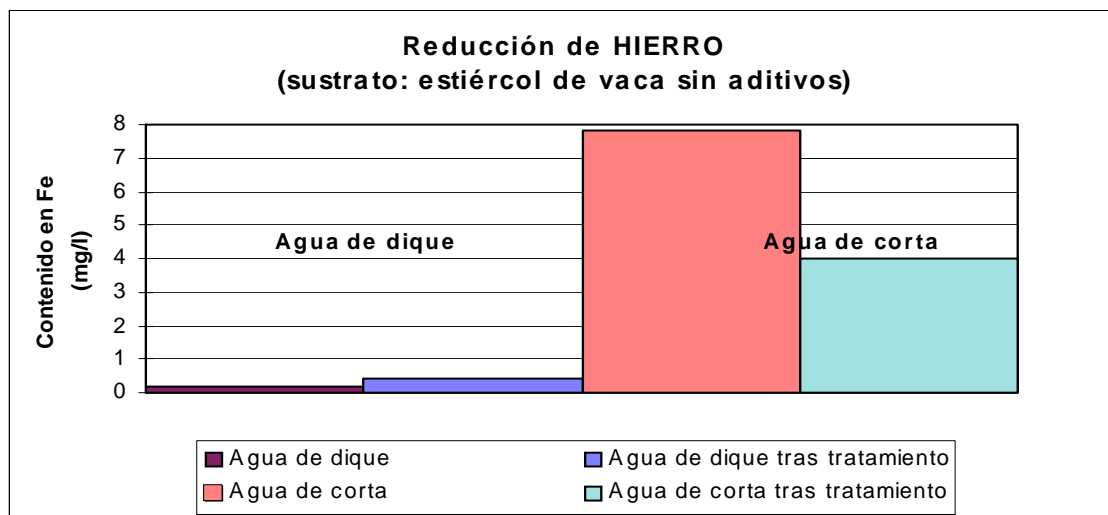


3.3.1.3. REDUCCIÓN DE METALES

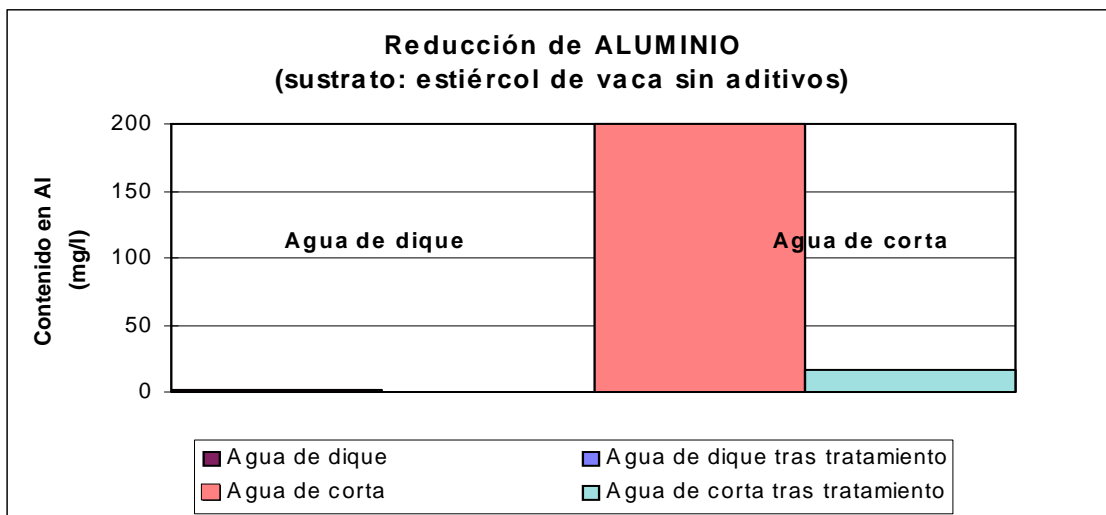
En la tabla 3.3.1.3. se recogen, para cada tipo de agua, las reducciones alcanzadas en Fe, Al, Ni, Zn, Mn, Cd y Pb, a los 60 días de funcionamiento. Estos valores se representan gráficamente a continuación (Graf. 3.3.1.3.a-g)

REDUCCION DE METALES				
	Agua de dique		Agua de corta	
	Inicial	Final	Inicial	Final
HIERRO	0,2	0,4	7,8	4
ALUMINIO	1	0	200	15
NIQUEL	1	0	11	7
ZINC	0,1	0,1	15	0,1
MANGANESO	160	150	190	185
CADMIO	0,2	0,05	0,5	0,15
PLOMO	0,25	0,13	0,35	0,15
CLORUROS	230	250	50	55

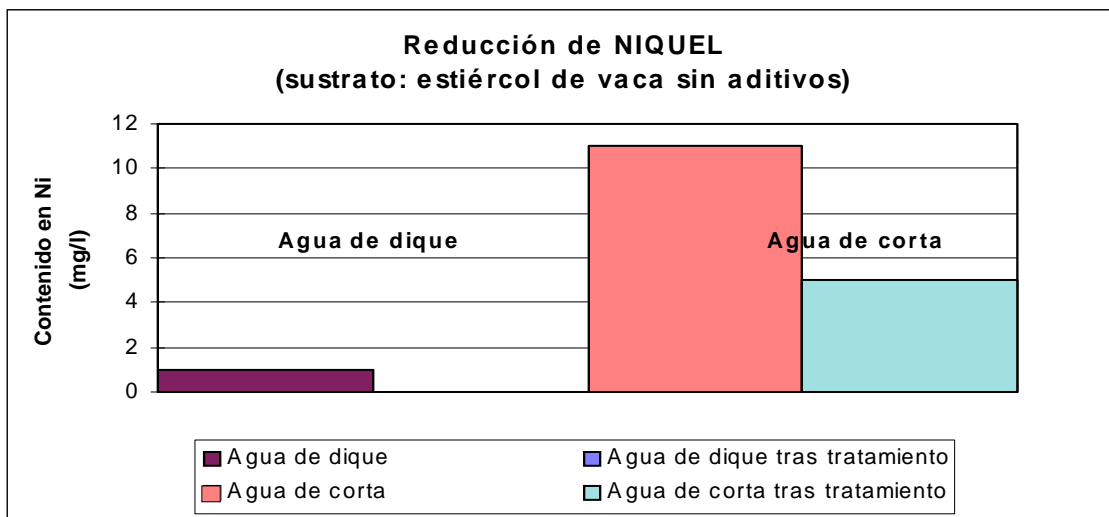
Tabla 3.3.1.3: Resultados correspondientes a contenidos metálicos en ambos tipos de agua



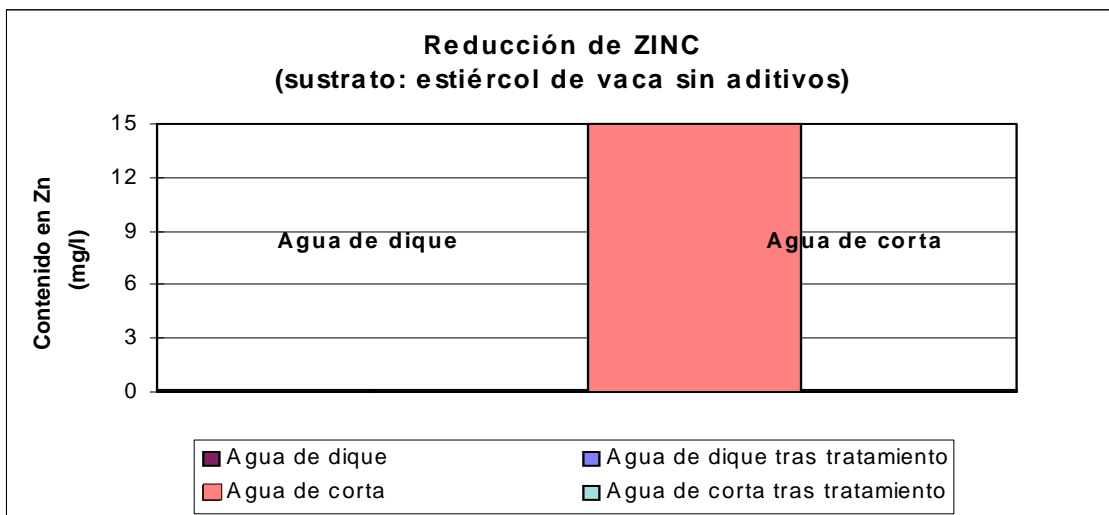
Graf. 3.3.1.3.a: Reducción del contenido en hierro total en ambos tipos de agua de mina



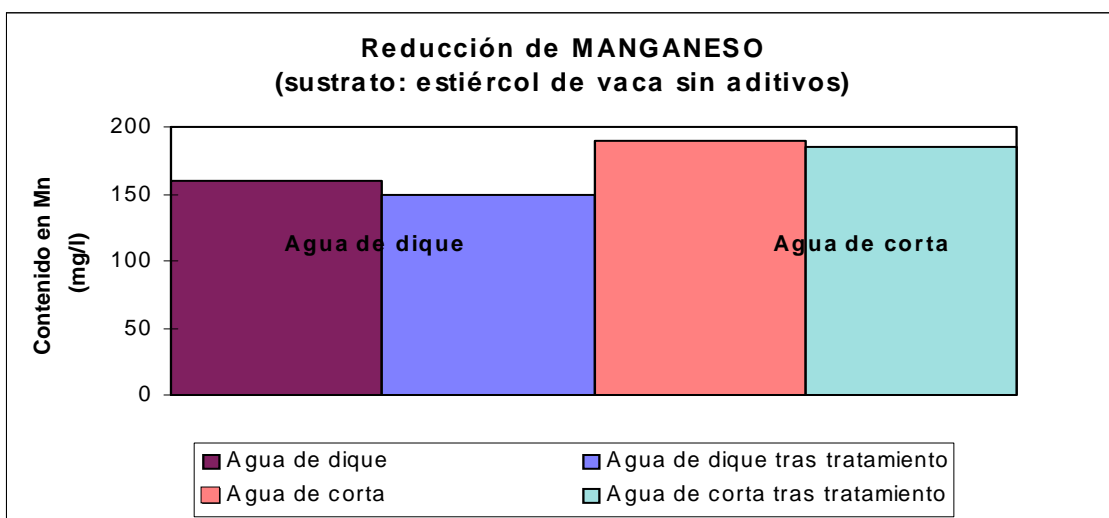
Graf. 3.3.1.3.b: Reducción del contenido en aluminio en ambos tipos de agua de mina



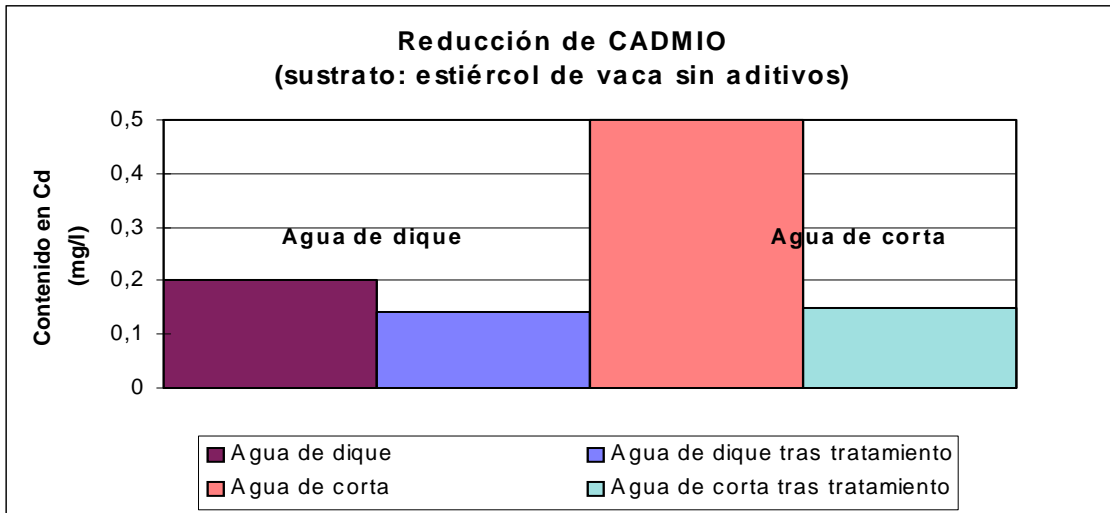
Graf. 3.3.1.3.c: Reducción del contenido en níquel en ambos tipos de agua de mina



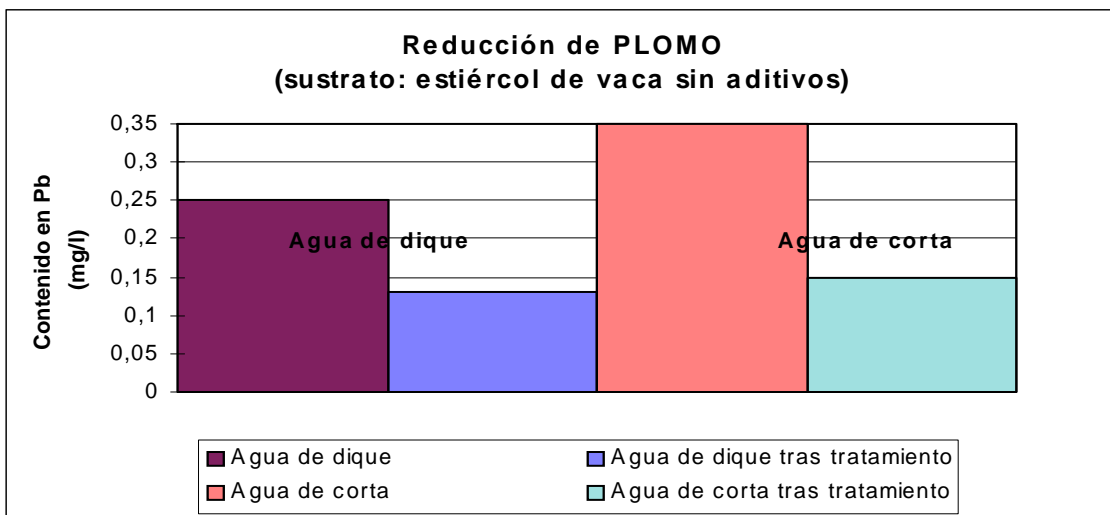
Graf. 3.3.1.3.d: Reducción del contenido en zinc en ambos tipos de agua de mina



Graf. 3.3.1.3.e: Reducción del contenido en manganeso en ambos tipos de agua de mina



Graf. 3.3.1.3.f: Reducción del contenido en cadmio en ambos tipos de agua de mina

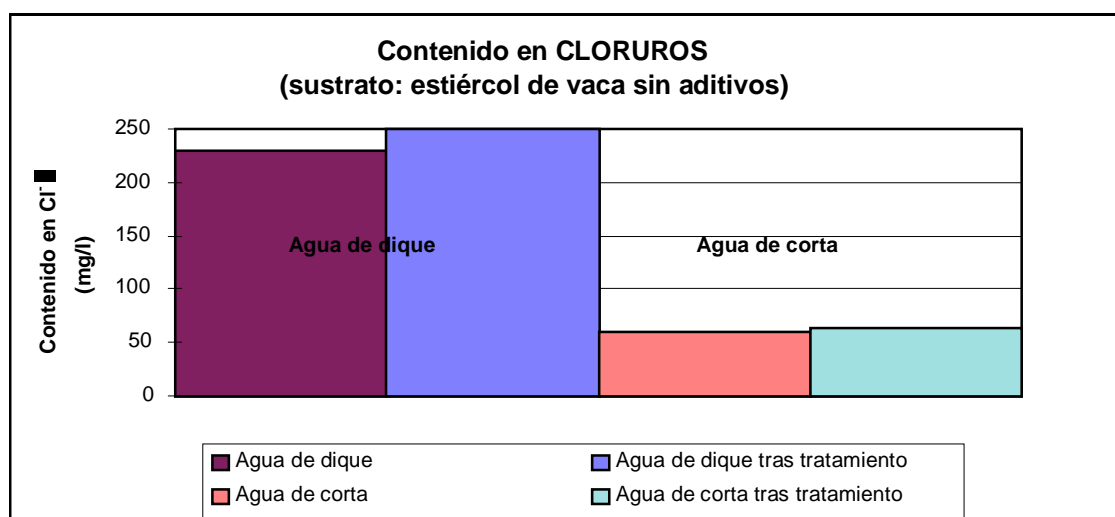


Graf. 3.3.1.3.g: Reducción del contenido en plomo en ambos tipos de agua de mina



3.3.1.4. CONTENIDO EN CLORUROS

Los valores correspondientes al análisis de contenido en cloruros realizados en influente y efluente del sistema de tratamiento, para ambos tipo de agua se muestran en la gráfica 3.3.1.4.



Graf. 3.3.1.4: Contenido en cloruros para ambos tipos de aguas

3.3.2. ANÁLISIS DE SUSTRATOS

Los resultados analíticos de los sustratos orgánicos empleados en esta experiencia, comparados con los valores correspondientes en el sustrato original antes del tratamiento, se recogen en la tabla 3.3.2.



	<i>Ag</i> (ppm)	<i>Al</i> (%)	<i>As</i> (ppm)	<i>Au</i> (ppm)	<i>B</i> (ppm)	<i>Ba</i> (ppm)	<i>Bi</i> (ppm)	<i>Ca</i> (%)
Estiércol de vaca natural	<,3	0,36	9	<2	15	53	<2	2,05
E. de vaca tras tratamiento de agua de dique	<,3	0,32	5	<2	3	36	<2	1,84
% Incremento	-	-11%	-44%	-	-80%	-32%	-	-10%
E. de vaca tras tratamiento de agua de corta	0,4	1,39	30	<2	8	58	<2	0,92
% Incremento	33%	286%	233%	-	-47%	9%	-	-55%

	<i>Cd</i> (ppm)	<i>Co</i> (ppm)	<i>Cr</i> (ppm)	<i>Cu</i> (ppm)	<i>Fe</i> (%)	<i>Hg</i> (ppm)	<i>K</i> (%)	<i>La</i> (ppm)
Estiércol de vaca natural	0,2	3	9	28	0,85	2	1,48	6
E. de vaca tras trat. de agua de dique	0,9	29	9	40	0,71	<1	0,04	6
% Incremento	350%	867%	0%	43%	-16%	-50%	-97%	0%
E. de vaca tras trat. de agua de corta	56,1	167	9	288	0,14	5	0,04	133
% Incremento	27950%	5467%	0%	929%	-84%	150%	-97%	2117%

	<i>Mg</i> (%)	<i>Mn</i> (ppm)	<i>Mo</i> (ppm)	<i>Na</i> (%)	<i>Ni</i> (ppm)	<i>P</i> (%)	<i>Pb</i> (ppm)	<i>Sb</i> (ppm)
Estiércol de vaca natural	0,68	365	2	0,59	19	0,966	16	4
E. de vaca tras trat. de agua de dique	0,67	1571	2	0,01	93	0,205	28	<2
% Incremento	-1%	330%	0%	-98%	389%	-79%	75%	-50%
E. de vaca tras trat. de agua de corta	0,56	1029	<1	0,01	388	0,566	71	33
% Incremento	-18%	182%	-50%	-98%	1942%	-41%	344%	725%

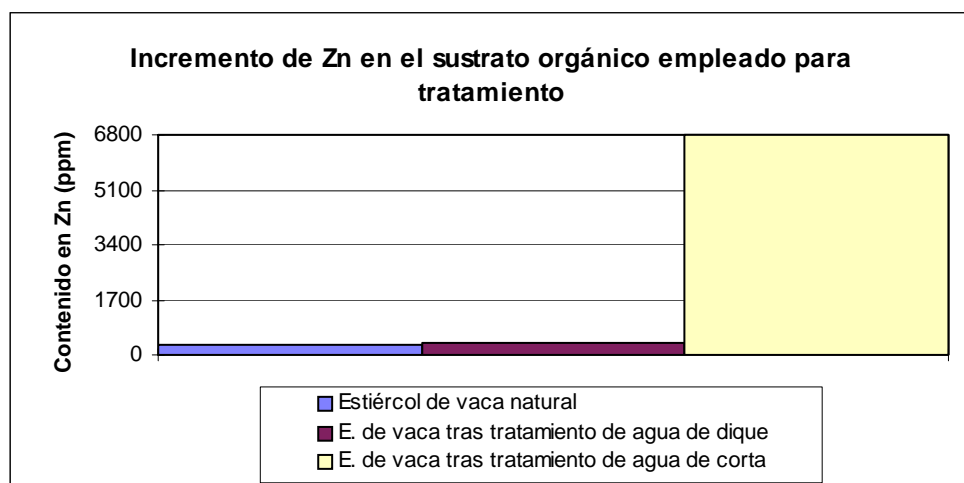
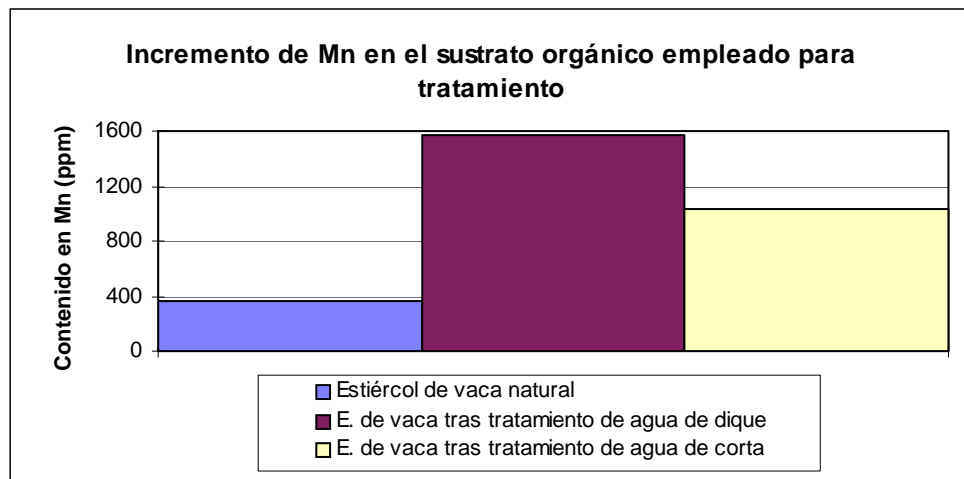
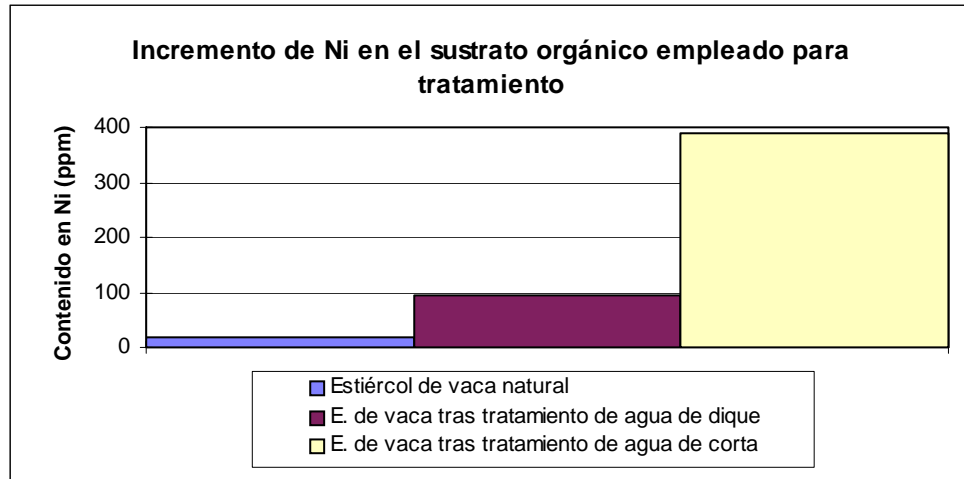


	<i>Sr</i> (ppm)	<i>Th</i> (ppm)	<i>Ti</i> (ppm)	<i>Tl</i> (ppm)	<i>U</i> (ppm)	<i>V</i> (ppm)	<i>W</i> (ppm)	<i>Zn</i> (ppm)
Estiércol de vaca natural	53	2	<,01	<5	6	7	<2	307
E. de vaca tras trat. de agua de dique	69	2	0,01	<5	24	7	<2	369
% Incremento	30%	0%	-	-	300%	0%	-	20%
E. de vaca tras trat. de agua de corta	44	223	<,01	<5	11965	86	<2	6776
% Incremento	-17%	11050%	-	-	199317%	1129%	-	2107%

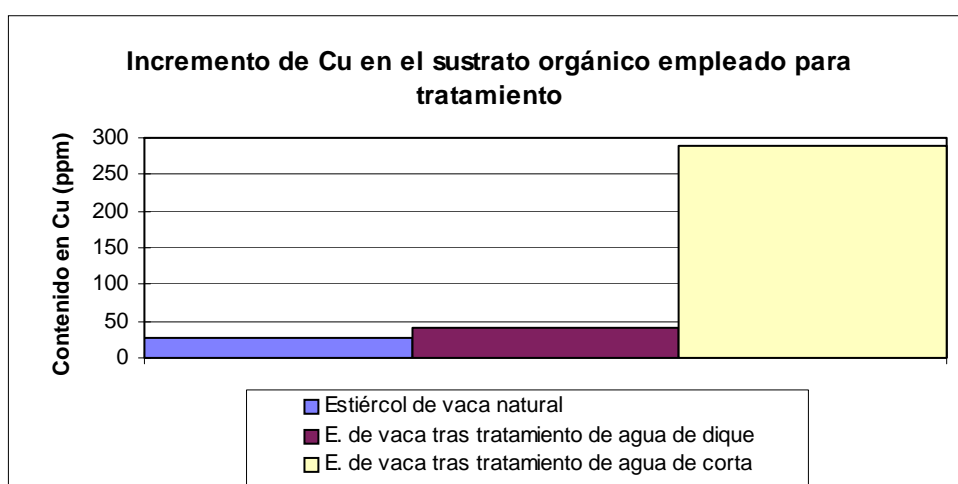
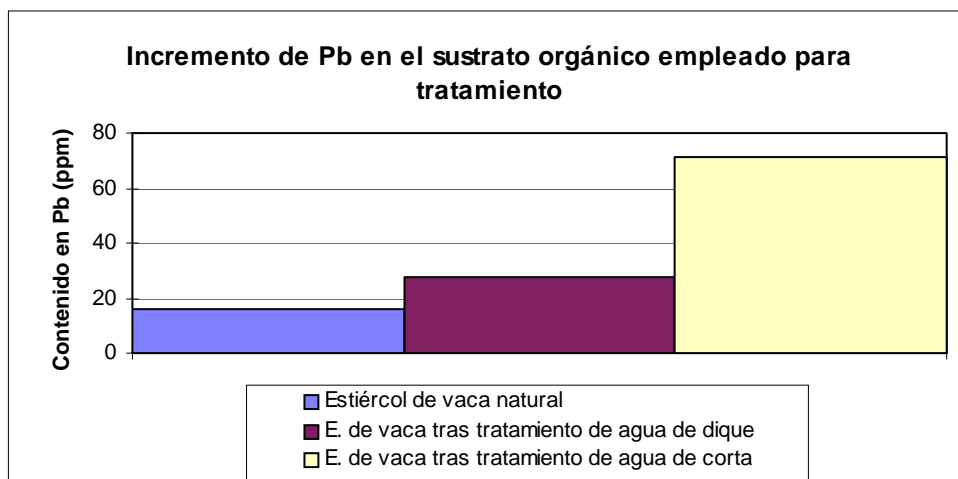
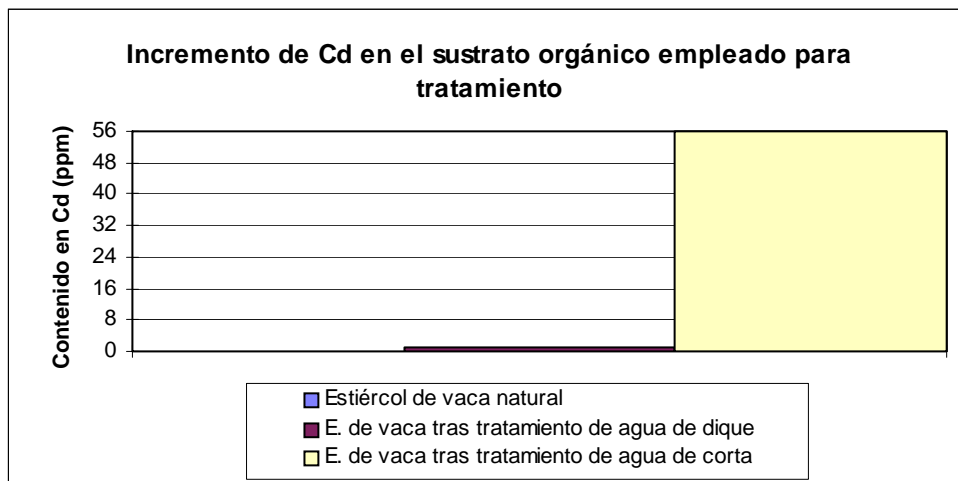
Tabla 3.3.2: Incremento del contenido elemental de los sustratos, tras ser empleados en el tratamiento de las aguas de corta y de dique.

Debe tenerse en cuenta, antes de emitir cualquier juicio comparativo, que para el tratamiento de agua de dique el sustrato estuvo trabajando durante 80 días, frente a los 60 días de tratamiento del agua de corta. No obstante, los resultados analíticos revelan incrementos espectaculares, especialmente en el sustrato de tratamiento de agua de corta, para algunos elementos como U, Th, Cd, Co, La, Zn, V, Ni, etc.

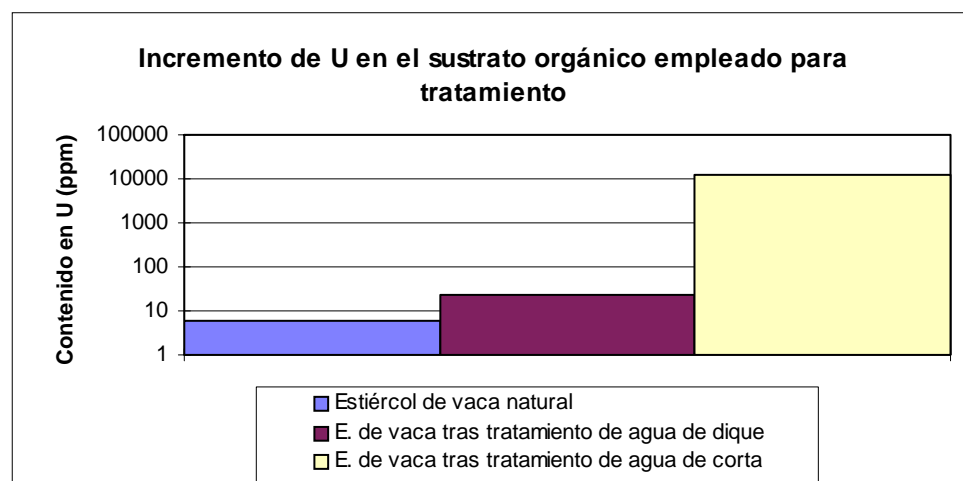
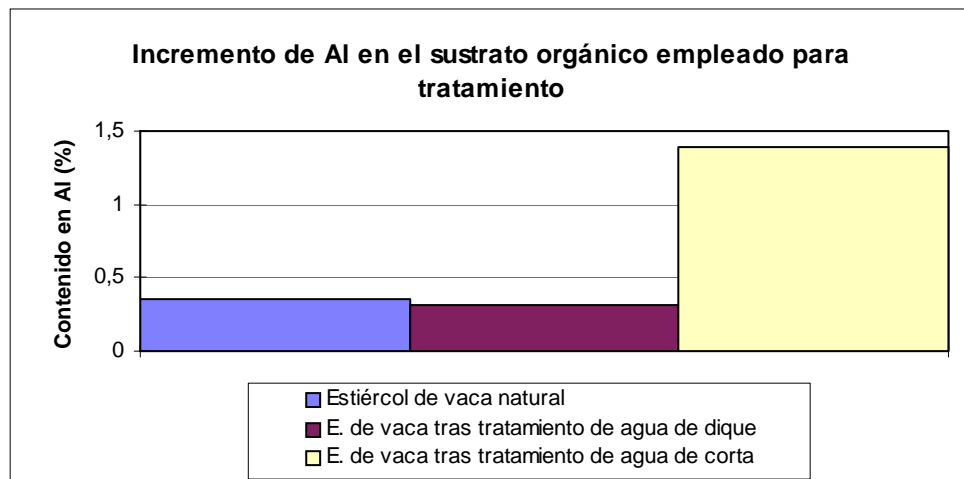
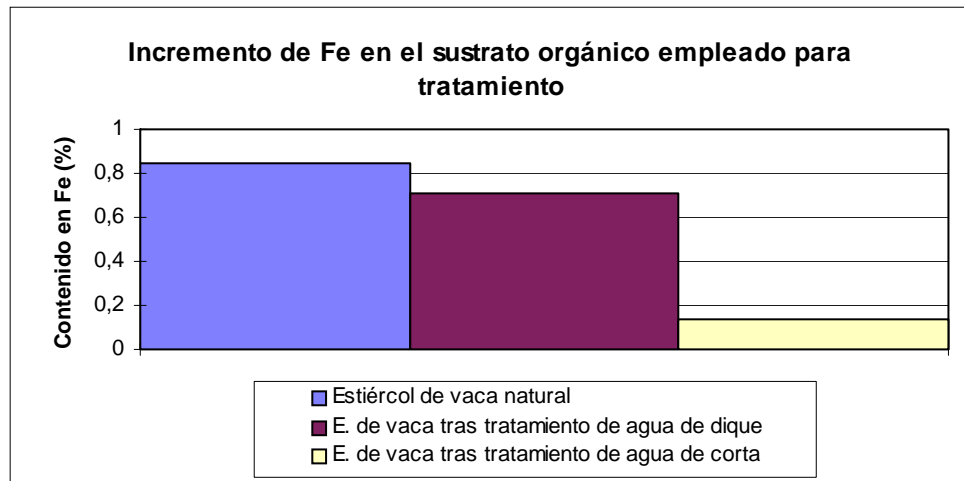
A continuación se muestra gráficamente (gráficas 3.3.2.a-i), y solo para alguno casos que se consideran más importantes, el incremento elemental sufrido por el sustrato orgánico utilizado en esta experiencia.



Grafs. 3.3.2.a, b y c: Incremento del contenido en Ni, Mn y Zn del sustrato orgánico utilizado



Graf. 3.3.2.d, e y f: Incremento del contenido en Cd, Pb y Cu del sustrato orgánico utilizado



Grafs. 3.3.2.g, h e i: Incremento del contenido en Fe, Al y U del sustrato orgánico utilizado



3.4. CONCLUSIONES

Se puede observar un aumento en el contenido de sulfatos durante los 3 ó 4 días iniciales, seguidos de un progresivo descenso hasta alcanzar una estabilización de tipo más o menos asintótico. Esta misma tendencia se reproduce para los contenidos de algunos metales. Ello significa que tras un primer periodo transitorio, la reducción se estabiliza.

Sin embargo, para el caso del agua de corta, se aprecia un progresivo aumento de los contenidos en sulfatos y en varios metales a partir del primer mes de funcionamiento; este fenómeno se corresponde con un descenso de pH y se cree debido a la formación de una costra de óxidos de hierro sobre la caliza de la parte superior de la columna que la hace inoperante. Dicha oxidación pudo observarse cuando fue vaciada la columna al final de la experiencia.

En definitiva, se considera que se ha obtenido, desde los 3 primeros días de tratamiento, una reducción satisfactoria del contenido en sulfatos, Fe, Al, Ni, Zn, Cd y Pb. La reducción de acidez es destacada en el caso del agua de cota.

El análisis de los sustratos ha demostrado que el agua, al atravesarlos, deposita en ellos gran parte de sus contenidos elementales. El incremento experimentado en las concentraciones de algunos elementos es extraordinario, en especial, en el caso del sustrato empleado para tratamiento del agua de corta (quien, a su vez, también posee contenidos elementales superiores al agua de dique).



En el caso del Fe, los contenidos de los sustratos utilizados en la experiencia son inferiores a los del sustrato original. Ello concuerda con que el contenido de este metal en el agua de dique aumenta en un 50% tras atravesar la columna de tratamiento, ya que las condiciones anaerobias no son las más indicadas para reducir el Fe.

No obstante, debe tenerse en cuenta el error relacionado con la variabilidad de las concentraciones elementales en el interior de un sustrato, especialmente cuando éste es orgánico.

El balance de materia (reducción de contenido de metales en el agua frente a su incremento en el sustrato) se mantiene en líneas generales. Sin embargo existen variaciones debidas a múltiples causas como puede ser el error cometido en la estimación de la porosidad, densidad y superficie eficaz del sustrato, así como los posibles errores introducidos en una eventual alteración del caudal, error en la fase de muestreo, etc.

4. Experiencia III
Sustrato orgánico con
acción bacteriana en
columnas anaerobias con
flujo continuo de agua



4. EXPERIENCIA III: *SUSTRATO ORGÁNICO CON ACCIÓN BACTERIANA EN COLUMNAS ANAEROBIAS CON FLUJO CONTÍNUO DE AGUA*

4.1. DESCRIPCIÓN

Este ensayo se realizó empleando seis columnas totalmente idénticas a las de la experiencia anterior. Tres de ellas se dispusieron para el tratamiento de agua de corta, siendo alimentadas mediante otros tantos dosificadores que se añadieron al ya ubicado en el depósito de dicho agua usado en la anterior experiencia. Una distribución totalmente análoga se dispuso para las tres columnas restantes, pero fueron destinadas al tratamiento del agua de dique. (La nomenclatura empleada es: *Columnas Corta-2, Corta-3, Corta-4, Dique-2, Dique-3 y Dique-4*) (Foto 4.1)

El relleno de las columnas fue idéntico al que se empleara en las de la anterior experiencia, salvo que en este caso, el sustrato orgánico fue rociado con cultivos de tres tipos distintos de bacterias. El procedimiento seguido fue el siguiente:

El 14-VII-96, se prepararon los cultivos, usando tres recipientes opacos de un litro de capacidad, en cada uno de los cuales se dispuso:

- acetato,
- glucosa,



-lactato,

para lo cual se llenaron los recipientes hasta un 75% con vinagre, sacarosa y leche respectivamente y luego se rellenaron completamente con agua hasta el 100%. Los recipientes fueron sellados y permanecieron a una temperatura media de unos 20° en condiciones anaerobias hasta la siembra de las columnas 40 días después.

El 23-VIII-96 se realizó la siembra de las columnas ya rellenas con la capa inferior de caliza y la intermedia de estiércol y antes de colocar la membrana geotextil que separaría éste de la capa superior de caliza. En cada columna se vertieron 250 ml. de la solución bacteriológica empleada en cada caso:

- Siembra de acetato en las *Columnas Corta-2* y *Dique-2*
- Siembra de glucosa en las *Columnas Corta-3* y *Dique-3*
- Siembra de lactato en las *Columnas Corta-4* y *Dique-4*

Una vez realizada la siembra y el completo llenado de todas las columnas, éstas fueron inundadas hasta saturación con el tipo de agua correspondiente en cada caso y cerradas. Con esta disposición anaerobia y sin establecer la circulación de agua, se mantuvieron las columnas durante 4 días, para favorecer el cultivo y multiplicación de la colonia bacteriana.

El día 27-VIII-96 se estableció la circulación de agua con un caudal semejante al mantenido en las *Columnas Corta-1* y *Dique-1* desde la anterior experiencia y fueron tomadas las primeras muestras de agua de salida de cada una de las seis columnas.



El **muestreo** fue realizado: diariamente durante los primeros 15 días de experiencia; a partir de entonces, en días alternos hasta cumplirse el primer mes, y luego semanalmente hasta el final de la experiencia. Cada una de las seis experiencias tuvo una duración de 45 días.



Foto 4.1: Disposición de las columnas anaerobias en el laboratorio

4.2. ANÁLISIS

Fueron totalmente análogos a los realizados en la experiencia 2, (tanto para aguas como para sustratos), con el fin de comparar resultados.



El objetivo de estas dos últimas experiencias es analizar la eficacia del sistema como tratamiento del agua ácida de mina. El hecho de que todas las condiciones sean idénticas para las 8 columnas, permite comparar totalmente sus resultados y discernir la mayor o menor influencia de cada tipo de bacteria empleado en la eficacia del tratamiento. Puesto que podrían analizarse estas experiencias como dos ensayos análogos realizados en paralelo para el agua de corta y para la de dique, será posible una “comprobación” de resultados, los cuales, deberían corresponderse en cierto modo para las parejas de columnas: *Corta-1* y *Dique-1*, *Corta-2* y *Dique-2*, etc.

4.3. RESULTADOS

4.3.1. ANÁLISIS DE AGUAS

Tras 45 días de funcionamiento, usando estiércol de vaca sin aditivos, y fijados un caudal aproximado de 0,6 ml/min y un tiempo de residencia de unos 3 días, se han obtenido los resultados de reducción de pH, acidez calculada (expresada como mg/l de CaCO₃), sulfatos y metales. Todos ellos se muestran en las tablas 4.3.1.a-d (datos en mg/l).



REDUCCION DE ACIDEZ (pH)											
Agua de dique											
	Día 0	Día 1	Día 2	Día 4	Día 7	Día 11	Día 16	Día 21	Día 28	Día 35	Día 45
Estiércol de vaca + acetato	5,8	6,2	5,6	5,4	7,0	6,8	7,5	7,0	6,8	7,4	7,0
Estiércol de vaca + glucosa	5,8	4,1	4,7	5,4	7,0	6,0	7,2	6,6	6,3	7,4	7,0
Estiércol de vaca + lactato	5,8	5,8	5,9	5,8	6,4	6,5	7,2	6,6	6,7	6,9	7,0
Agua de corta											
	Día 0	Día 1	Día 2	Día 4	Día 7	Día 11	Día 16	Día 21	Día 28	Día 35	Día 45
Estiércol de vaca + acetato	3,3	6,0	6,9	5,8	7,1	6,3	7,2	7,6	5,8	4,5	6,0
Estiércol de vaca + glucosa	3,3	4,3	4,6	5,8	5,8	6,9	7,0	6,2	6,1	6,8	5,7
Estiércol de vaca + lactato	3,3	6,6	6,5	5,9	6,8	6,3	7,1	6,8	6,8	7,0	6,7

Tabla 4.3.1.a: Resultados de las medidas de pH para ambos tipos de aguas

REDUCCION DE ACIDEZ CALCULADA (mg/l CaCO3)				
	Agua de dique		Agua de corta	
	Inicial	Final	Inicial	Final
Estiércol de vaca + acetato	297	261	1496	331
Estiércol de vaca + glucosa	297	293	1496	337
Estiércol de vaca + lactato	297	183	1496	274

Tabla 4.3.1.b: Resultados correspondientes a la acidez calculada para ambos tipos de aguas

REDUCCION DE SULFATOS											
Agua de dique											
	Día 0	Día 1	Día 2	Día 4	Día 7	Día 11	Día 16	Día 21	Día 28	Día 35	Día 45
Estiércol de vaca + acetato	7800	8800	8800	6600	7600	6800	7000	6800	6800	5600	6600
Estiércol de vaca + glucosa	7800	8000	7200	6000	7000	7200	7200	7400	6800	6800	7200
Estiércol de vaca + lactato	7800	8400	9200	9400	8000	7400	7000	6600	6600	5800	6400
Agua de corta											
	Día 0	Día 1	Día 2	Día 4	Día 7	Día 11	Día 16	Día 21	Día 28	Día 35	Día 45
Estiércol de vaca + acetato	8600	9600	9600	9000	8200	8000	8200	8400	8200	8200	7200
Estiércol de vaca + glucosa	8600	8400	8600	620	8800	7400	8000	8000	8200	6800	6600
Estiércol de vaca + lactato	8600	8800	10000	8600	8800	7200	7800	7400	7200	7600	7200

Tabla 4.3.1.c: Resultados correspondientes al contenido en sulfatos para ambos tipos de aguas



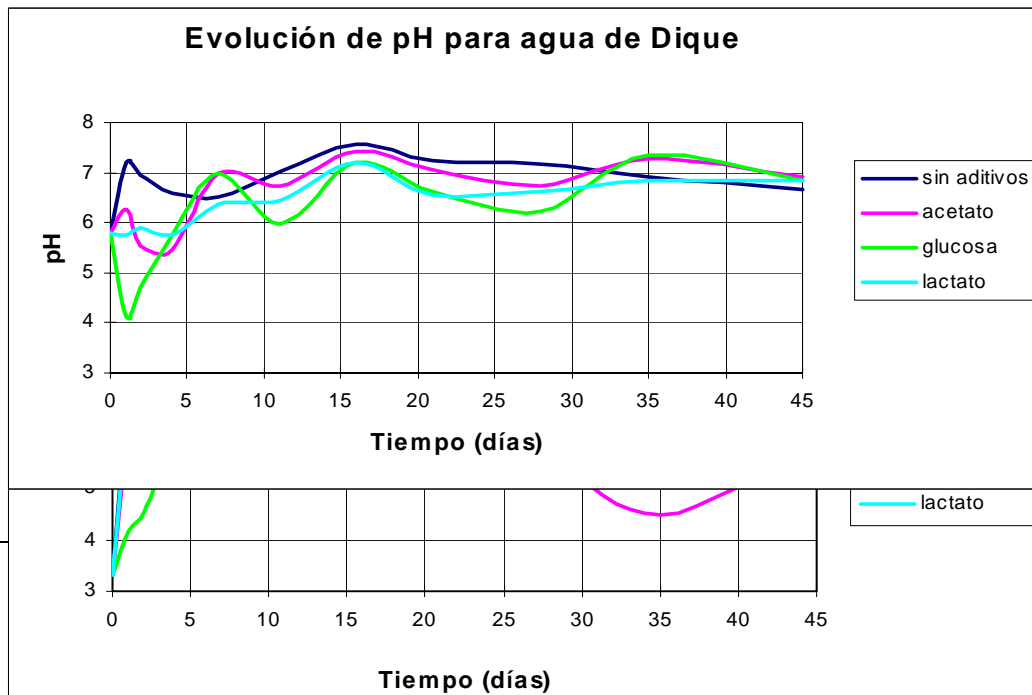
REDUCCION DE METALES												
Agua de dique												
	Fe		Al		Ni		Zn		Mn		Cd	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Estiércol de vaca + acetato	0,2	0,3	1	1	1	0	0,1	0,095	160	140	0,2	0,1
Estiércol de vaca + glucosa	0,2	1	1	0	1	0,05	0,1	0	160	160	0,2	0,1
Estiércol de vaca + lactato	0,2	0,38	1	0	1	0,5	0,1	0,090	160	100	0,2	0,1
Agua de corta												
	Fe		Al		Ni		Zn		Mn		Cd	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Estiércol de vaca + acetato	7,8	2	200	0	11	4	15	0,25	190	180	0,5	0,10
Estiércol de vaca + glucosa	7,8	1,4	200	3	11	5	15	1	190	175	0,5	0,11
Estiércol de vaca + lactato	7,8	0,8	200	0	11	0,5	15	0	190	150	0,5	0,05

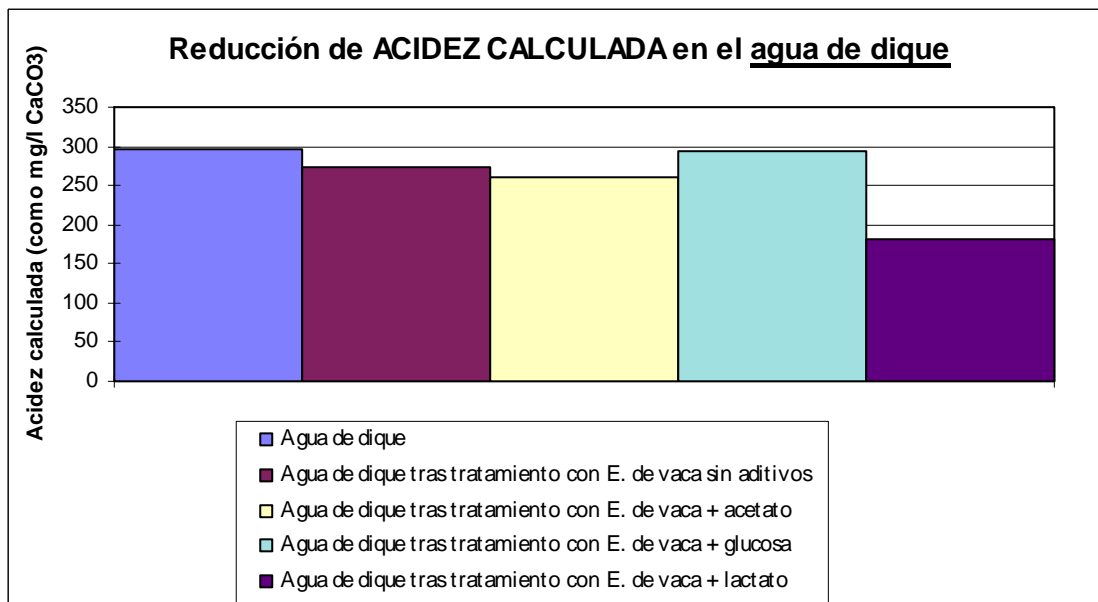
Tabla 4.3.1.d: Resultados correspondientes al contenido en varios metales para ambos tipos de aguas

4.3.1.1. REDUCCIÓN DE ACIDEZ

En este capítulo se han tenido en cuenta tanto la acidez protónica (pH) como aquella calculada y expresada como mg/l de CaCO₃, que se obtiene considerando además los contenidos metálicos del agua. Los resultados obtenidos para cada tipo de agua se muestran en las gráficas 4.3.1.1.c y d, respectivamente.

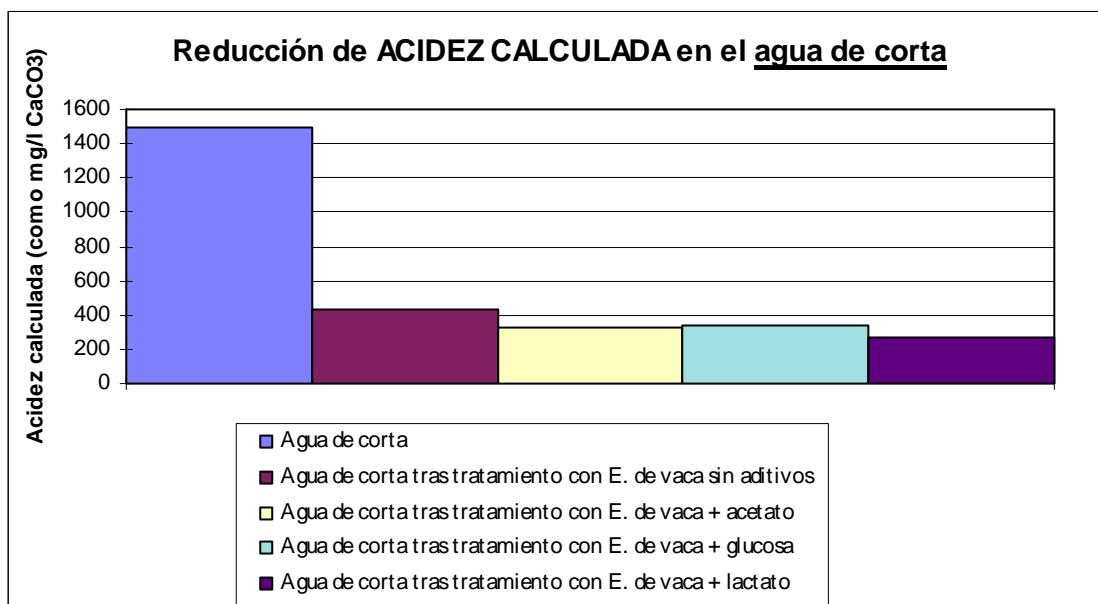
En las siguientes gráficas (grafs. 4.3.1.1.a–b) se compara la evolución del pH del agua de salida de las columnas de esta experiencia y de la anterior, durante sus primeros 45 días de duración y para ambos tipos de agua.





Graf. 4.3.1.1.a y b: Evolución del pH en ambos tipos de agua en función del tiempo y el tipo de tratamiento

Graf. 4.3.1.1.c: Resultados correspondientes a la acidez calculada en agua de dique

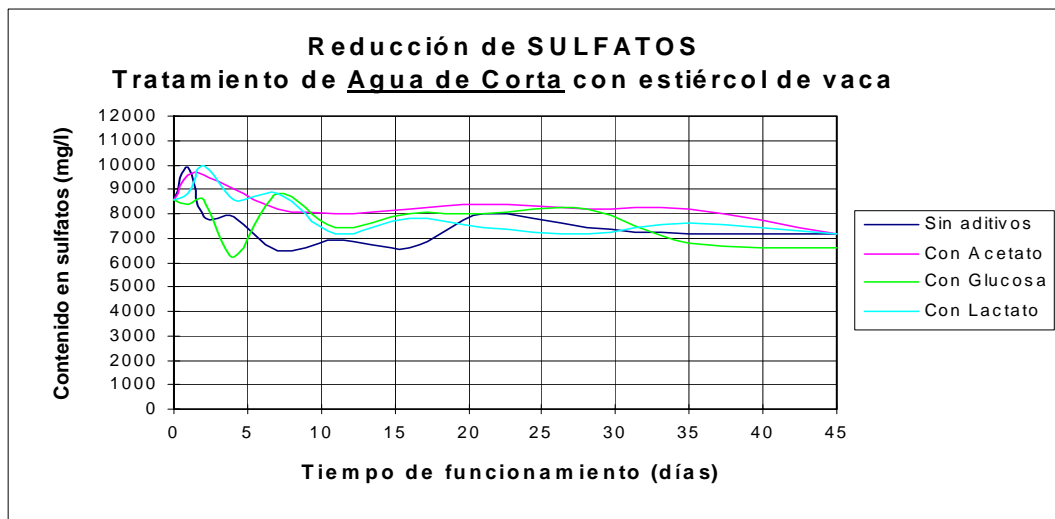
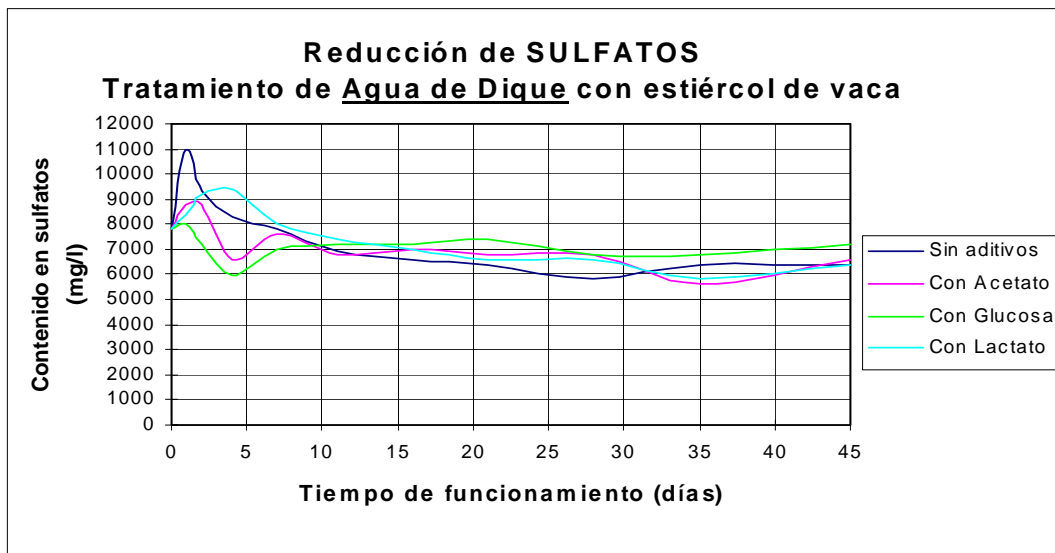


Graf. 4.3.1.1.d: Resultados correspondientes a la acidez calculada en agua de corta



4.3.1.2. REDUCCIÓN DE SULFATOS

A partir de los resultados expuestos anteriormente, se han confeccionado las siguientes gráficas que muestran la evolución del contenido en sulfatos para ambas aguas durante la duración de la experiencia.

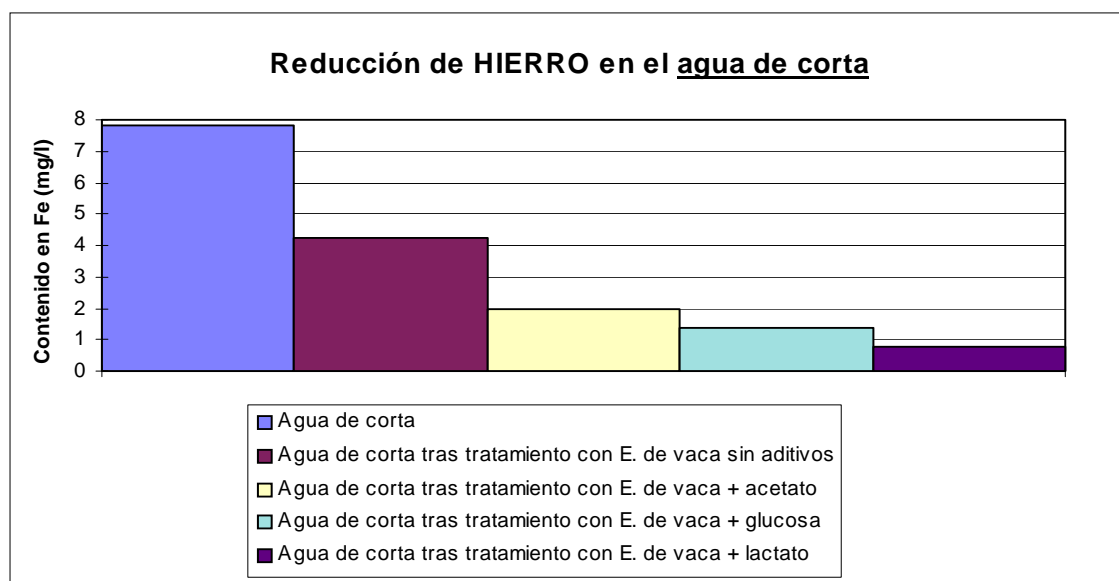
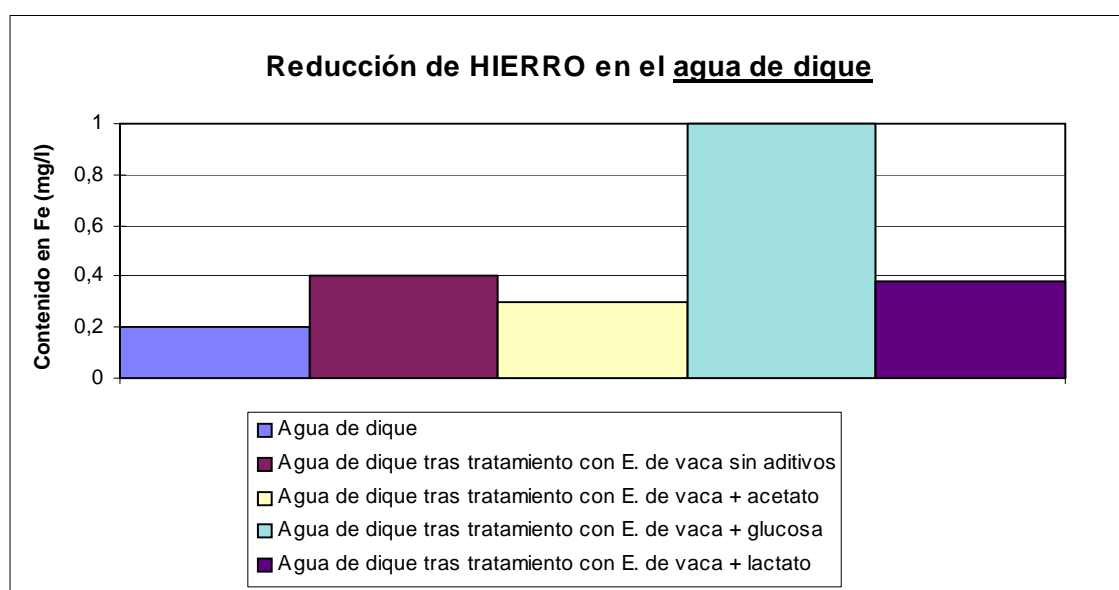


Grafs. 4.3.1.2.a y b: Evolución del contenido en sulfatos para ambos tipos de agua en función del tiempo y el tipo de tratamiento

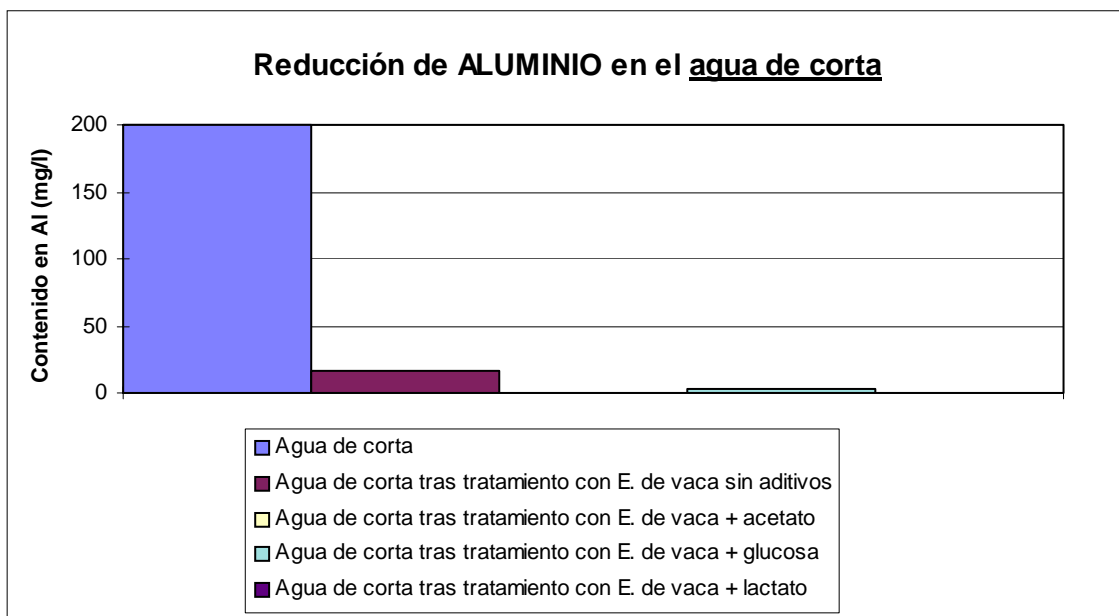
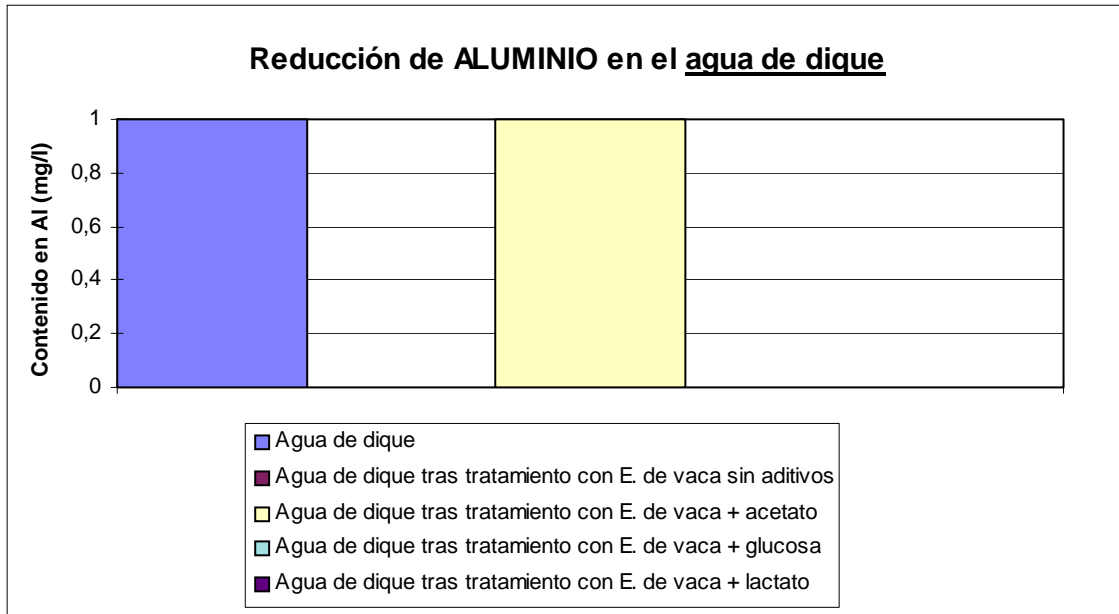


4.3.1.3. REDUCCIÓN DE METALES

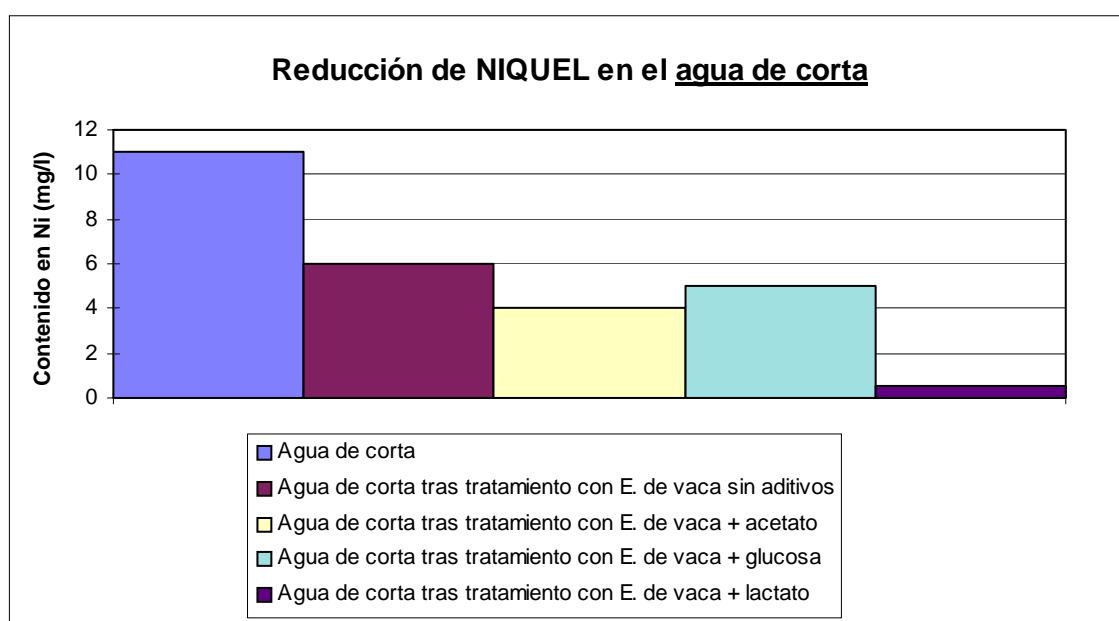
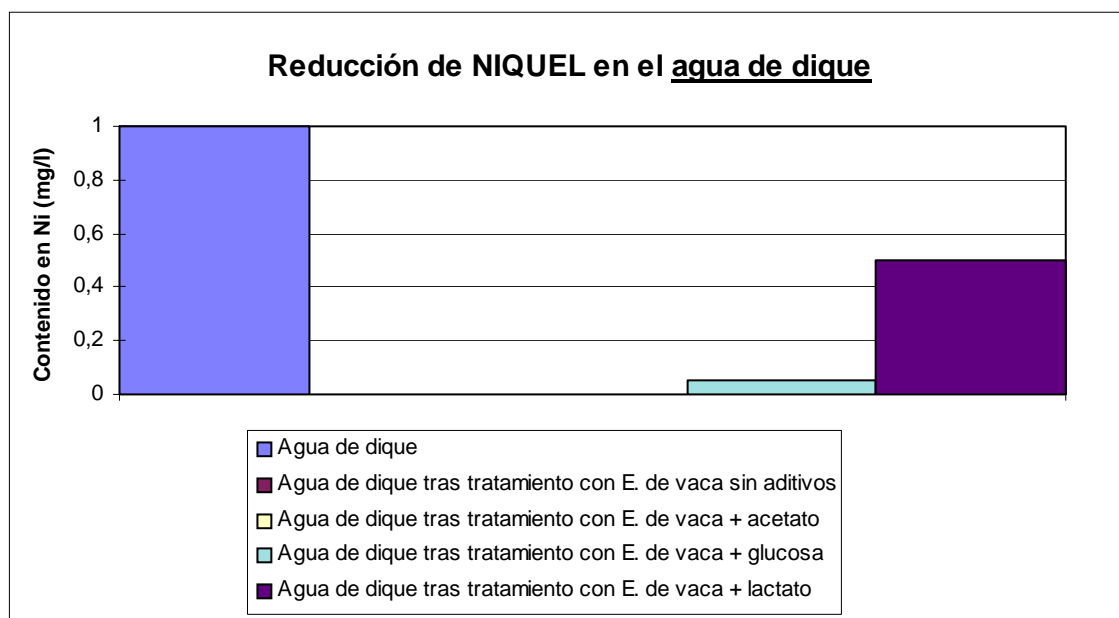
Se presentan para ambos tipos de agua, y de acuerdo con la tabla de datos ya mostrada (tabla 4.3.1.d), las gráficas correspondientes a las reducciones de los contenidos en Fe, Al, Ni, Zn, Mn y Cd, a los 45 días de tratamiento (grafs. 4.3.1.3.a-l) .



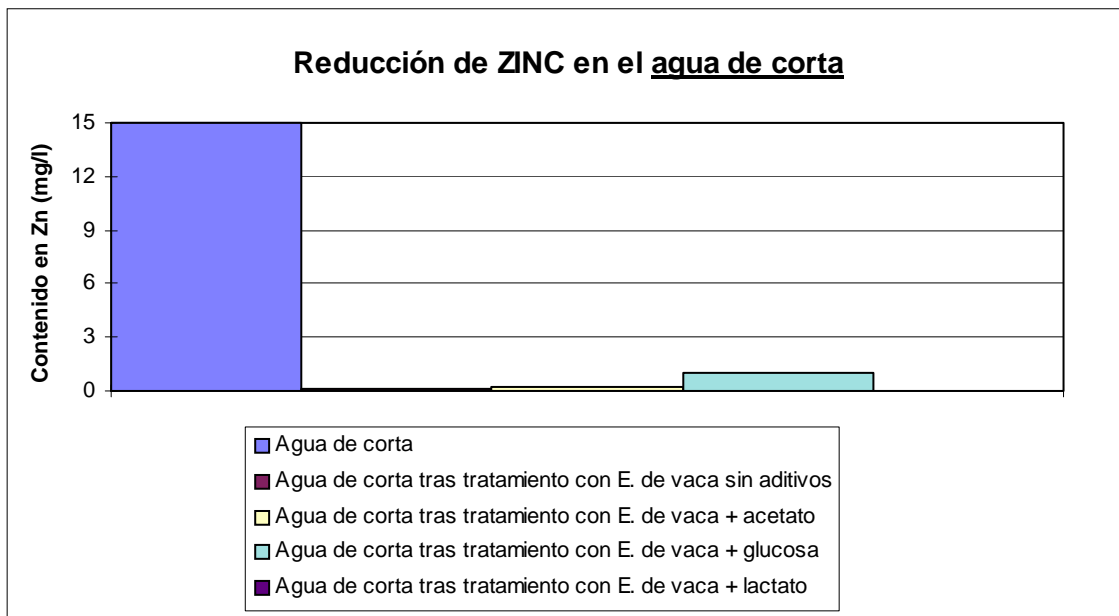
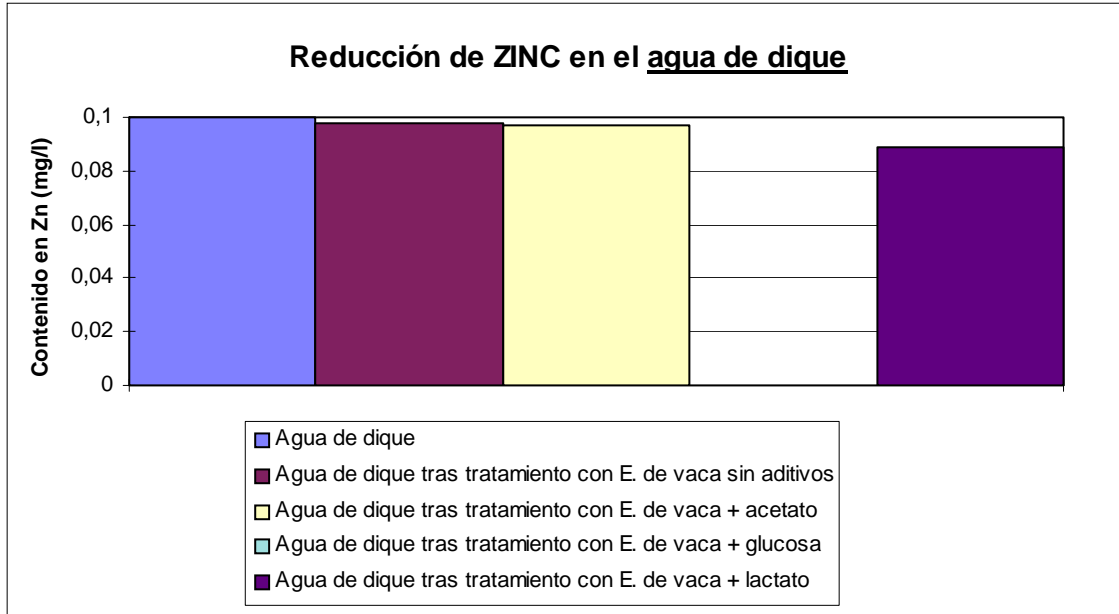
Grafs. 4.3.1.3.a y b: Resultados correspondientes al contenido en hierro de ambos tipos de agua



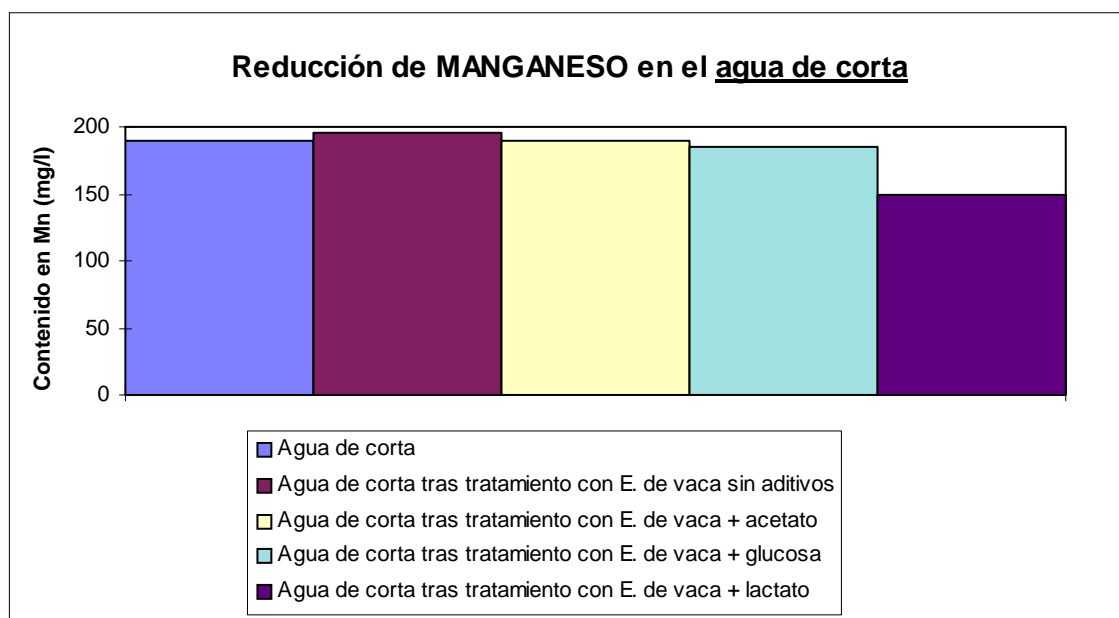
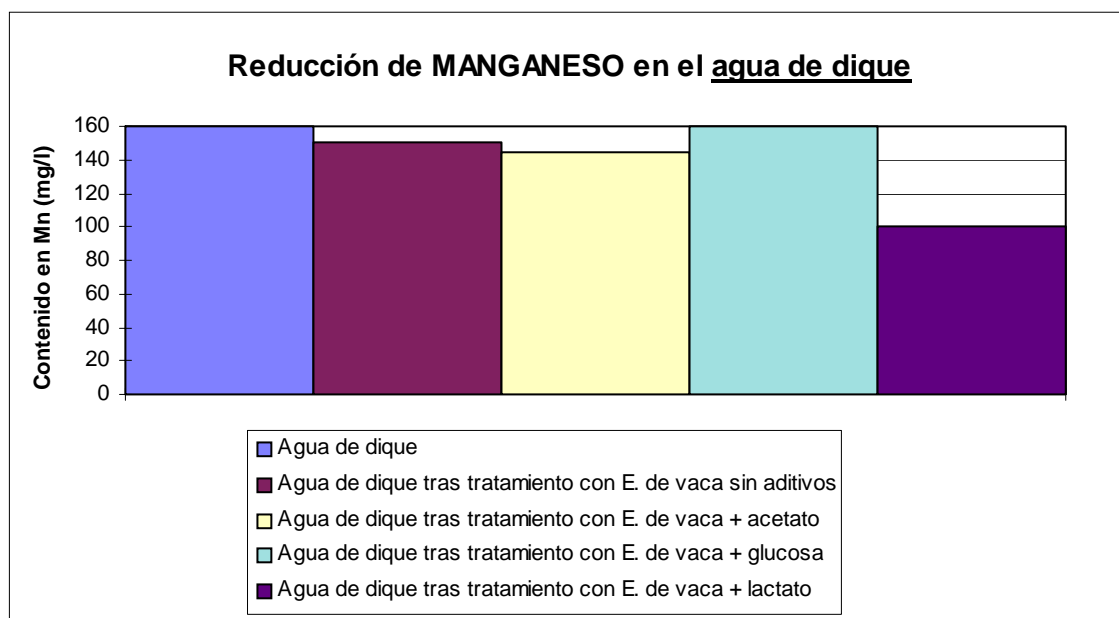
Grafs. 4.3.1.3.c y d: Resultados correspondientes al contenido en aluminio de ambos tipos de agua



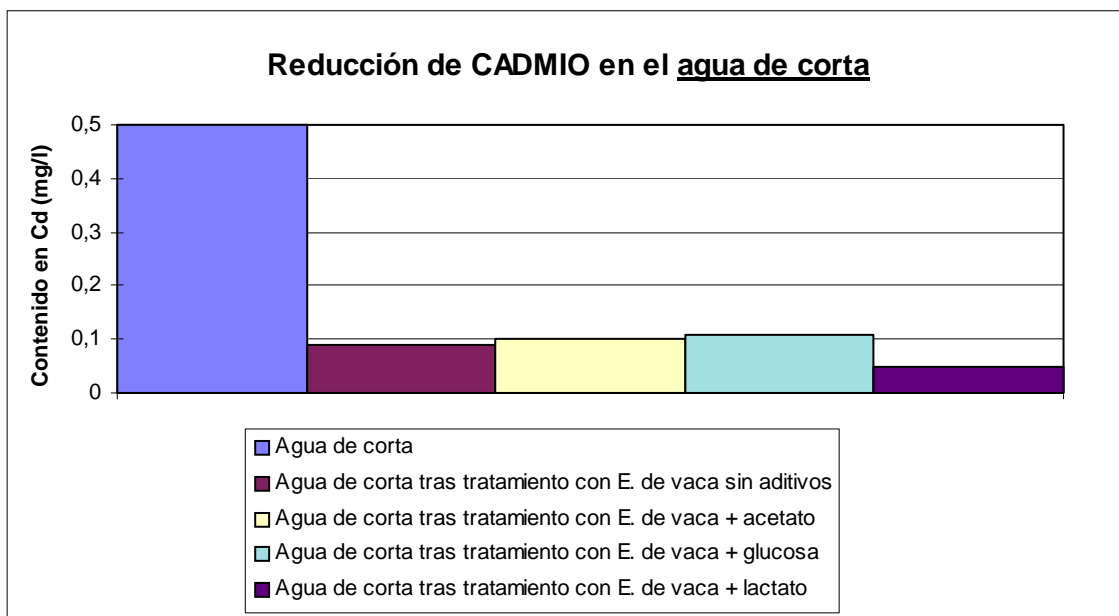
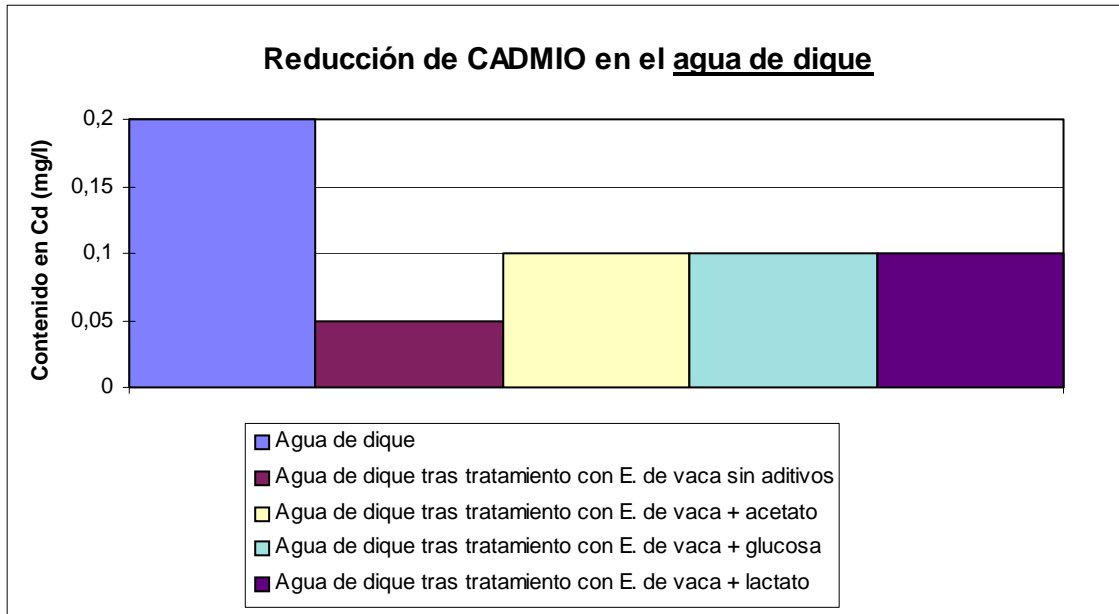
Grafs. 4.3.1.3.e y f: Resultados correspondientes al contenido en níquel de ambos tipos de agua



Grafs. 4.3.1.3.g y h: Resultados correspondientes al contenido en zinc de ambos tipos de agua



Grafs. 4.3.1.3.i y j: Resultados correspondientes al contenido en manganeso de ambos tipos de agua



Grafs. 4.3.1.3.k y l: Resultados correspondientes al contenido en cadmio de ambos tipos de agua



4.3.2. ANÁLISIS DE SUSTRATOS

Los resultados analíticos de los sustratos utilizados en esta experiencia, comparados con los contenidos del sustrato original, se recogen en la tabla 4.3.2.

	Ag	Al	As	Au	B	Ba	Bi	Ca
AGUA DE DIQUE	(ppm)	(%)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(%)
Estiércol de vaca natural	<0,3	0,36	9	<2	15	53	<2	2,05
E. de vaca+acetato tras tratamiento	<0,3	0,33	7	<2	5	72	<2	2,33
% Incremento	-	-8%	-22%	-	-67%	36%	-	14%
E. de vaca+glucosa tras tratamiento	<0,3	0,28	5	<2	6	47	<2	1,14
% Incremento	-	-22%	-44%	-	-60%	-11%	-	-44%
E. de vaca+lactato tras tratamiento	0,3	0,39	9	<2	6	85	<2	2,23
% Incremento	-	8%	0%	-	-60%	60%	-	9%
AGUA DE CORTA	(ppm)	(%)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(%)
Estiércol de vaca natural	<0,3	0,36	9	<2	15	53	<2	2,05
E. de vaca+acetato tras tratamiento	<0,3	1,3	16	<2	7	73	<2	1,7
% Incremento	-	261%	78%	-	-53%	38%	-	-17%
E. de vaca+glucosa tras tratamiento	<,3	1,11	15	<2	9	68	<2	1,68
% Incremento	-	208%	67%	-	-40%	28%	-	-18%
E. de vaca+lactato tras tratamiento	<0,3	1,32	17	<2	8	64	5	2,98
% Incremento	-	267%	89%	-	-47%	21%	-	45%



	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	K	La
AGUA DE DIQUE	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(%)	(ppm)	(%)	(ppm)
Estiércol de vaca natural	0,2	3	9	28	0,85	2	1,48	6
E. de vaca+acetato tras tratamiento	1,9	24	8	57	0,56	<1	0,06	24
% Incremento	850%	700%	-11%	104%	-34%	-	-96%	300%
E. de vaca+glucosa tras tratamiento	1,4	37	8	55	0,41	<1	0,04	16
% Incremento	600%	1133%	-11%	96%	-52%	-	-97%	167%
E. de vaca+lactato tras tratamiento	1,4	41	9	48	0,59	<1	0,05	22
% Incremento	600%	1267%	0%	71%	-31%	-	-97%	267%
AGUA DE CORTA	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(%)	(ppm)	(%)	(ppm)
Estiércol de vaca natural	0,2	3	9	28	0,85	2	1,48	6
E. de vaca+acetato tras tratamiento	27,4	178	7	187	0,33	<1	0,03	222
% Incremento	13600%	5833%	-22%	568%	-61%	-	-98%	3600%
E. de vaca+glucosa tras tratamiento	28,1	51	7	115	0,31	<1	0,03	145
% Incremento	13950%	1600%	-22%	311%	-64%	-	-98%	2317%
E. de vaca+lactato tras tratamiento	20,7	269	7	185	0,36	<1	0,03	407
% Incremento	10250%	8867%	-22%	561%	-58%	-	-98%	6683%

	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	P	Pb	Sb
AGUA DE DIQUE	(%)	(ppm)	(ppm)	(%)	(ppm)	(%)	(ppm)	(ppm)
Estiércol de vaca natural	0,68	365	2	0,59	19	0,966	16	4
E. de vaca+acetato tras tratamiento	0,82	2428	2	0,03	57	0,37	22	2
% Incremento	21%	565%	0%	-95%	200%	-62%	38%	-50%
E. de vaca+glucosa tras tratamiento	0,85	1986	2	0,03	142	0,249	29	3
% Incremento	25%	444%	0%	-95%	647%	-74%	81%	-25%
E. de vaca+lactato tras tratamiento	0,69	2005	2	0,02	133	0,342	30	<2
% Incremento	1%	449%	0%	-97%	600%	-65%	88%	-
AGUA DE CORTA	(%)	(ppm)	(ppm)	(%)	(ppm)	(%)	(ppm)	(ppm)
Estiércol de vaca natural	0,68	365	2	0,59	19	0,966	16	4
E. de vaca+acetato tras tratamiento	0,58	1140	<1	0,01	549	0,557	35	18
% Incremento	-15%	212%	-	-98%	2789%	-42%	119%	350%
E. de vaca+glucosa tras tratamiento	0,6	1036	<1	0,02	178	0,51	38	15
% Incremento	-12%	184%	-	-97%	837%	-47%	138%	275%
E. de vaca+lactato tras tratamiento	0,69	1625	<1	0,02	685	0,57	36	14
% Incremento	1%	345%	-	-97%	3505%	-41%	125%	250%

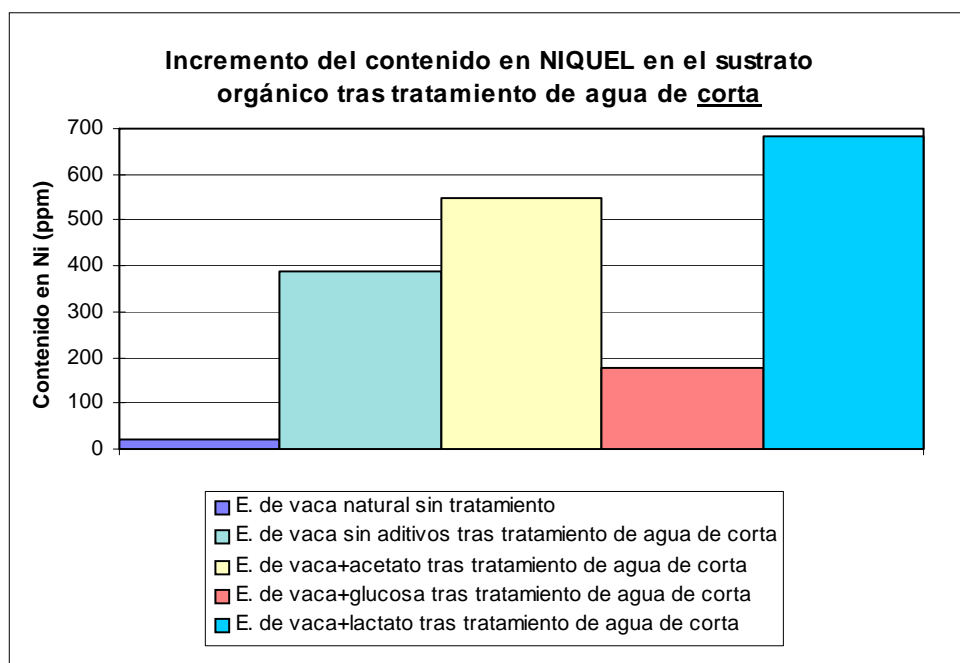
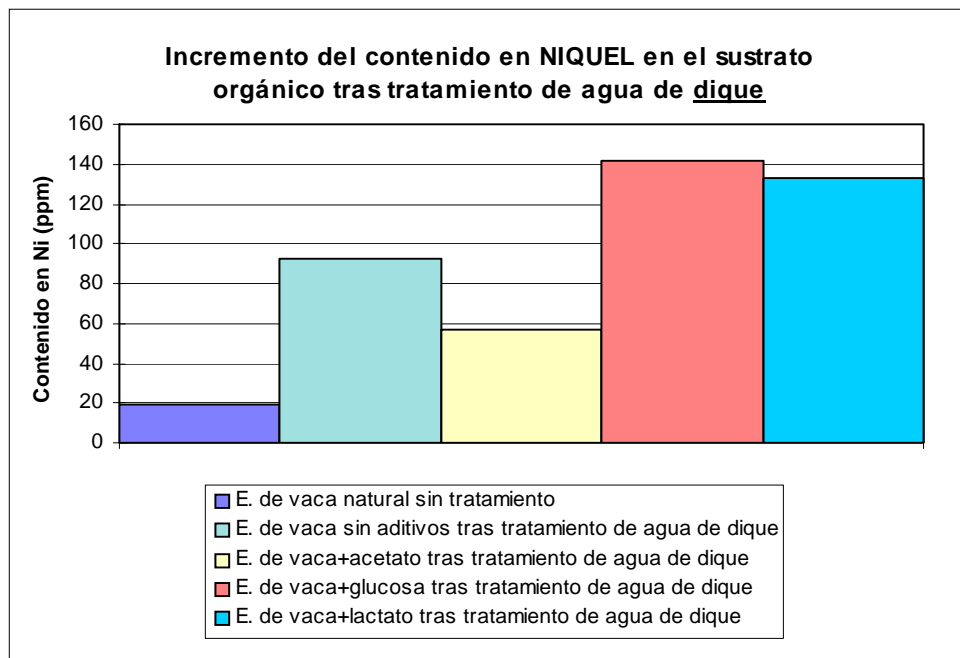


	Sr	Th	Ti	Tl	U	V	W	Zn
	(ppm)	(ppm)	(%)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)
AGUA DE DIQUE								
Estiércol de vaca natural	53	2	<,01	<5	6	7	<2	307
E. de vaca+acetato tras tratamiento	102	8	<,01	<5	243	9	<2	559
% Incremento	92%	300%	-	-	3950%	29%	-	82%
E. de vaca+glucosa tras tratamiento	52	4	<,01	<5	162	7	<2	233
% Incremento	-2%	100%	-	-	2600%	0%	-	-24%
E. de vaca+lactato tras tratamiento	94	6	<,01	<5	217	9	<2	469
% Incremento	77%	200%	-	-	3517%	29%	-	53%
AGUA DE CORTA								
Estiércol de vaca natural	53	2	<,01	<5	6	7	<2	307
E. de vaca+acetato tras tratamiento	68	117	<,01	<5	5931	46	<2	1717
% Incremento	28%	5750%	-	-	98750%	557%	-	459%
E. de vaca+glucosa tras tratamiento	66	116	<,01	<5	6141	47	<2	1176
% Incremento	25%	5700%	-	-	102250%	571%	-	283%
E. de vaca+lactato tras tratamiento	121	120	<,01	<5	5633	43	<2	2134
% Incremento	128%	5900%	-	-	93783%	514%	-	595%

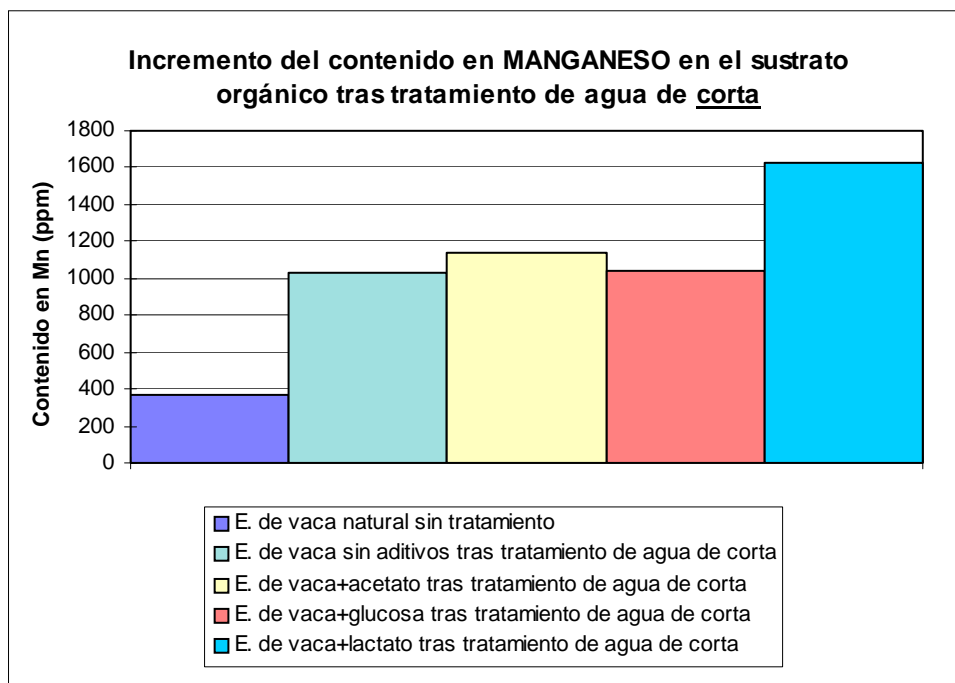
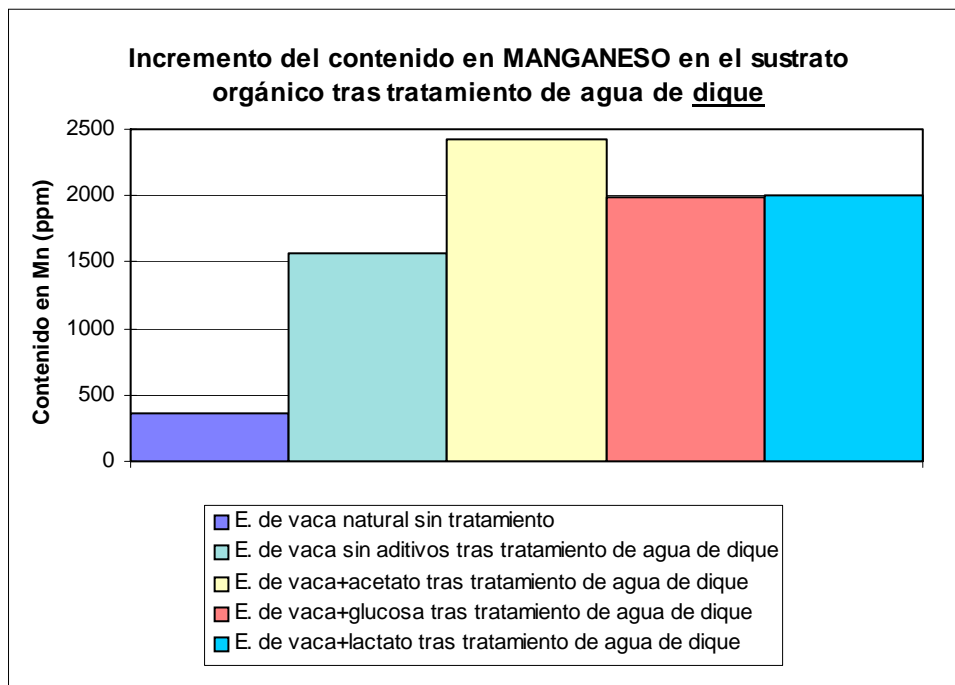
Tabla 4.3.2: Incremento del contenido elemental de los sustratos, tras ser empleados en el tratamiento de las aguas de corta y de dique.

En las siguientes gráficas, se comparan los resultados analíticos de los sustratos empleados en esta experiencia y la anterior, para los elementos: Ni, Mn, Zn, Cd, Pb, Cu, Fe, Al y U (grafs. 4.3.2.a-r).

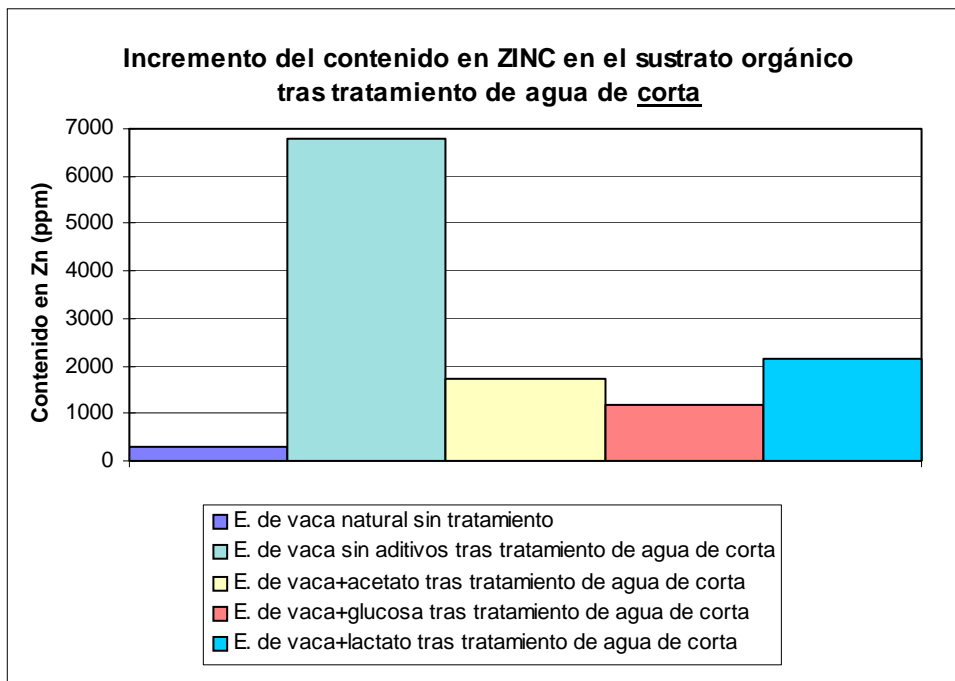
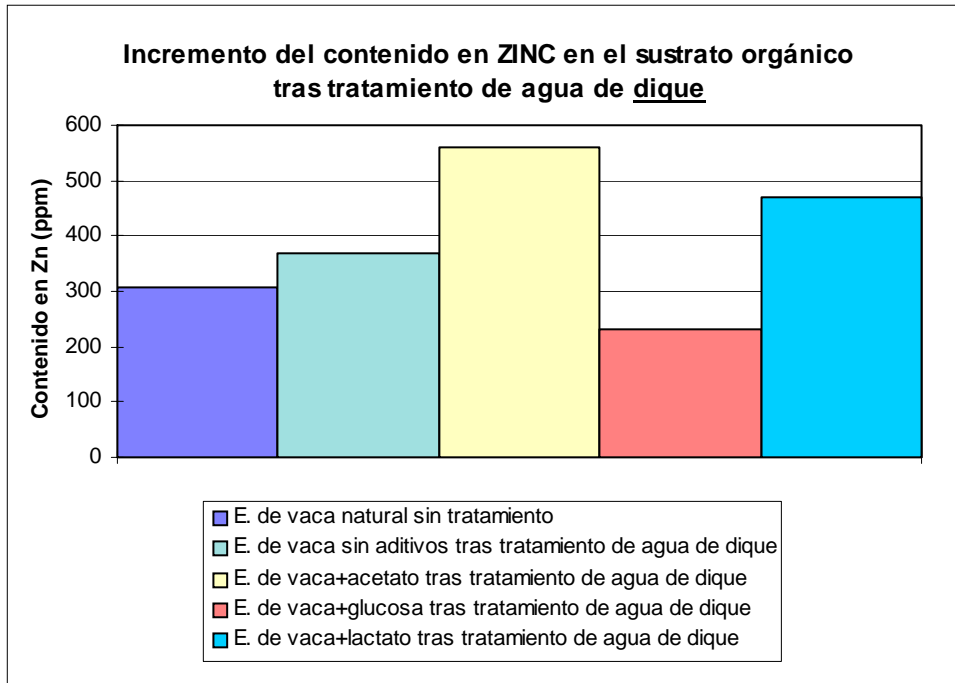
Debe tenerse en cuenta que el tiempo de duración de la experiencia 2 ha sido de 80 y 60 días para el tratamiento de agua de dique y agua de corta, respectivamente. Por tanto, los sustratos empleados en esta experiencia han estado trabajando durante un periodo más largo que los correspondientes a la experiencia 3 (45 días).



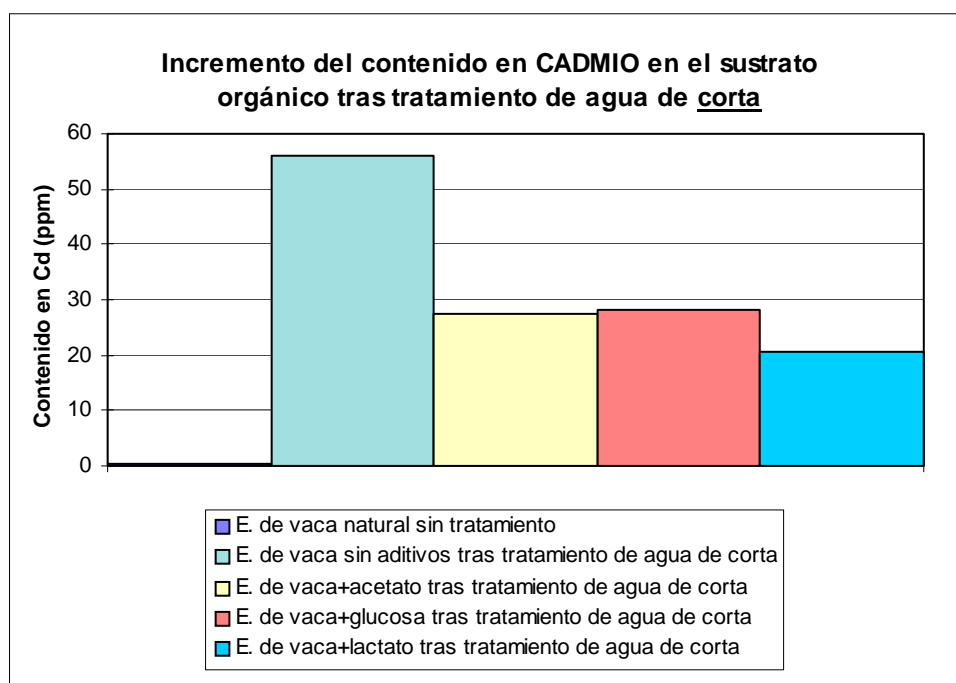
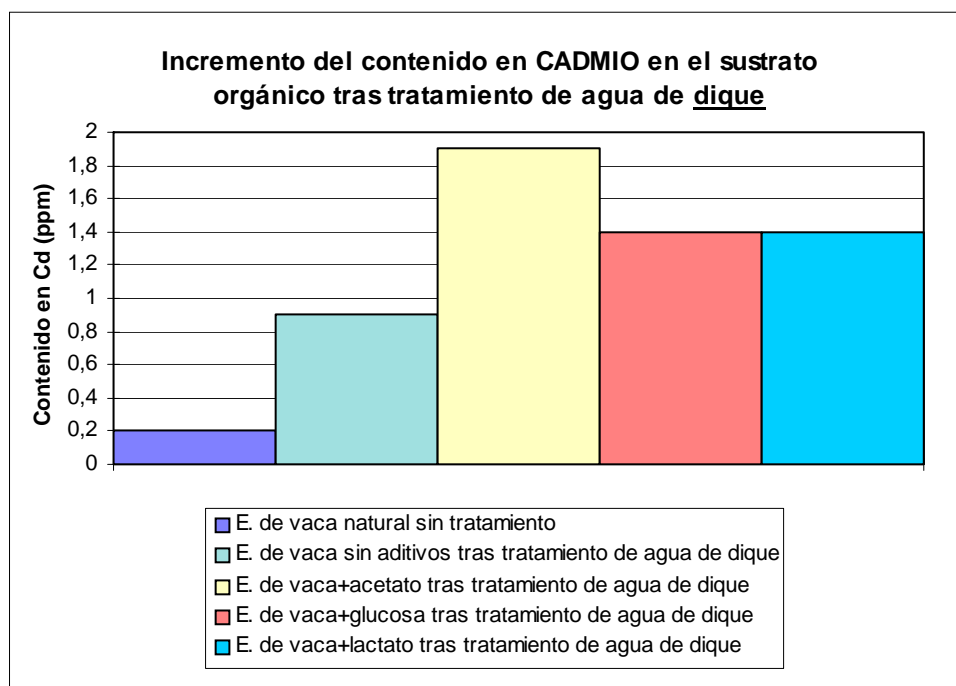
Grafs. 4.3.2.a y b: Variación del contenido en níquel en los distintos sustratos orgánicos para cada tipo de agua utilizada



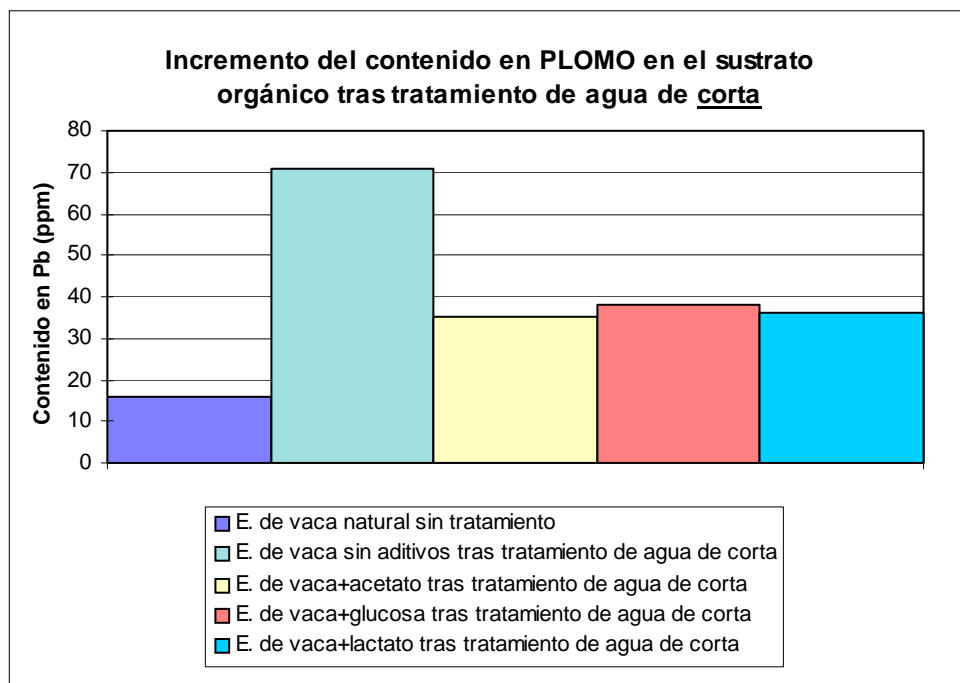
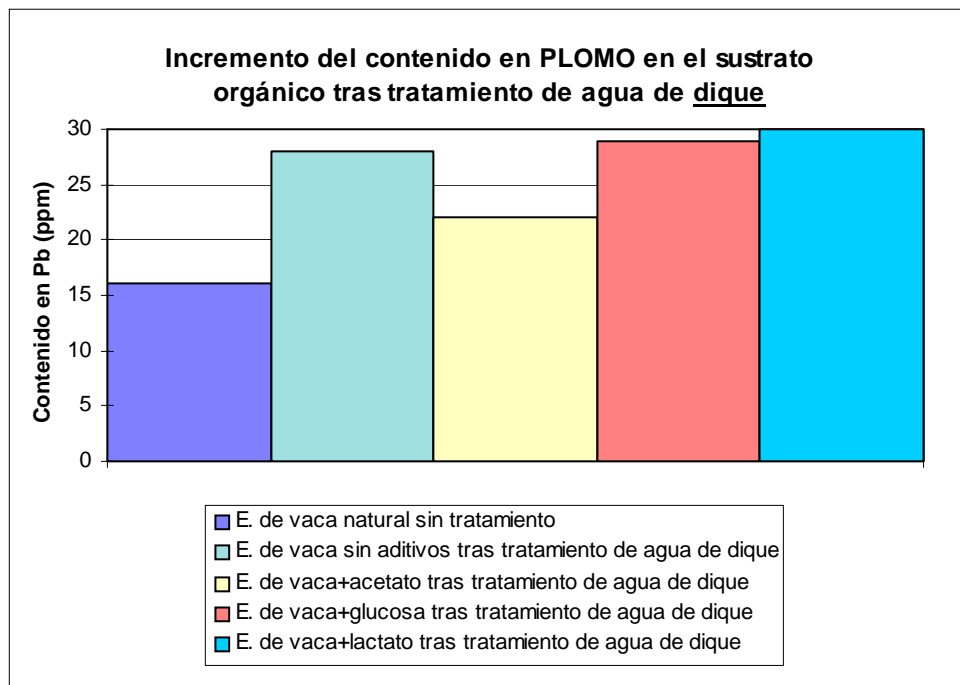
Grafs. 4.3.2.c y d: Variación del contenido en manganeso en los distintos sustratos orgánicos para cada tipo de agua utilizada



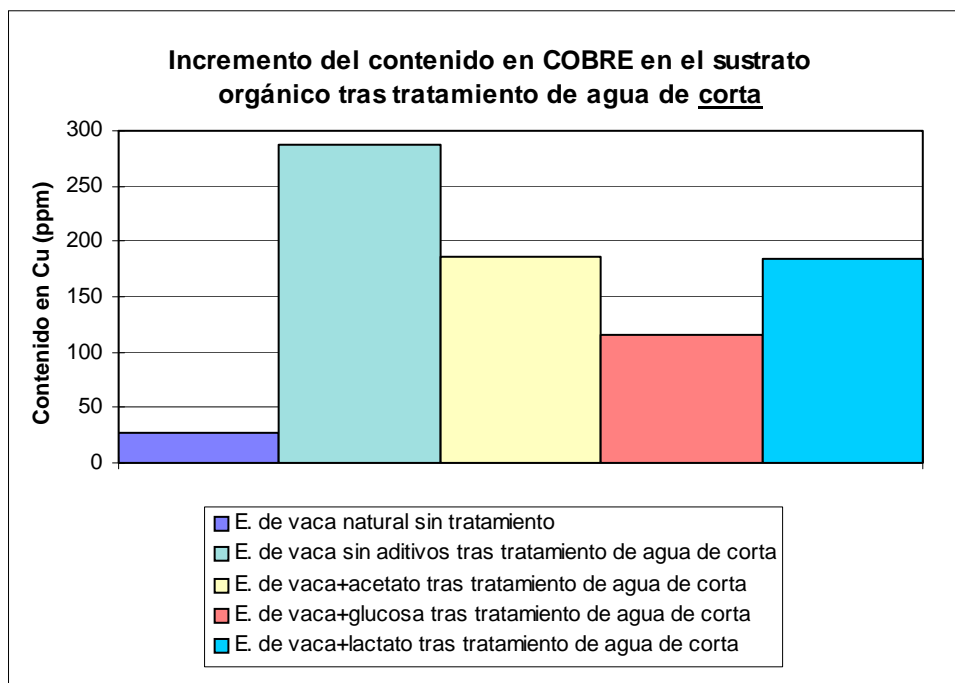
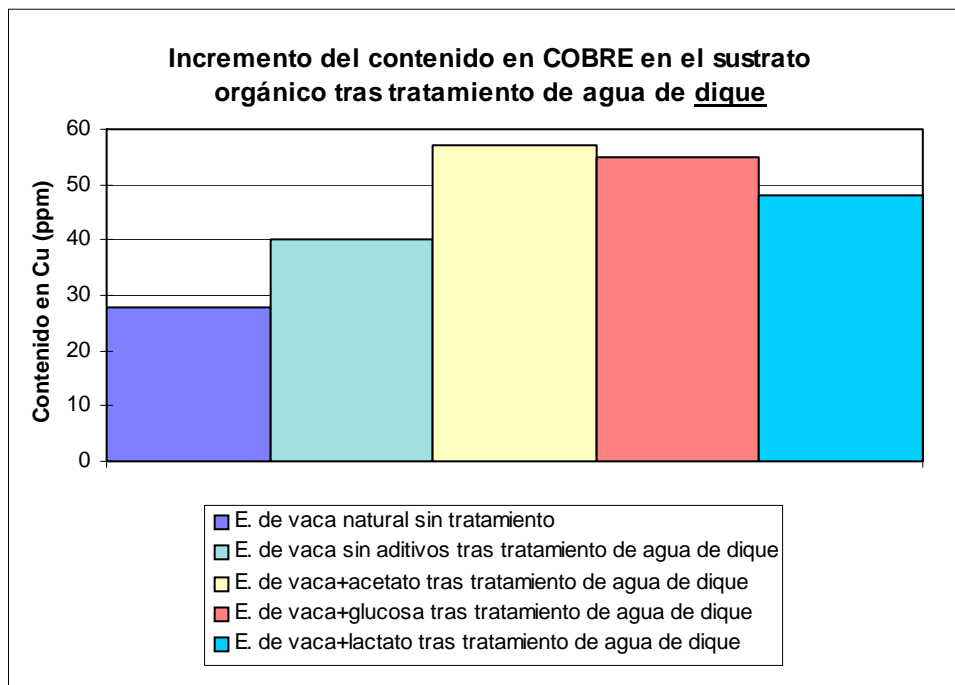
Grafs. 4.3.2.e y f: Variación del contenido en zinc en los distintos sustratos orgánicos para cada tipo de agua utilizada



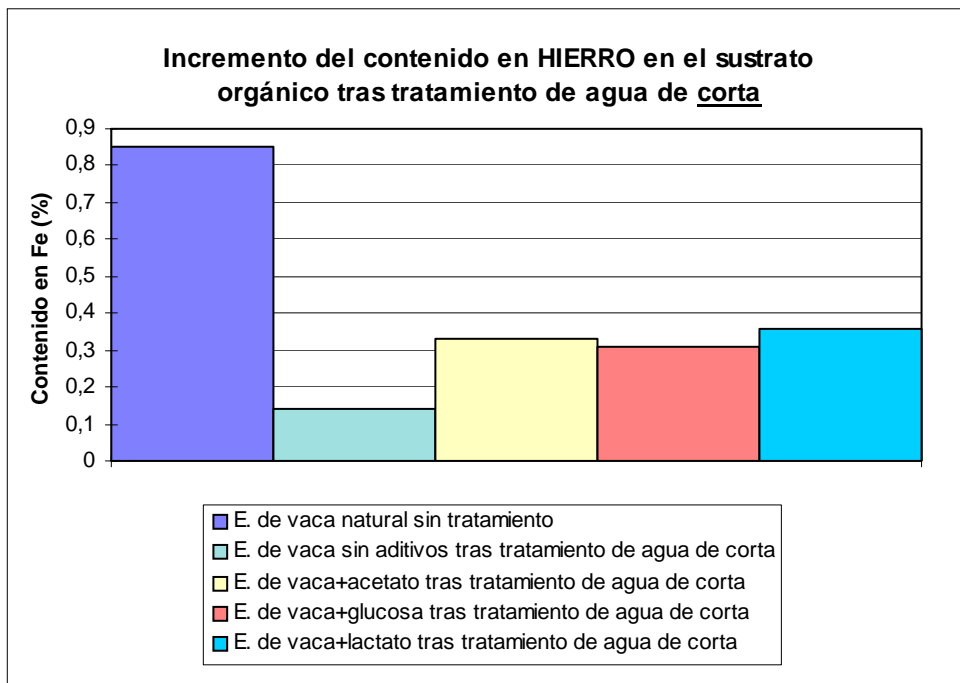
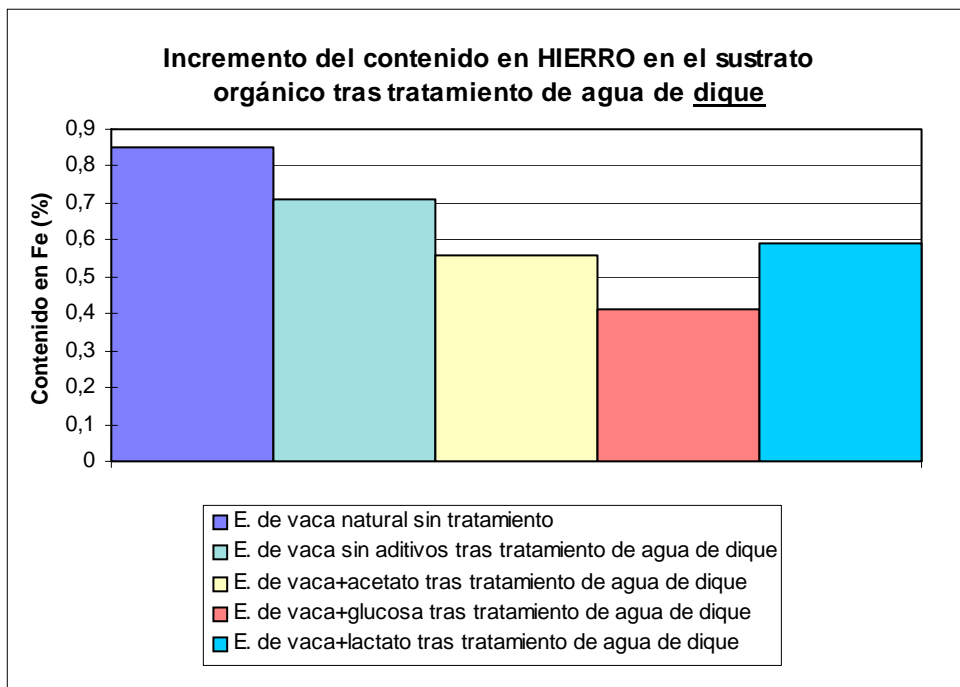
Grafs. 4.3.2.g y h: Variación del contenido en cadmio en los distintos sustratos orgánicos para cada tipo de agua utilizada



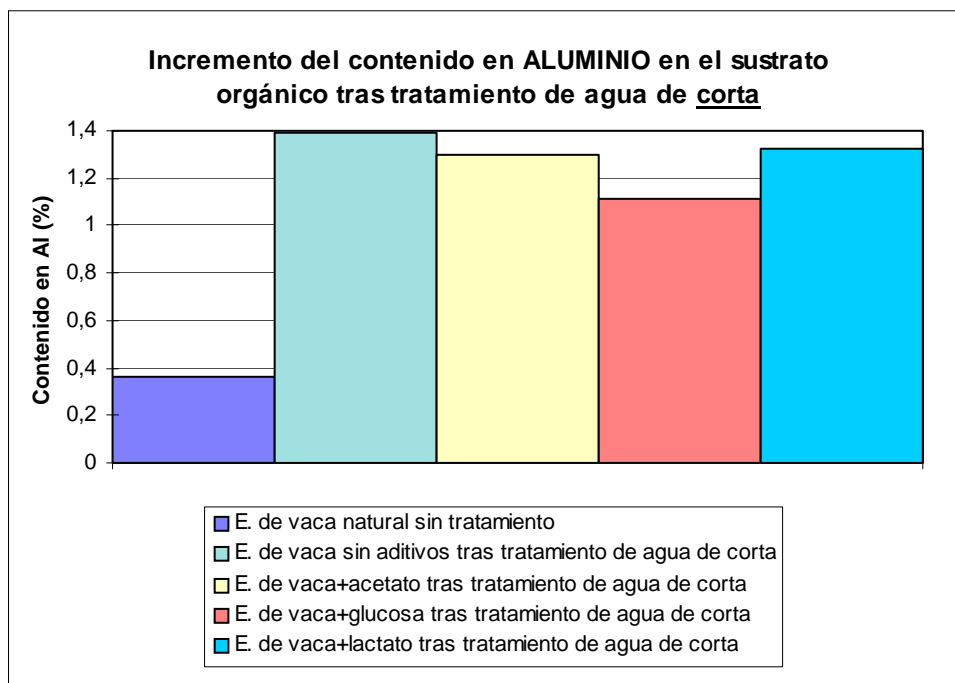
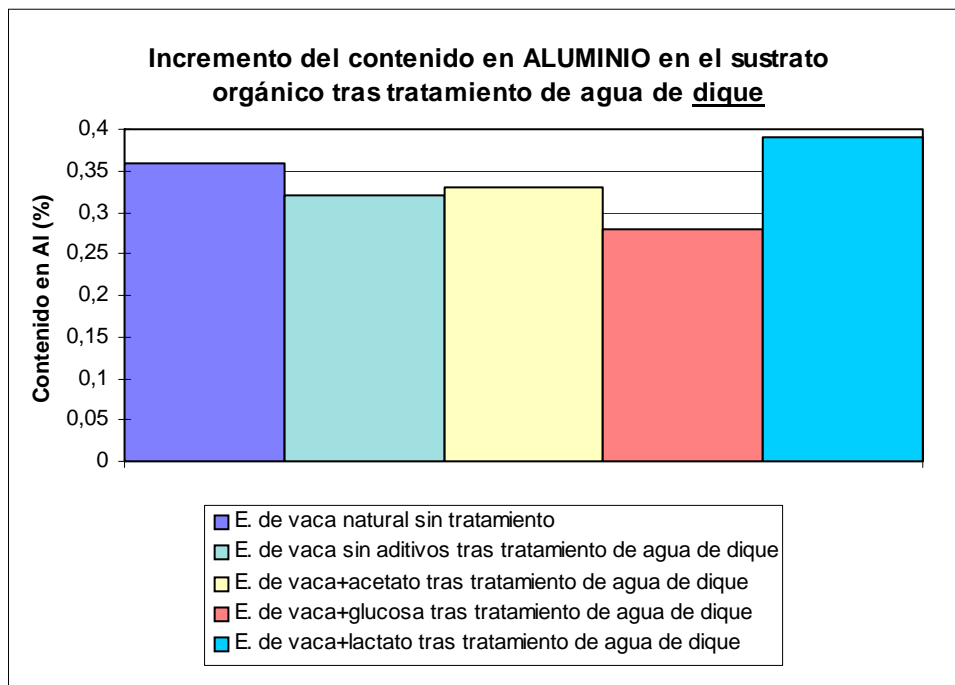
Grafs. 4.3.2.i y j: Variación del contenido en plomo en los distintos sustratos orgánicos para cada tipo de agua utilizada



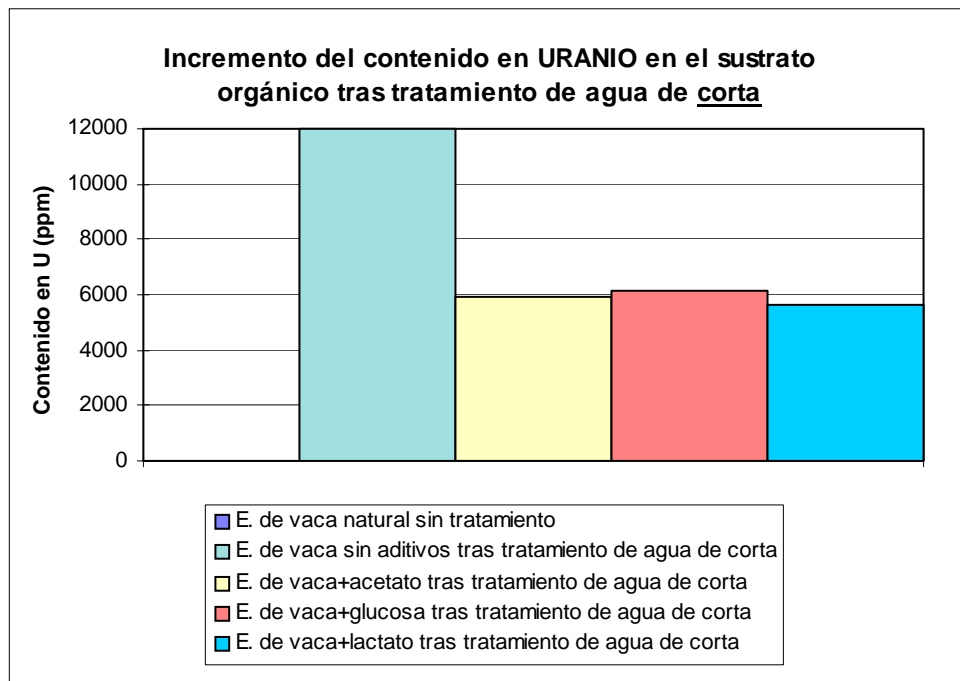
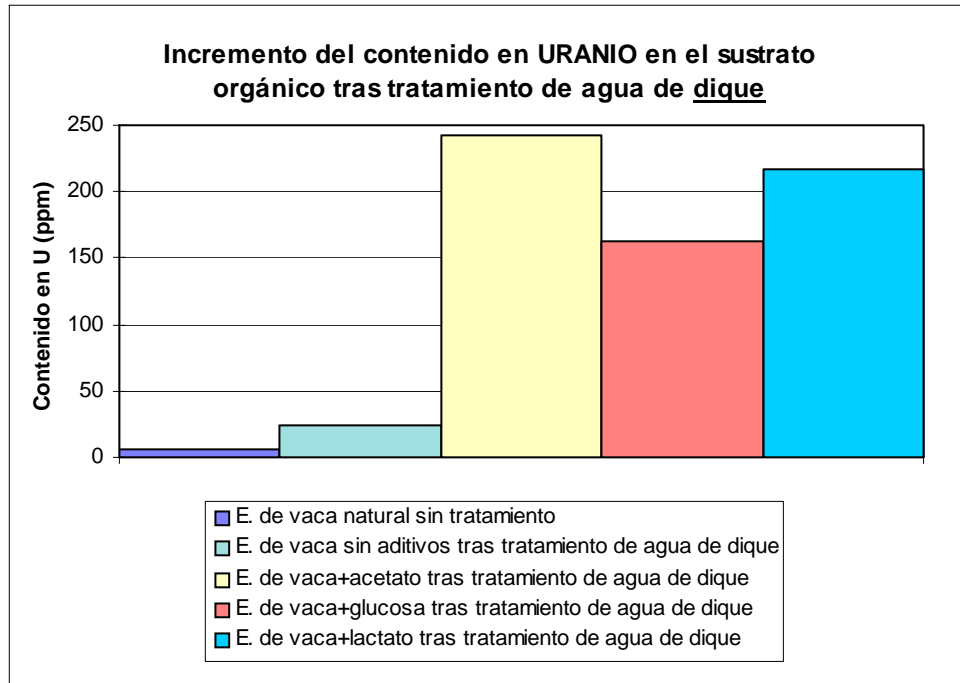
Grafs. 4.3.2.k y l: Variación del contenido en cobre en los distintos sustratos orgánicos para cada tipo de agua utilizada



Grafs. 4.3.2.m y n: Variación del contenido en hierro en los distintos sustratos orgánicos para cada tipo de agua utilizada



Grafs. 4.3.2.o y p: Variación del contenido en aluminio en los distintos sustratos orgánicos para cada tipo de agua utilizada



Grafs. 4.3.2.q y r: Variación del contenido en uranio en los distintos sustratos orgánicos para cada tipo de agua utilizada



4.4. CONCLUSIONES

A la vista de los resultados, se tiene que la adición de cultivos bacterianos no supone una mejora evidente en el tratamiento del agua de mina, a excepción de un ligero incremento en la velocidad de reducción. Sin embargo, una mayor reducción relativa en un primer intervalo de tiempo, va seguido de una reducción comparativamente menor en el periodo final, es decir, en las gráficas en las que se muestran las reducciones para los 4 tipos de sustratos, las áreas bajo cada una de las curvas permanecen prácticamente constantes. Esto apunta hacia un posible valor límite en la reducción total por parte del sustrato.

Pese a que no se manifiestan grandes diferencias entre unos y otros aditivos, se podrían hacer las siguientes afirmaciones:

- ❖ En todos los casos se llega, desde el primer día de tratamiento, a un pH próximo al neutro.
- ❖ La adición de lactato al estiércol de vaca da lugar a unos resultados ligeramente superiores en la reducción de *sulfatos* para el agua de dique. Para el agua de corta da mejor resultado la adición de glucosa.
- ❖ Para el agua de dique, la adición de glucosa ayuda a la eliminación de *metales* y para el agua de corta, resulta mejor el lactato.



- ❖ Se producen mayores reducciones de metales en el agua de corta que en la de dique, ya que los contenidos de la primera son muy superiores a los de la segunda.
- ❖ Comportamiento aparte tiene el Mn, para cuya eliminación, este sistema de tratamiento anaerobio no resulta el más idóneo.
- ❖ El incremento en el contenido de Fe para el agua de dique no supone problema debido al bajo contenido de ésta en dicho metal. El Fe sí resulta problemático en el agua de corta, pero en este caso, las reducciones son muy satisfactorias.

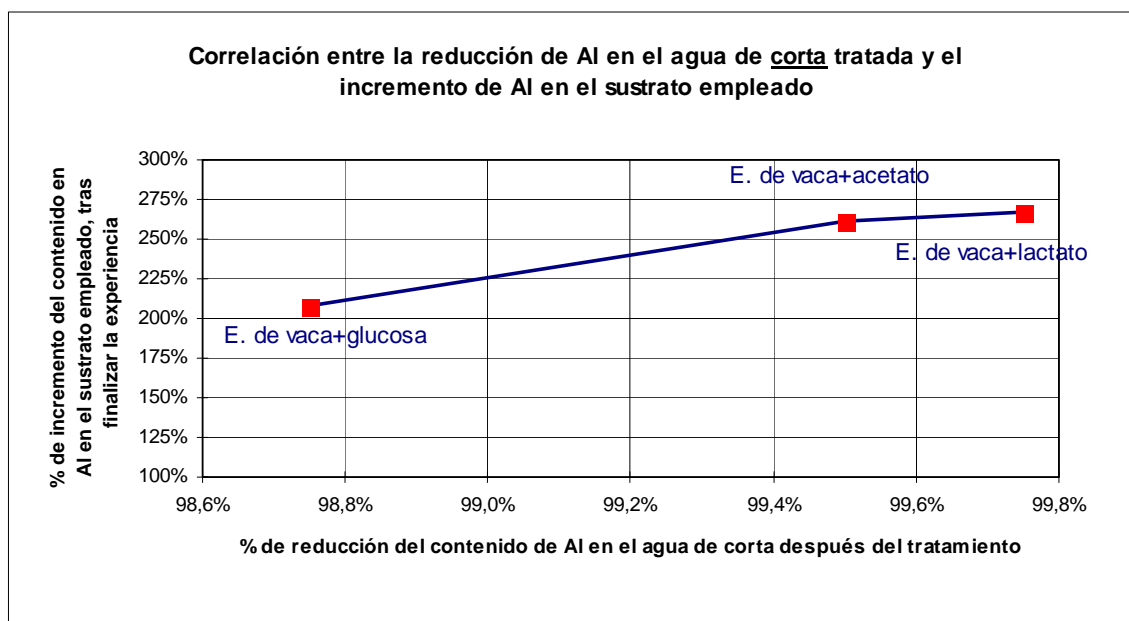
Por tanto, se puede concluir que, tras tres días de tratamiento, se obtienen, en general, reducciones satisfactorias en pH, sulfatos, Fe, Al, Ni, Zn y Cd. Los resultados se ajustan a los límites de vertido, excepto para los contenidos en Mn y sulfatos.

En cuanto a los sustratos, los mayores incrementos en las concentraciones elementales se producen en aquellos utilizados con el agua de corta, dentro de los cuales, destaca el sustrato al que le fue añadido el lactato. Para los sustratos empleados con el agua de dique, la adición de acetato provoca mayores incrementos elementales.

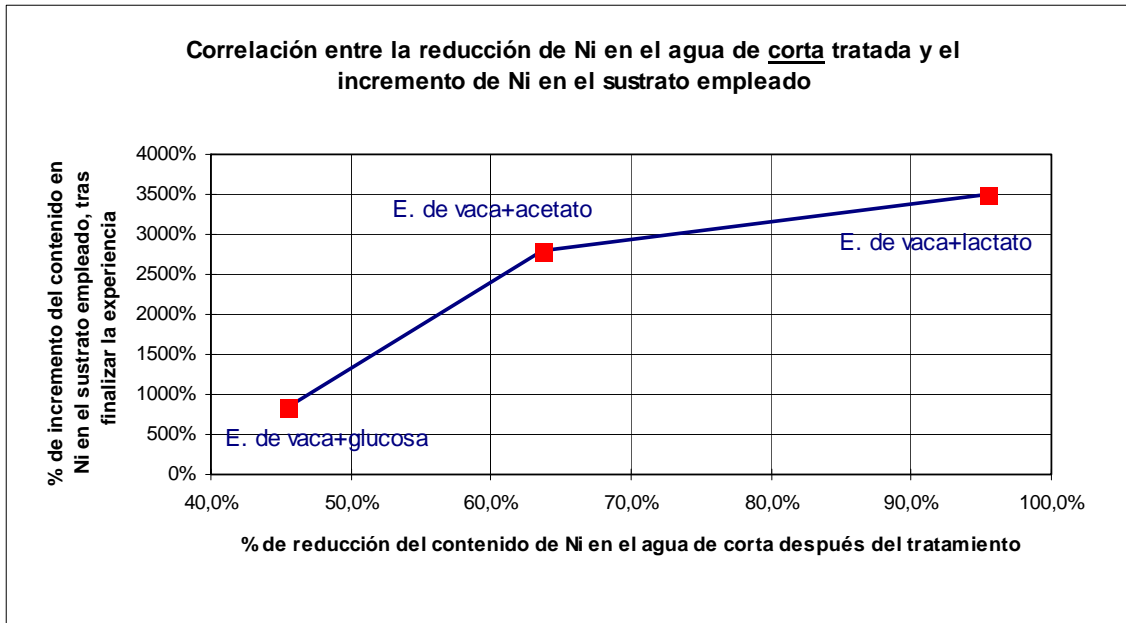
Al igual que se comentó en la anterior experiencia, el balance de materia se mantiene constante dentro de cierto rango de variación debido a los errores de estimación, muestreo, etc.



La correspondencia entre la reducción de contenidos elementales alcanzada en el agua tratada con respecto a la original, y el incremento de tales contenidos en el sustrato que dicho agua ha atravesado durante toda la experiencia, es, en algunos casos, bastante clara. A continuación, en las gráficas. 4.4.a y 4.4.b, se muestra esta relación en el caso del agua de corta y para los elementos Al y Ni (los coeficientes de correlación son, respectivamente : 0.99 y 0.91).



Graf. 4.4.a: Reducción de contenido en Al en el efluente frente a incremento del mismo elemento en el sustrato utilizado



Graf. 4.4.b: Reducción de contenido en Ni en el efluente frente a incremento del mismo elemento en el sustrato utilizado

*Los valores porcentuales correspondientes a la reducción de concentraciones en el agua, son muy inferiores a los correspondientes al incremento de las mismas en los sustratos empleados. Ello es debido a que la reducción en el agua corresponde a un periodo de tratamiento de unos 3 días, al final de los cuales la máxima reducción posible es de un 100% respecto al contenido del agua original. Por otro lado, los porcentajes de aumento de concentraciones elementales en los sustratos, corresponden al contenido elemental total que el agua de tratamiento ha ido depositando en ellos, durante toda la experiencia, en relación con el contenido del sustrato original antes de tratamiento. Este incremento no tiene un máximo, como no sea el originado por la propia saturación del sustrato, que, debido a la relativamente corta duración de las experiencias realizadas, no se ha determinado.

5. Experiencia IV

*Diferentes sustratos orgánicos
en columnas anaerobias con
flujo continuo de agua*



5. EXPERIENCIA IV: *DIFERENTES SUSTRATOS ORGÁNICOS EN COLUMNAS ANAEROBIAS CON FLUJO CONTÍNUO DE AGUA*

5.1. DESCRIPCIÓN

En este caso, se emplearon las mismas columnas que en fases anteriores, pero fueron modificadas algunas variables:

5.1.1. SUSTRATO

Las 4 columnas correspondientes al agua de dique se rellenaron de la forma:

-Dique-1: 100% **diatomita**, roca silíceica de origen orgánico, de elevada porosidad y probada capacidad descontaminadora de efluentes. No fue necesaria la adición de caliza, debido a la capacidad filtrante y reguladora de acidez de la diatomita.

-Dique-2: 100% **estiércol de cerdo**. Se mantuvieron las capas inferior y superior de caliza, con la correspondiente membrana geotextil de separación, al igual que en las experiencias anteriores.



-Dique-3: 50% suelo natural + 50% caliza. Debido a problemas de filtración del agua a través del suelo, la caliza que, según la anterior disposición, se ubicaba en la parte superior de la columna, se sustituyó por la homogeneización de ésta con el suelo a partes iguales.

-Dique-4: 50% estiércol de pollo + 50% caliza. Se adoptó esta disposición por motivos análogos a los de la columna anterior. Se cree que los problemas de permeabilidad hidráulica se deben en este caso, a la presencia de serrín mezclado con el estiércol. En ambas columnas, se mantuvo el filtro inferior de caliza y la membrana geotextil de separación.

Las 4 columnas correspondientes al agua de corta se rellenaron de la forma:

-Corta-1: 100% compost. Se adoptó la disposición de caliza en las partes superior e inferior de la columna con membrana geotextil de separación.

-Corta-2: 25% lodo de depuradora + 75% compost. Debido a que un 100% de lodo resulta inoperante al no permitir el paso del agua, se eligió la combinación con compost, la cual funciona perfectamente.

-Corta-3: 50% compost + 50% estiércol de vaca. Se tomó la misma disposición de la caliza que en la columna *Corta-1*. Los resultados de este ensayo podrán ser comparados con los obtenidos cuando se empleó 100% estiércol de vaca y 100% compost.

-Corta-4: 5% bentonita + 95% compost. Se empleó bentonita por su conocida capacidad de retención de metales. Sin embargo, al ser una arcilla y por



tanto, impermeable, sólo se pudo usar en pequeña cantidad para permitir el flujo vertical a su través.

5.1.2. CAUDAL Y TIEMPO DE RETENCION

Para mejorar los resultados de anteriores experiencias, se redujo el caudal a unos 0,3 ml/min, con lo que el tiempo de residencia en el interior de la columna aumentó hasta unos 6 días.

5.1.3. CORRECCION DE ACIDEZ

Para evitar problemas a causa de la acidez (sobre todo en el caso del agua de corta), como que la formación de óxido en la caliza haga inoperante a una columna de tratamiento, se ha decidido añadir una cantidad importante de caliza en los depósitos iniciales de ambos tipos de agua. De esta forma, se asegura que el agua de entrada a las columnas ya posee el pH necesario para su tratamiento, mejorando así su eficacia. Una vez introducida esta modificación, el pH de salida del depósito es de 7,6 para el agua de dique y de 6,16 para la de corta. En el depósito de este último agua, se aprecia una importante disolución de la caliza, con lo que será necesaria la adición de más cantidad de forma periódica.

La experiencia comenzó el día 7-X-96 y se prolongó durante 30 días en todos los casos, ya que se ha visto en otras experiencias, que a partir de este tiempo no se producen modificaciones importantes.



El **muestreo** y el **análisis** son idénticos a los de las experiencias anteriores. En cuanto a los sustratos, se han analizado todos (compost, bentonita, diatomita, estiércol de cerdo y de pollo, suelo natural y lodo de depuradora), antes y después de ser empleados en el tratamiento.

5.2. RESULTADOS

Tras una duración de la experiencia de 30 días, fijados un caudal de unos $0,3 \text{ ml/min}$ y un tiempo de residencia de unos 6 días , se han obtenido los siguientes resultados:

5.2.1. ANÁLISIS DE AGUAS

El procedimiento ha sido análogo al seguido en experiencias anteriores. Se ha estudiado la reducción experimentada en cuanto a acidez protónica (pH), acidez calculada como mg/l de CaCO_3 (hedin *et al.*, 1993), sulfatos y metales.

5.2.1.1. REDUCCIÓN DE ACIDEZ

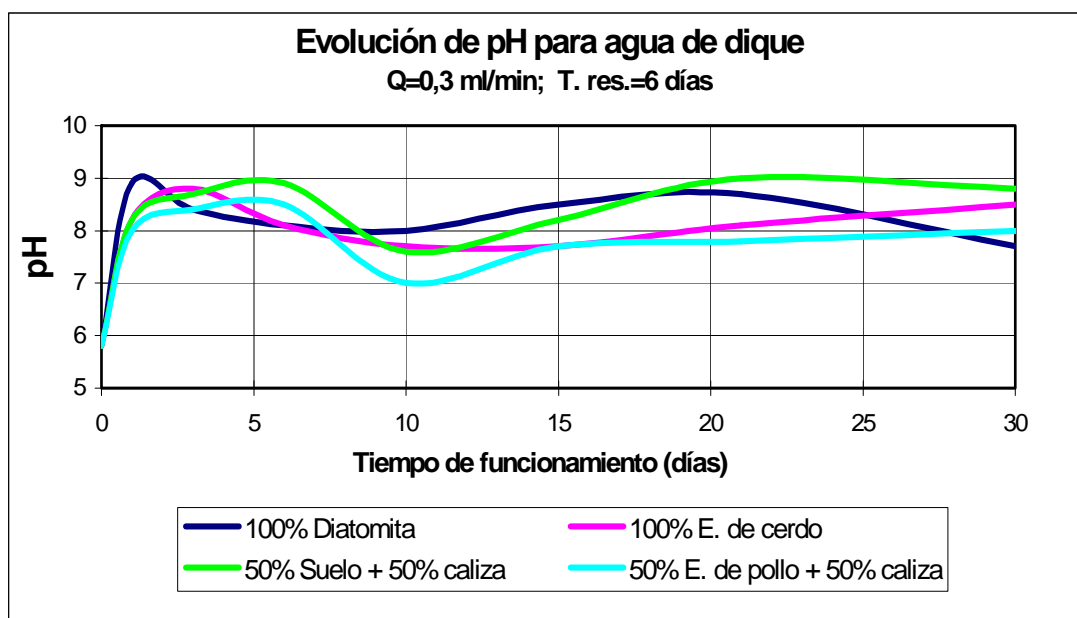
En las tablas 5.2.1.1.a-b, y las gráficas 5.2.1.1.a-d, se muestra la tendencia encontrada en el caso del pH y la acidez calculada correspondiente a ambos tipos de agua y para cada tipo de sustrato. Se puede observar que en todos los caso se



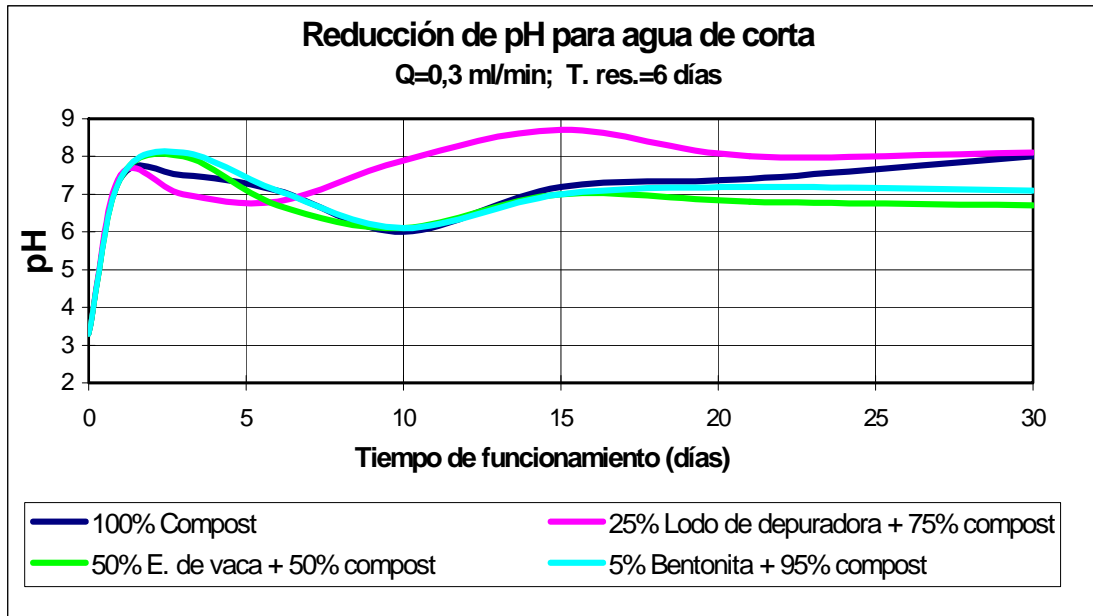
consigue alcanzar un pH prácticamente neutro así como una satisfactoria reducción de acidez.

EVOLUCIÓN DE pH								
Agua de Dique								
	Día 0	Día 1	Día 2	Día 6	Día 10	Día 15	Día 21	Día 30
Diatomita	5,8	8,9	8,4	8,1	8,0	8,5	8,7	7,7
E. de cerdo	5,8	8,2	8,8	8,1	7,7	7,7	8,1	8,5
50% suelo+50% caliza	5,8	8,2	8,7	8,9	7,6	8,2	9,0	8,8
50%E. de pollo+50%caliza	5,8	8,0	8,4	8,5	7,0	7,7	7,8	8,0
Agua de Corta								
	Día 0	Día 1	Día 2	Día 6	Día 10	Día 15	Día 21	Día 30
Compost	3,3	7,4	7,5	7,1	6,0	7,2	7,4	8,0
25%lodo dep.+75%compost	3,3	7,5	7,0	6,8	7,9	8,7	8,0	8,1
50%E. de vaca+50%compost	3,3	7,4	8,0	6,7	6,1	7,0	6,8	6,7
5%bentonita+95%compost	3,3	7,4	8,1	7,1	6,1	7,0	7,2	7,1

Tabla 5.2.1.1.a: Resultados de las medidas de pH en ambos tipos de aguas y para distintos sustratos



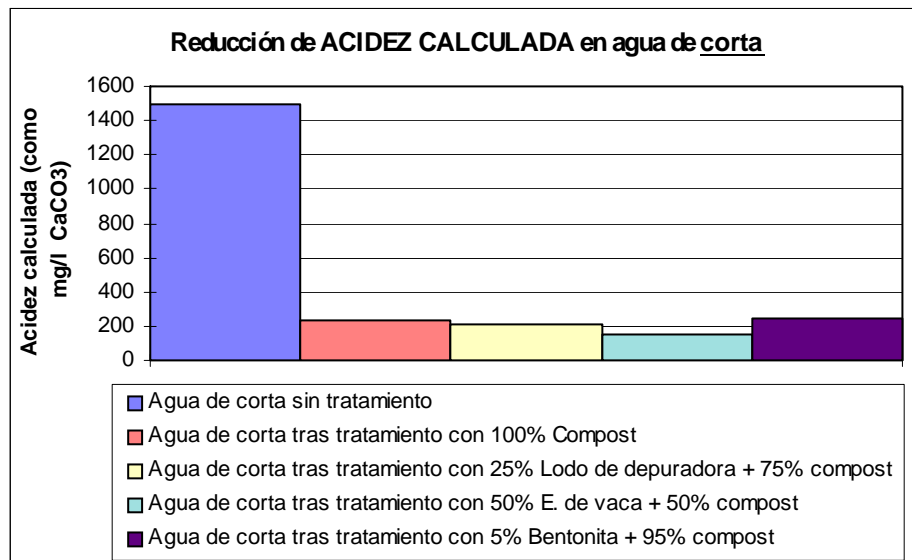
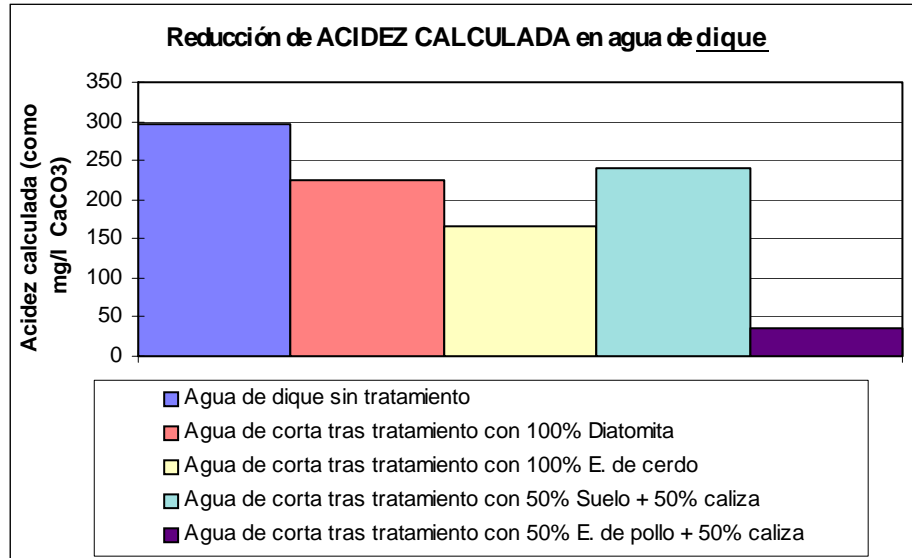
Graf. 5.2.1.1.a: Evolución de pH en agua de dique con el tiempo para diferentes sustratos



Graf. 5.2.1.1.b: Evolución de pH en agua de corta con el tiempo para diferentes sustratos

REDUCCION DE ACIDEZ CALCULADA (mg/l CaCO ₃)		
Agua de dique		
	Inicial	Final
Diatomita	297	224
E. de cerdo	297	165
50% suelo+50% caliza	297	240
50% E. de pollo+50% caliza	297	37
Agua de corta		
	Inicial	Final
Compost	1496	231
25% lodo dep.+75% compost	1496	206
50% E. de vaca+50% compost	1496	148
5% bentonita+95% compost	1496	245

Tabla 5.2.1.1.b: Resultados correspondientes a la acidez calculada en ambos tipos de aguas y para distintos sustratos



Graf. 5.2.1.1.c y d: Evolución en función del tiempo de la acidez calculada en ambos tipos de agua y para diferentes sustratos



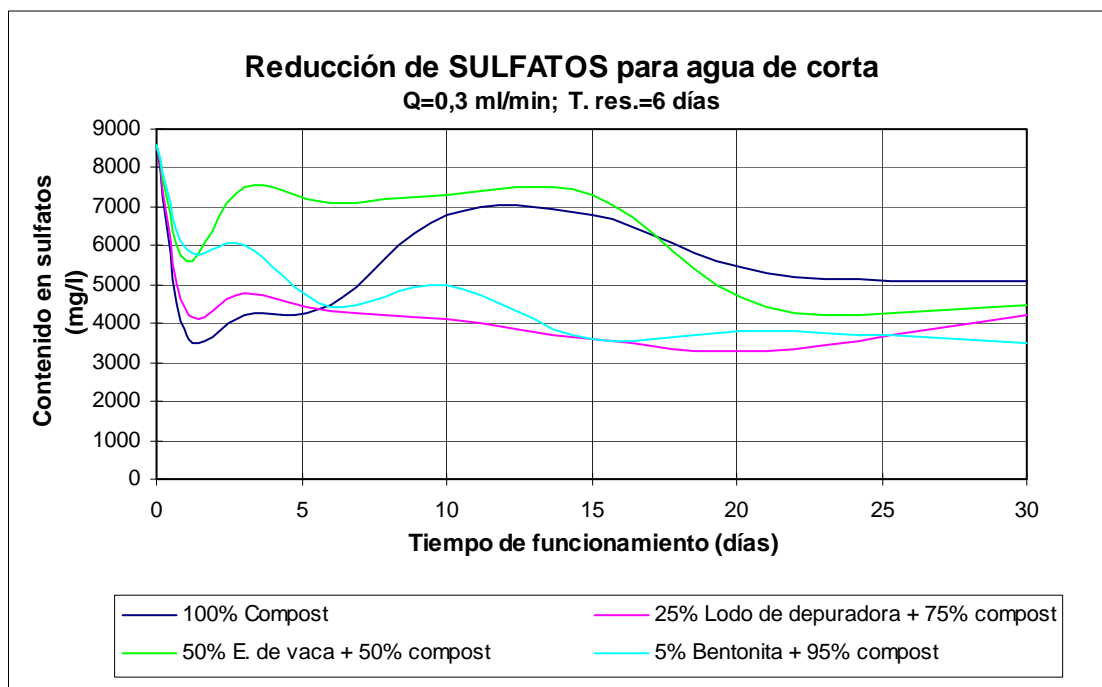
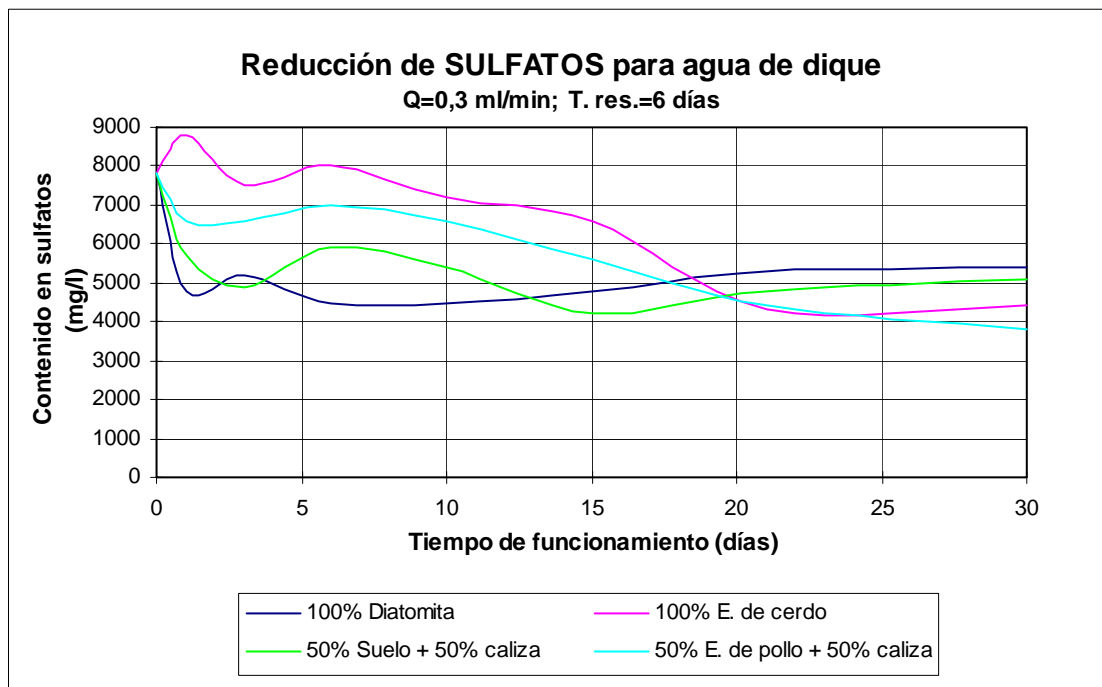
5.2.1.2. REDUCCIÓN DE SULFATOS

Los resultados obtenidos en cuanto al contenido en sulfatos de las muestras analizadas (correspondientes a los dos tipos de agua empleada y a diferentes sustratos) se exponen en la tabla 5.2.1.2, que se muestra a continuación:

REDUCCION DE SULFATOS								
Agua de dique								
	Día 0	Día 1	Día 2	Día 6	Día 10	Día 15	Día 21	Día 30
Diatomita	7800	4800	5200	4500	4500	4800	5300	5000
E. de cerdo	7800	8800	7500	8000	7200	6600	4300	4400
50% suelo+50% caliza	7800	5700	4900	5900	5400	4200	4800	5100
50%E. de pollo+50% caliza	7800	6600	6600	7000	6600	5600	4400	3800
Agua de corta								
	Día 0	Día 1	Día 2	Día 6	Día 10	Día 15	Día 21	Día 30
Compost	8600	3700	4200	4500	6800	6800	5300	5100
25% lodo dep.+75% compost	8600	4300	4800	4300	4100	3600	3300	4200
50%E. de vaca+50% compost	8600	5600	7500	7100	7300	7300	4400	4500
5% bentonita+95% compost	8600	5900	6000	4400	5000	3600	3800	3500

Tabla 5.2.1.2: Resultados de los análisis de contenido en sulfatos en el agua de dique y de corta, para diferentes tipos de sustratos orgánicos

En la siguiente página se muestra de forma gráfica la evolución del contenido en sulfatos con el tiempo, y en función de los diversos sustratos orgánicos utilizados (grafs. 5.2.1.2.a-b).



Grafs. 5.2.1.2.a y b: Evolución del contenido en sulfatos en ambos tipos de agua de mina en función del tiempo y de los distintos sustratos empleados.

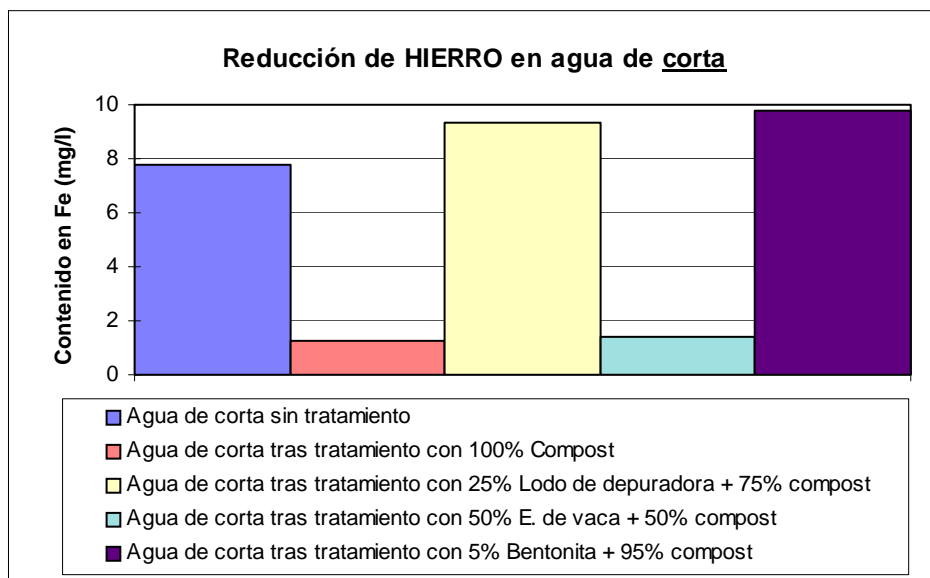
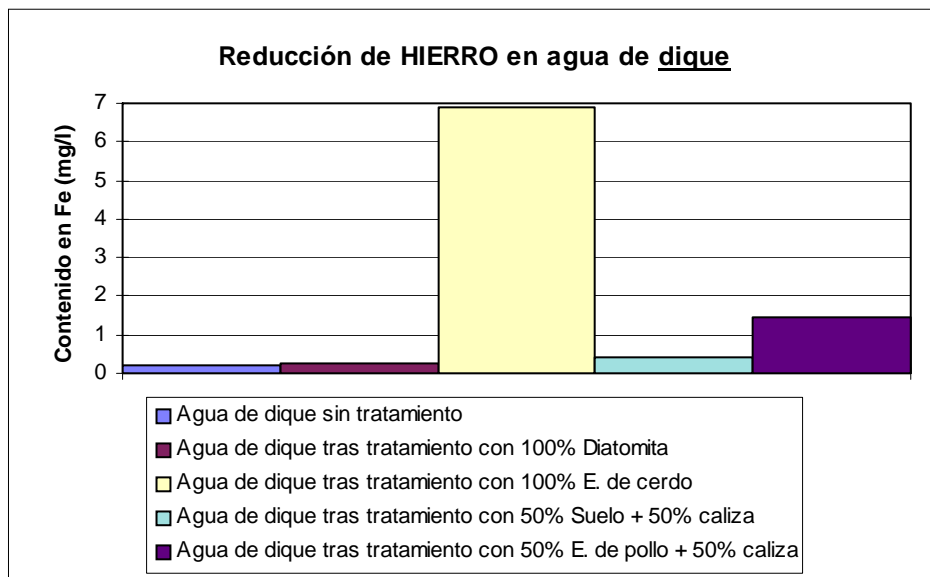


5.2.1.3. REDUCCIÓN DE METALES

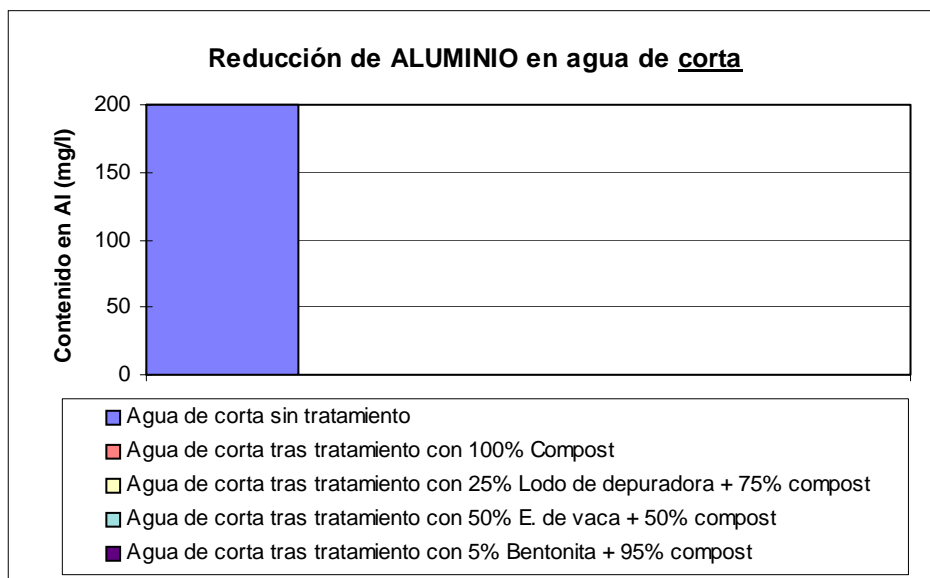
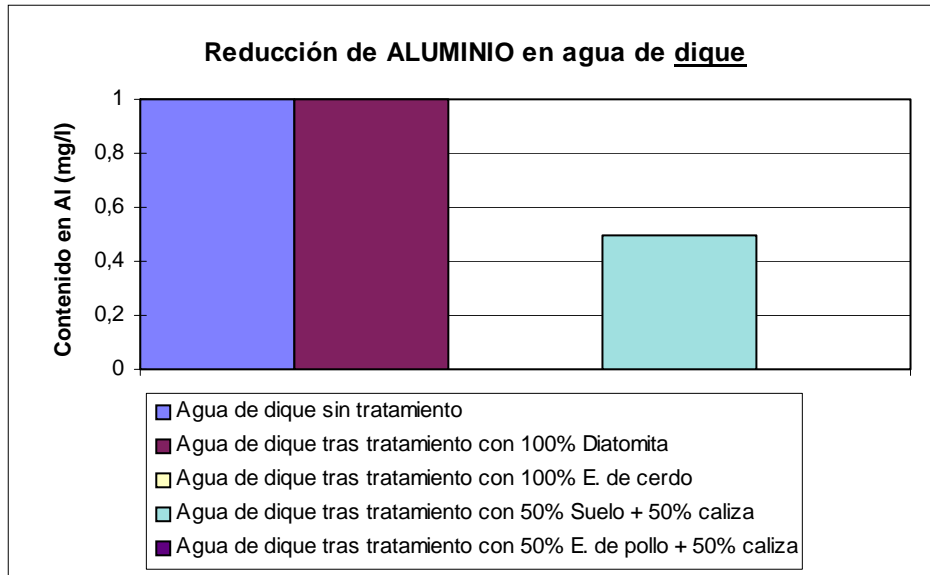
Los resultados correspondientes a la analítica de las aguas de mina utilizadas en cada una de las partes de esta experiencia, se recogen en la tabla 5.2.1.3 (datos expresados en mg/l). Estos resultados se muestran también de modo gráfico (Gráfs. 5.2.1.3.a-l).

REDUCCION DE METALES						
Agua de Dique						
	Fe		Al		Ni	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Diatomita	0,2	0,2	1	1,0	1	7,50
E. de cerdo	0,2	6,9	1	0,0	1	0,25
50%suelo+50%caliza	0,2	0,4	1	0,5	1	0,55
50%E. de pollo+50%caliza	0,2	1,5	1	0,0	1	0,20
	Zn		Mn		Cd	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Diatomita	0,1	0,20	160	120	0,2	0
E. de cerdo	0,1	0,08	160	84	0,2	0,1
50%suelo+50%caliza	0,1	0,24	160	130	0,2	0,1
50%E. de pollo+50%caliza	0,1	0,08	160	19	0,2	0
Agua de Corta						
	Fe		Al		Ni	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Compost	7,8	1,2	200	0,0	11	0,10
25%lodo dep.+75%compost	7,8	9,2	200	0,0	11	0,20
50%E. de vaca+50%compost	7,8	1,2	200	0,0	11	0,35
5%bentonita+95%compost	7,8	9,8	200	0,0	11	0,20
	Zn		Mn		Cd	
	Inicial	Final	Inicial	Final	Inicial	Final
Compost	15,0	0,30	190	126	0,5	0,05
25%lodo dep.+75%compost	15,0	0,05	190	104	0,5	0,05
50%E. de vaca+50%compost	15,0	0,14	190	80	0,5	0,05
5%bentonita+95%compost	15,0	0,16	190	125	0,5	0,05

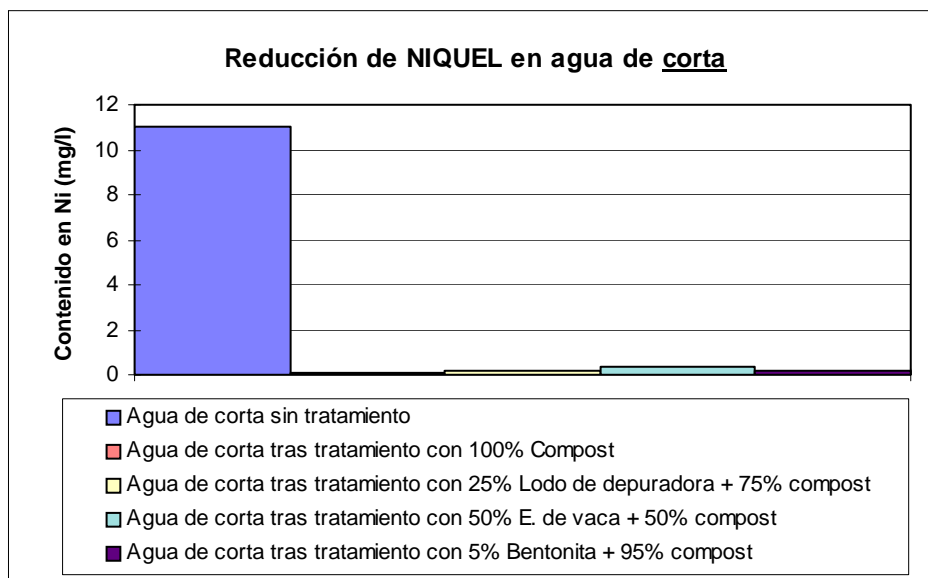
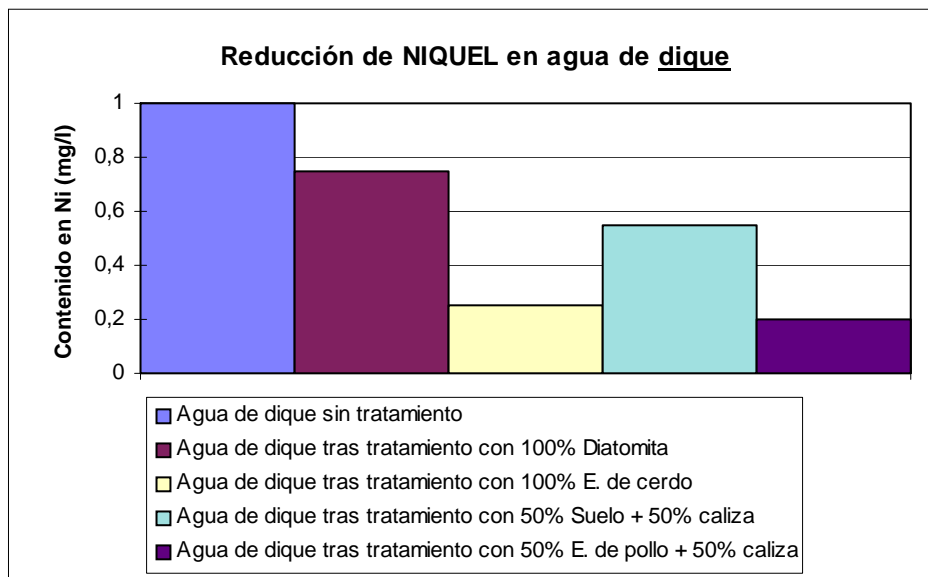
Tabla 5.2.1.3: Contenidos elementales en las aguas empleadas en las diversas fases de la experiencia



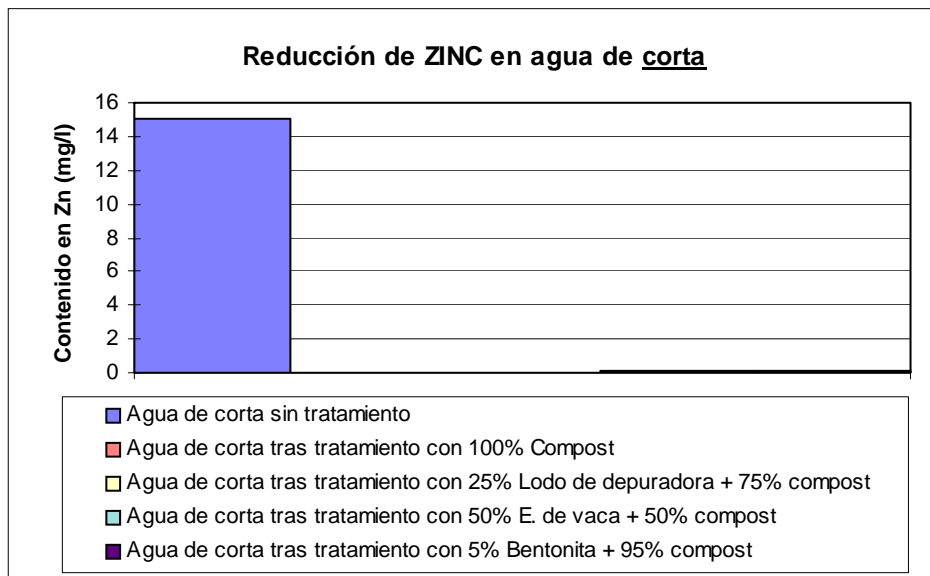
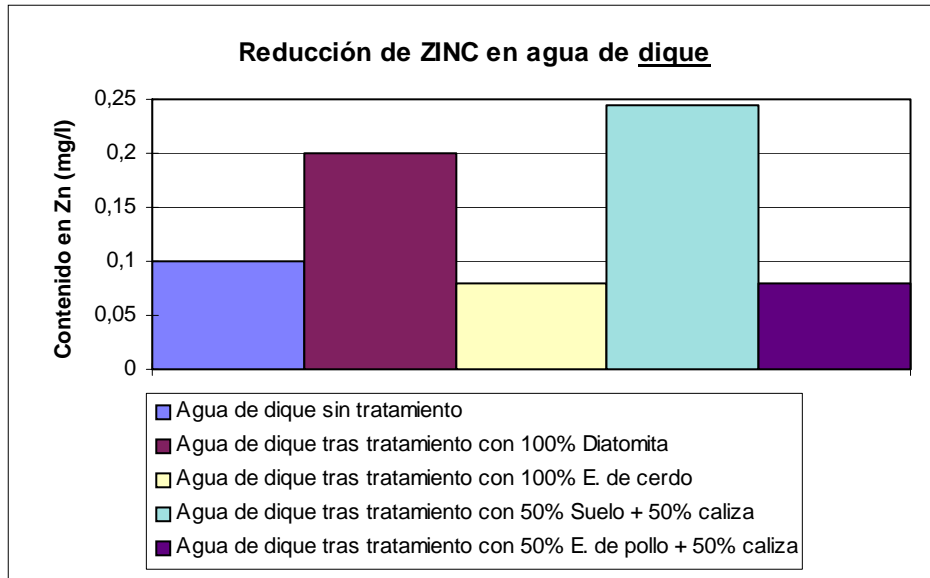
Grafs. 5.2.1.3.a y b: Evolución con el tiempo del contenido en hierro de las aguas de mina utilizadas



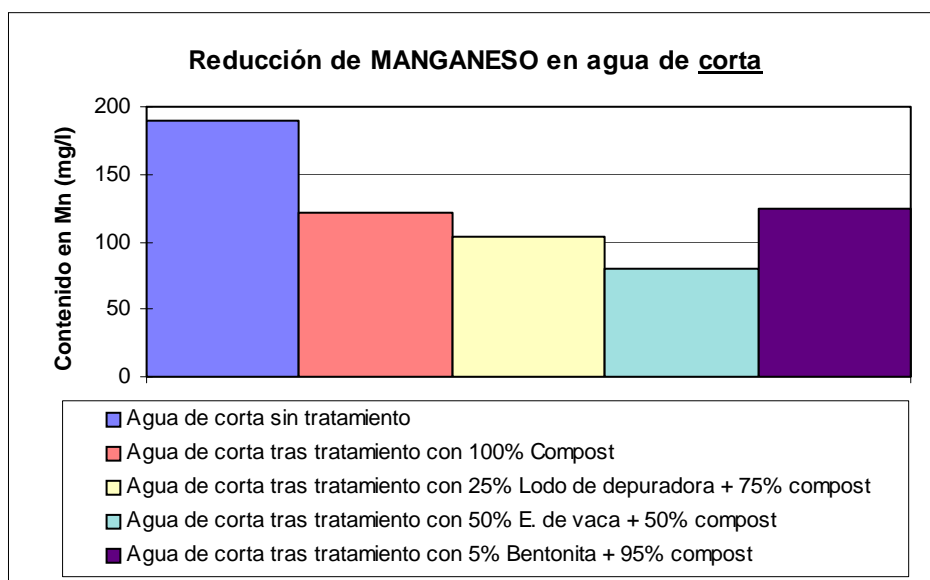
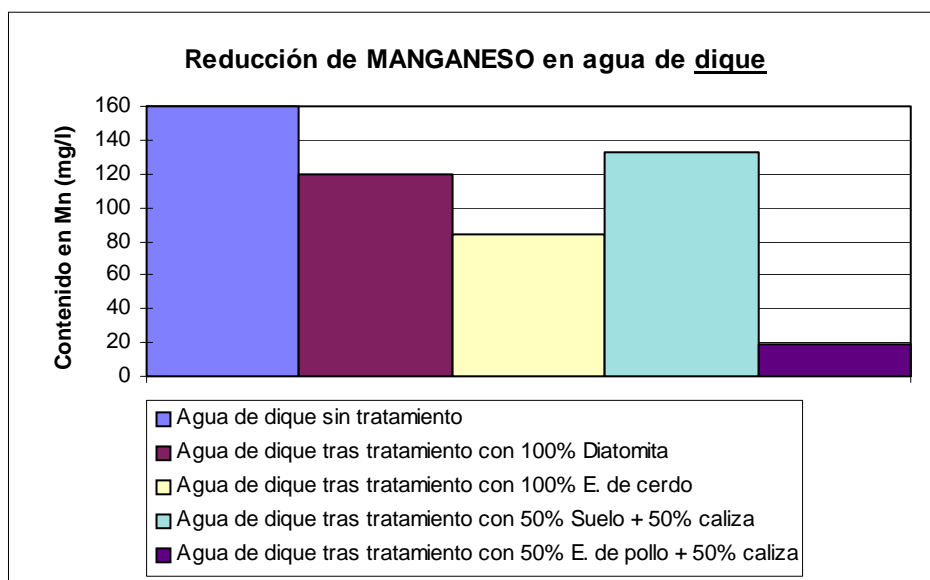
Grafs. 5.2.1.3.c y d: Evolución con el tiempo del contenido en aluminio de las aguas de mina utilizadas



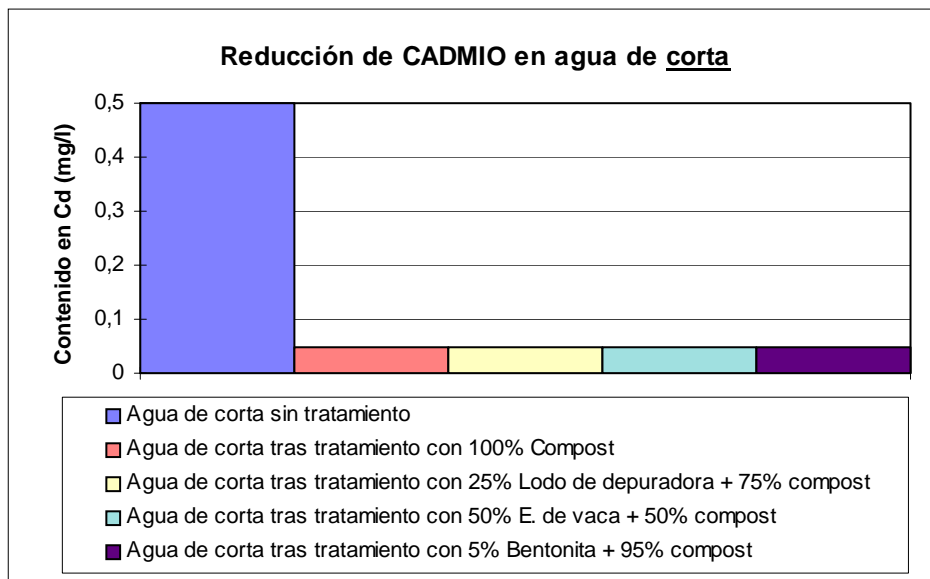
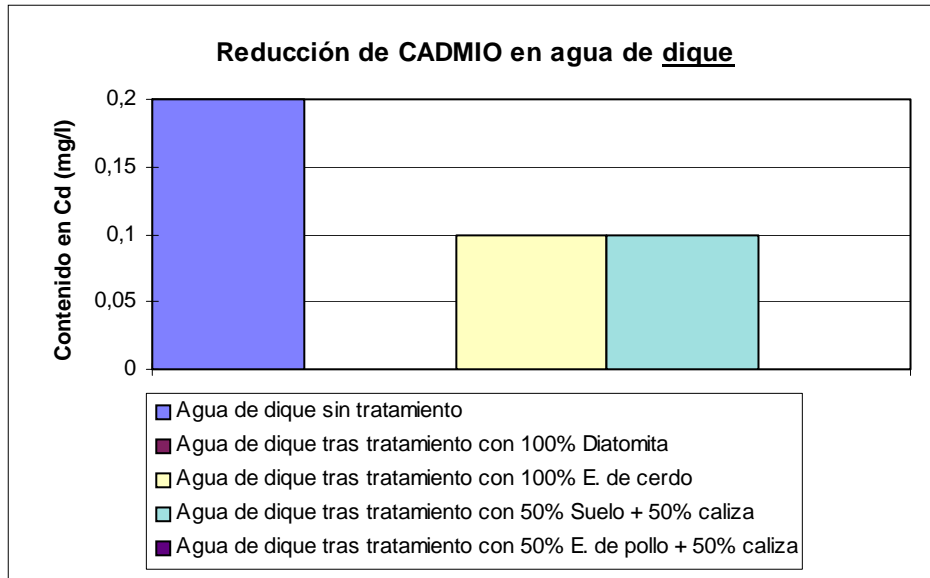
Grafs. 5.2.1.3.e y f: Evolución con el tiempo del contenido en níquel de las aguas de mina utilizadas



Grafs. 5.2.1.3.g y h: Evolución con el tiempo del contenido en zinc de las aguas de mina utilizadas



Grafs. 5.2.1.3.i y j: Evolución con el tiempo del contenido en manganeso de las aguas de mina utilizadas



Grafs. 5.2.1.3.k y l: Evolución con el tiempo del contenido en cadmio de las aguas de mina utilizadas



5.2.2. ANÁLISIS DE SUSTRATOS

Fue realizado de forma análoga a las anteriores experiencias. Cabe mencionar que en el caso de la columna rellena de 5% de bentonita y 95% de compost, se procuró que la bentonita formase parte de la muestra en mayor proporción de la real, con el fin de distinguir sus efectos de los del mayoritario compost.

Los resultados analíticos correspondientes a cada sustrato, comparados con el original antes de ser utilizado, se recogen en la tabla 5.2.2. Para el valor de referencia antes de tratamiento, en el caso de sustratos compuestos, se han promediado los valores correspondientes a los sustratos individuales.

Las gráficas 5.2.2.a-r muestran cómo se han incrementado los contenidos de ciertos elementos en los sustratos orgánicos utilizados en las distintas fases de la experiencia, en relación con aquellos que poseía el sustrato original.



AGUA DE DIQUE	Ag (ppm)	Al (%)	As (ppm)	Au (ppm)	B (ppm)	Ba (ppm)	Bi (ppm)	Ca (%)
Diatomita sin tratamiento	<0,3	0,55	<2	<2	5	87	<2	0,73
Diatomita tras tratamiento	<0,3	0,55	3	<2	3	62	<2	1,03
% Incremento	-	0%	-	-	-40%	-29%	-	41%
E. de cerdo sin tratamiento	70%	0,07	<2	<2	12	46	<2	1,28
E. de cerdo tras tratamiento	<0,3	0,06	<2	<2	6	19	<2	1,14
% Incremento	-	-14%	-	-	-50%	-59%	-	-11%
Suelo sin tratamiento	50%	0,74	23	<2	15	176	<2	4,11
Suelo tras tratamiento	<0,3	0,68	19	<2	10	165	<2	3,67
% Incremento	-	-8%	-17%	-	-33%	-6%	-	-11%
E. de pollo sin tratamiento	<0,3	0,37	10	<2	37	198	<2	7,95
E. de pollo tras tratamiento	<0,3	0,37	6	<2	23	130	<2	7,53
% Incremento	-	0%	-40%	-	-38%	-34%	-	-5%
AGUA DE CORTA	Ag (ppm)	Al (%)	As (ppm)	Au (ppm)	B (ppm)	Ba (ppm)	Bi (ppm)	Ca (%)
100% Compost sin tratamiento	<0,3	0,81	22	<2	4	82	<2	1,07
100% Compost tras tratamiento	<0,3	0,85	23	<2	3	31	<2	1,79
% Incremento	-	5%	5%	-	-25%	-62%	-	67%
Lodo de depuradora sin tratamiento	162,4	1,1	11	<2	54	264	5	5,88
(25%lodo dep+75%compost) sin trat.	-	0,8825	19,25	-	16,5	127,5	-	2,2725
(25%lodo dep.+75%comp.) tras trat.	940%	0,6	16	<2	4	66	<2	1,14
% Incremento	-	-32%	-17%	-	-76%	-48%	-	-50%
(50%E.de vaca+50%compost)sin trat.	-	0,585	15,5	-	9,5	67,5	-	1,56
(50%E.de vaca+50%comp.) tras trat.	<0,3	0,66	12	<2	13	50	<2	2,27
% Incremento	-	13%	-23%	-	37%	-26%	-	46%
Bentonita sin tratamiento	<0,3	0,55	2	<2	12	115	<2	1,79
Bentonita con tratamiento	<0,3	0,56	6	<2	9	14	<2	1,04
% Incremento	-	2%	200%	-	-25%	-88%	-	-42%

Tabla 5.2.2. Resultados comparados de los contenidos elementales de los diferentes sustrato antes y después de ser utilizados en la experiencia.



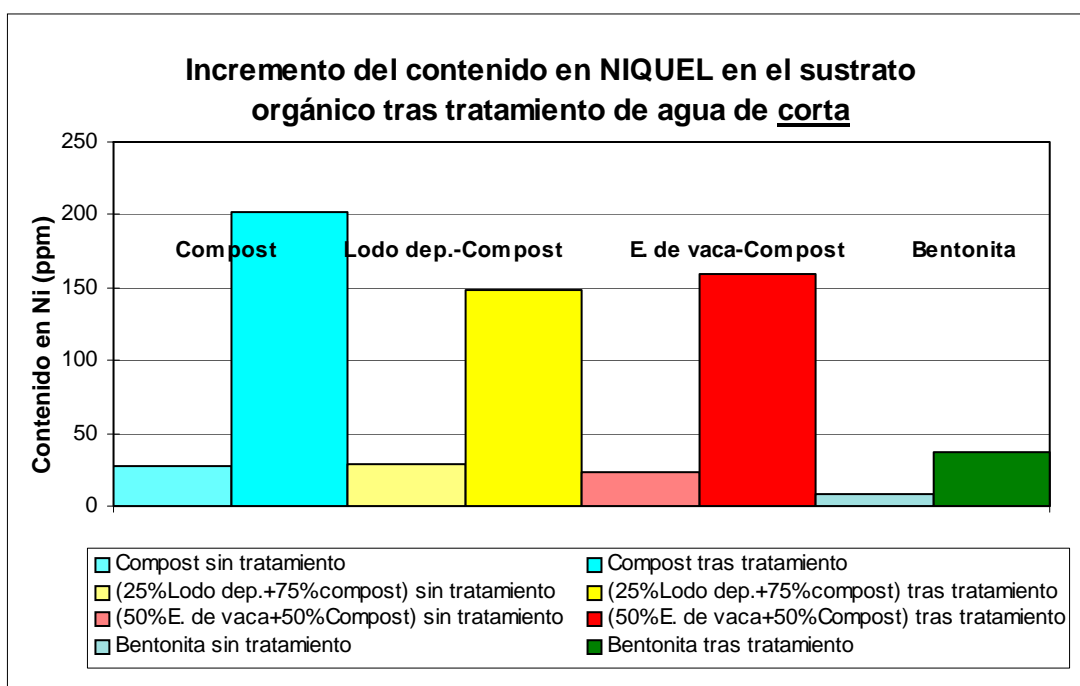
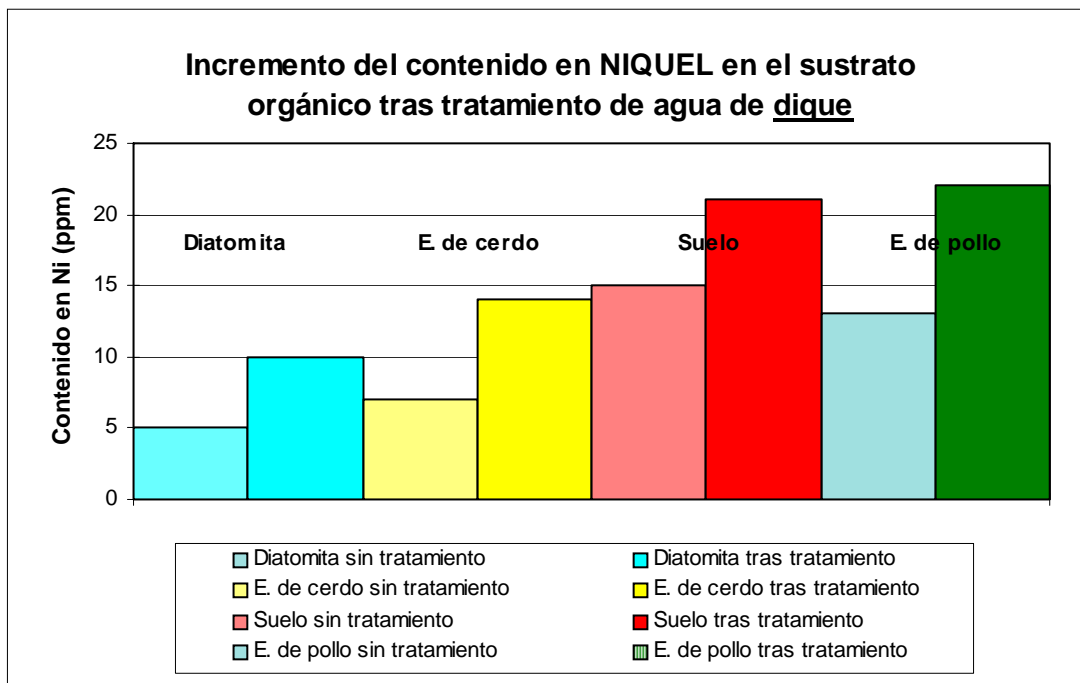
AGUA DE DIQUE	Cd (ppm)	Co (ppm)	Cr (ppm)	Cu (ppm)	Fe (%)	Hg (ppm)	K (%)	La (ppm)
Diatomita sin tratamiento	<2	2	4	2	0,51	<1	0,09	3
Diatomita tras tratamiento	<2	4	6	3	0,47	<1	0,1	4
% Incremento	-	100%	50%	50%	-8%	-	11%	33%
E. de cerdo sin tratamiento	0,3	<1	3	34	0,21	<1	2,55	1
E. de cerdo tras tratamiento	<2	4	4	29	0,15	1	0,03	1
% Incremento	-	-	33%	-15%	-29%	-	-99%	0%
Suelo sin tratamiento	0,8	7	15	60	1,92	<1	0,24	15
Suelo tras tratamiento	0,8	8	15	49	1,74	<1	0,21	14
% Incremento	0%	14%	0%	-18%	-9%	-	-13%	-7%
E. de pollo sin tratamiento	0,5	3	11	41	0,59	<1	1,75	4
E. de pollo tras tratamiento	0,8	6	9	38	0,47	<1	0,22	7
% Incremento	60%	100%	-18%	-7%	-20%	-	-87%	75%
AGUA DE CORTA	Cd (ppm)	Co (ppm)	Cr (ppm)	Cu (ppm)	Fe (%)	Hg (ppm)	K (%)	La (ppm)
100% Compost sin tratamiento	0,2	14	4	4	0,43	<1	0,04	5
100% Compost tras tratamiento	2,4	72	3	11	0,23	<1	0,02	30
% Incremento	1100%	414%	-25%	175%	-47%	-	-50%	500%
Lodo de depuradora sin tratamiento	3,4	5	31	297	0,87	6	0,34	6
(25%lodo dep+75%compost) sin trat.	1	11,75	10,75	77,25	0,54	-	0,115	5,25
(25%lodo dep.+75%comp.) tras trat.	1,9	56	4	23	0,19	<1	0,02	29
% Incremento	90%	377%	-63%	-70%	-65%	-	-83%	452%
(50%E.de vaca+50%compost)sin trat.	0,2	8,5	6,5	16	0,64	-	0,76	5,5
(50%E.de vaca+50%comp.)tras trat.	1,4	64	4	28	0,37	<1	0,08	34
% Incremento	600%	653%	-38%	75%	-42%	-	-89%	518%
Bentonita sin tratamiento	0,7	3	1	5	0,28	1	0,26	29
Bentonita con tratamiento	1,8	25	2	6	0,27	<1	0,26	28
% Incremento	157%	733%	100%	20%	-4%	-	0%	-3%

AGUA DE DIQUE	Mg (%)	Mn (ppm)	Mo (ppm)	Na (%)	Ni (ppm)	P (%)	Pb (ppm)	Sb (ppm)
Diatomita sin tratamiento	0,18	119	<1	0,09	5	0,015	3	<2
Diatomita tras tratamiento	0,31	375	<1	0,08	10	0,015	3	<2
% Incremento	72%	215%	-	-11%	100%	0%	0%	-
E. de cerdo sin tratamiento	1,8	385	2	0,1	7	2,513	4	<2
E. de cerdo tras tratamiento	0,62	1769	2	0,03	14	0,269	4	2
% Incremento	-66%	359%	-	-70%	100%	-89%	0%	-
Suelo sin tratamiento	0,42	378	1	0,01	15	0,152	107	2
Suelo tras tratamiento	0,46	488	1	0,02	21	0,122	95	<2
% Incremento	10%	29%	0%	100%	40%	-20%	-11%	-
E. de pollo sin tratamiento	0,66	263	2	0,28	13	1,566	37	2
E. de pollo tras tratamiento	0,83	2117	2	0,09	22	1,451	29	<2
% Incremento	26%	705%	0%	-68%	69%	-7%	-22%	-

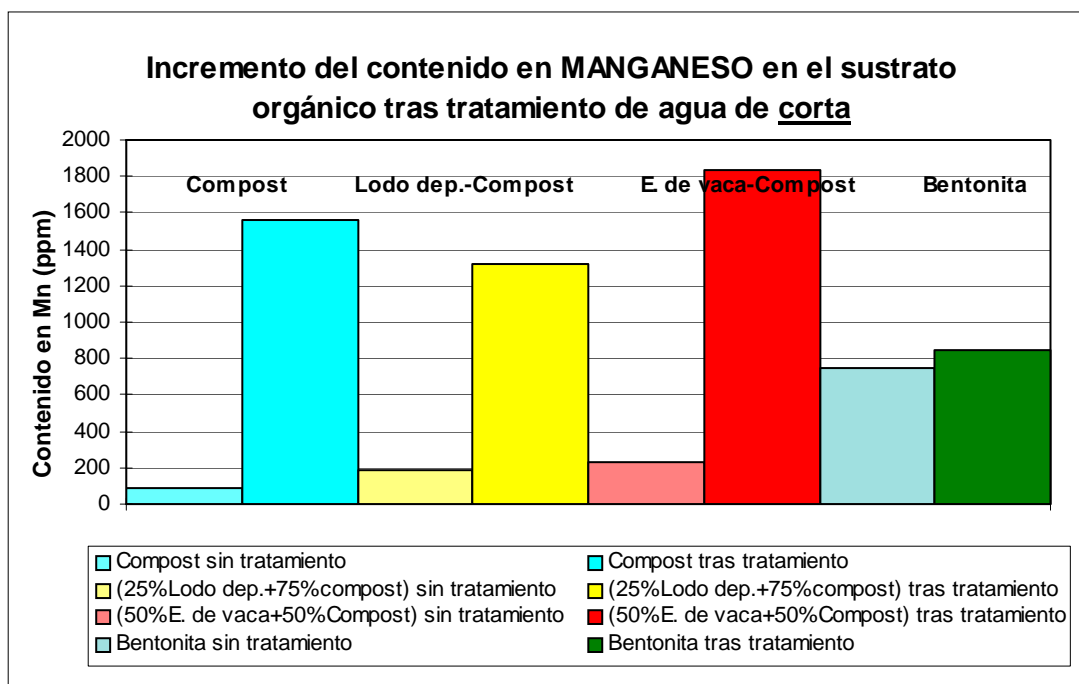
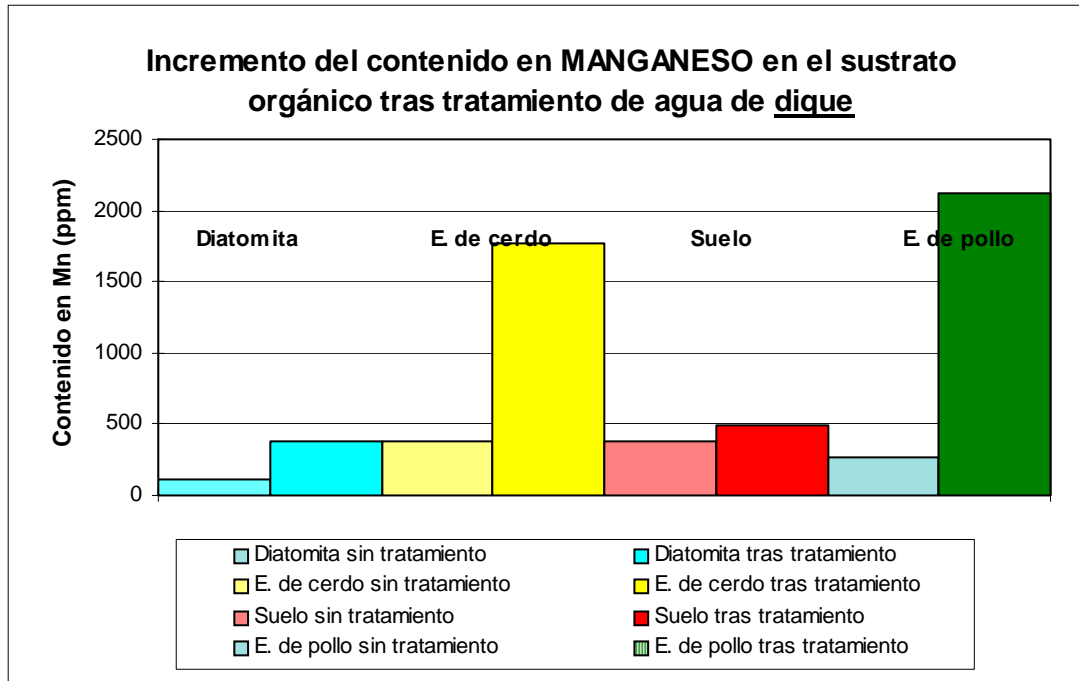


AGUA DE CORTA	Mg (%)	Mn (ppm)	Mo (ppm)	Na (%)	Ni (ppm)	P (%)	Pb (ppm)	Sb (ppm)
100% Compost sin tratamiento	0,12	87	2	0,01	28	0,037	37	<2
100% Compost tras tratamiento	0,63	1556	1	0,02	202	0,059	35	<2
% Incremento	425%	1689%	-50%	100%	621%	59%	-5%	-
Lodo de depuradora sin tratamiento	0,46	484	4	0,07	29	1,711	159	2
(25%lodo dep+75%compost) sin trat.	0,205	186,25	2,5	0,025	28,25	0,4555	67,5	-
(25%lodo dep.+75%comp.) tras trat.	0,48	1316	<1	0,02	148	0,119	28	3
% Incremento	134%	607%	-	-20%	424%	-74%	-59%	-
(50%E.de vaca+50%compost)sin trat.	0,4	226	2	0,3	23,5	0,5015	26,5	-
(50%E.de vaca+50%comp.)tras trat.	0,74	1834	1	0,03	160	0,526	24	2
% Incremento	85%	712%	-50%	-90%	581%	5%	-9%	-
Bentonita sin tratamiento	0,43	742	<1	1,11	8	0,017	16	2
Bentonita con tratamiento	0,68	845	<1	0,25	37	0,026	19	2
% Incremento	58%	14%	-	-77%	363%	53%	19%	-

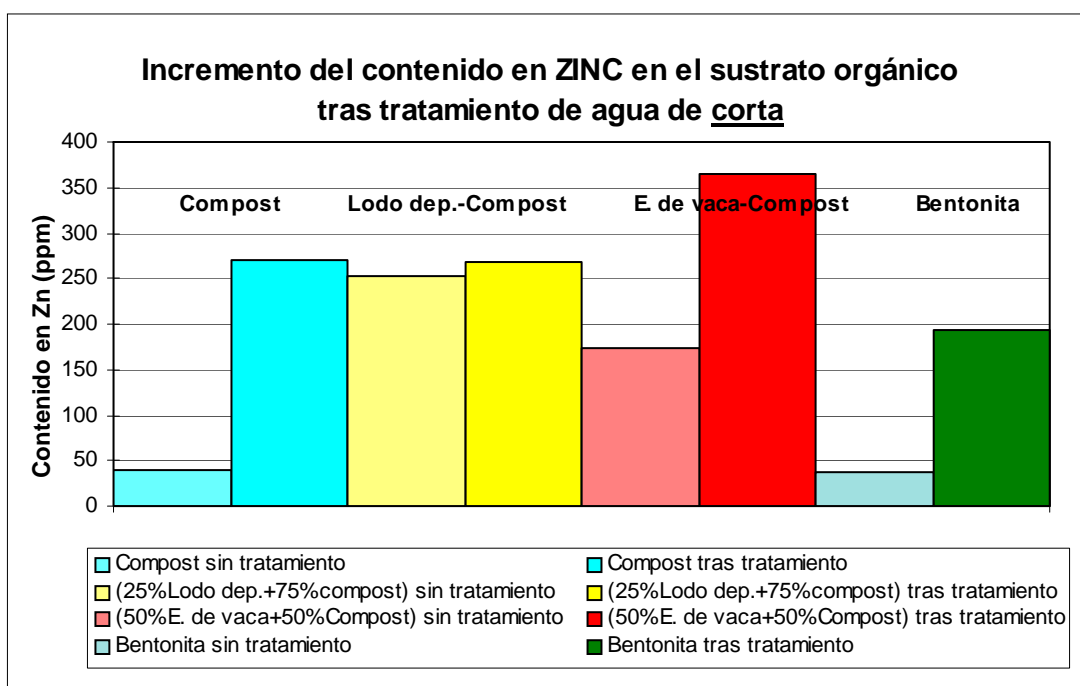
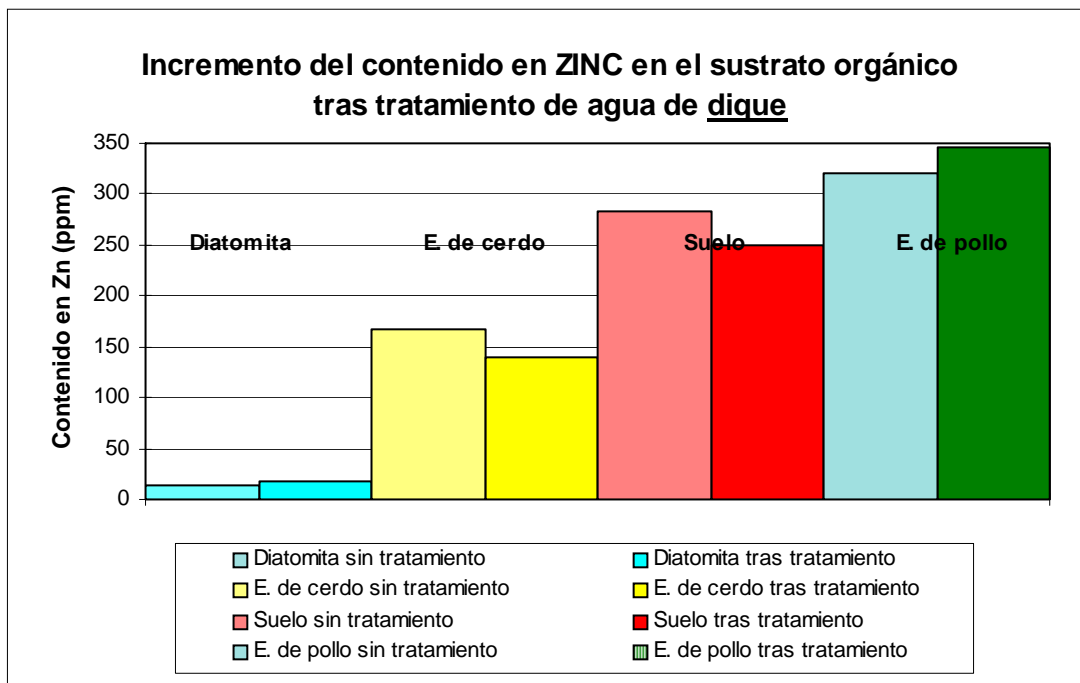
AGUA DE DIQUE	Sr (ppm)	Th (ppm)	Ti (%)	TI (ppm)	U (ppm)	V (ppm)	W (ppm)	Zn (ppm)
Diatomita sin tratamiento	41	<2	0,03	<5	<5	11	<2	14
Diatomita tras tratamiento	46	2	0,03	<5	7	10	<2	17
% Incremento	12%	-	0%	-	-	-9%	-	21%
E. de cerdo sin tratamiento	58	<2	<,01	<5	<5	2	<2	167
E. de cerdo tras tratamiento	49	2	<,01	<5	8	2	<2	140
% Incremento	-16%	-	-	-	-	0%	-	-16%
Suelo sin tratamiento	60	6	0,01	<5	5	18	<2	283
Suelo tras tratamiento	54	7	0,01	<5	35	16	<2	250
% Incremento	-10%	17%	0%	-	600%	-11%	-	-12%
E. de pollo sin tratamiento	291	3	<,01	<5	<5	15	<2	321
E. de pollo tras tratamiento	239	3	<,01	<5	25	11	<2	347
% Incremento	-18%	0%	-	-	-	-27%	-	8%
AGUA DE CORTA	Sr (ppm)	Th (ppm)	Ti (%)	TI (ppm)	U (ppm)	V (ppm)	W (ppm)	Zn (ppm)
100% Compost sin tratamiento	17	<2	0,01	<5	<5	5	<2	39
100% Compost tras tratamiento	52	13	<,01	<5	593	7	<2	270
% Incremento	206%	-	-	-	-	40%	-	592%
Lodo de depuradora sin tratamiento	359	2	<,01	<5	7	15	<2	891
(25%lodo dep+75%compost) sin trat.	102,5	-	-	-	-	7,5	-	252
(25%lodo dep.+75%comp.) tras trat.	44	11	<,01	<5	416	6	<2	269
% Incremento	-57%	-	-	-	-	-20%	-	7%
(50%E.de vaca+50%compost)sin trat.	35	-	-	-	-	6	-	173
(50%E.de vaca+50%comp.)tras trat.	76	11	<,01	<5	434	7	<2	365
% Incremento	117%	-	-	-	-	17%	-	111%
Bentonita sin tratamiento	23	13	<,01	<5	<5	2	<2	37
Bentonita con tratamiento	28	11	<,01	<5	65	3	<2	194
% Incremento	22%	-15%	-	-	-	50%	-	424%



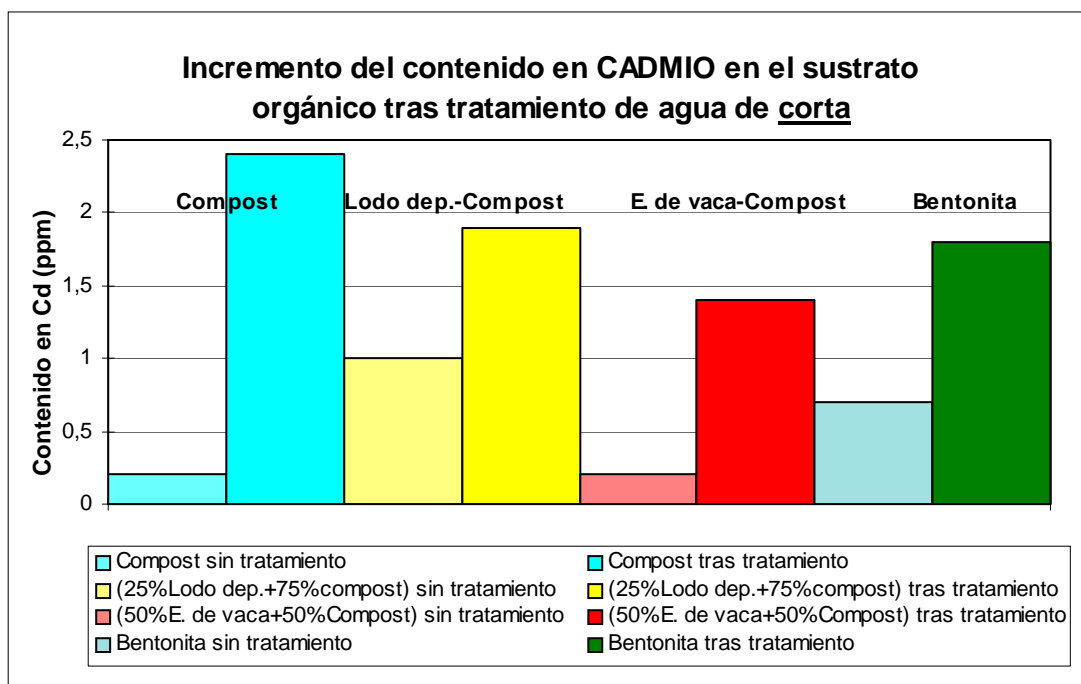
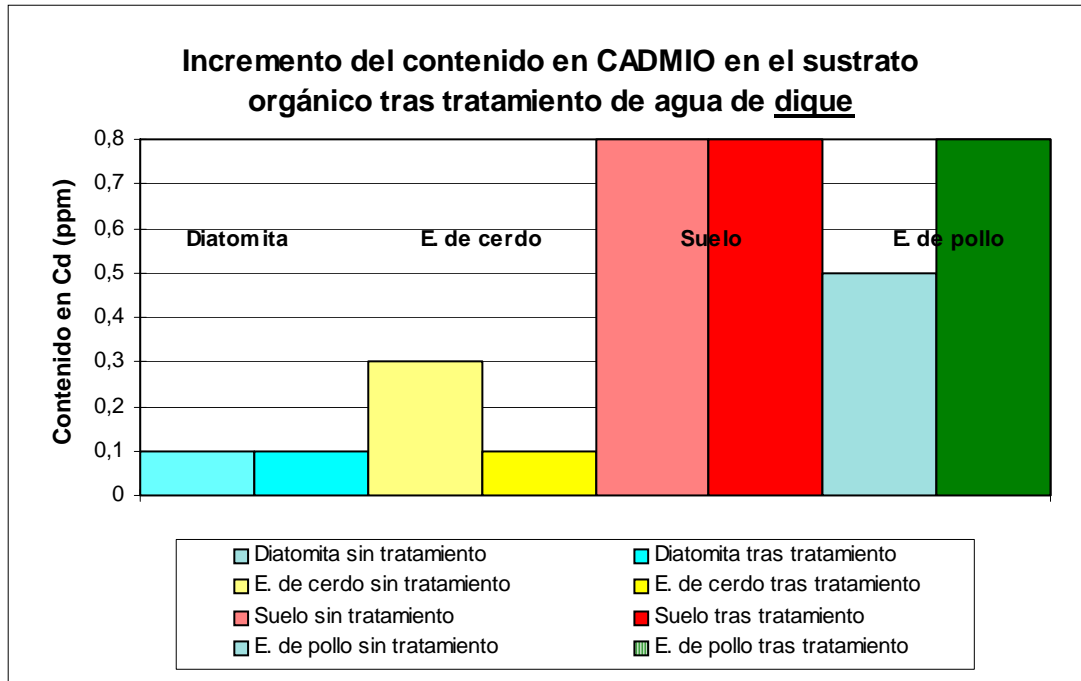
Grafs. 5.2.2.a y b: Incremento del contenido de níquel en los sustratos orgánicos utilizados en las distintas partes de la experiencia



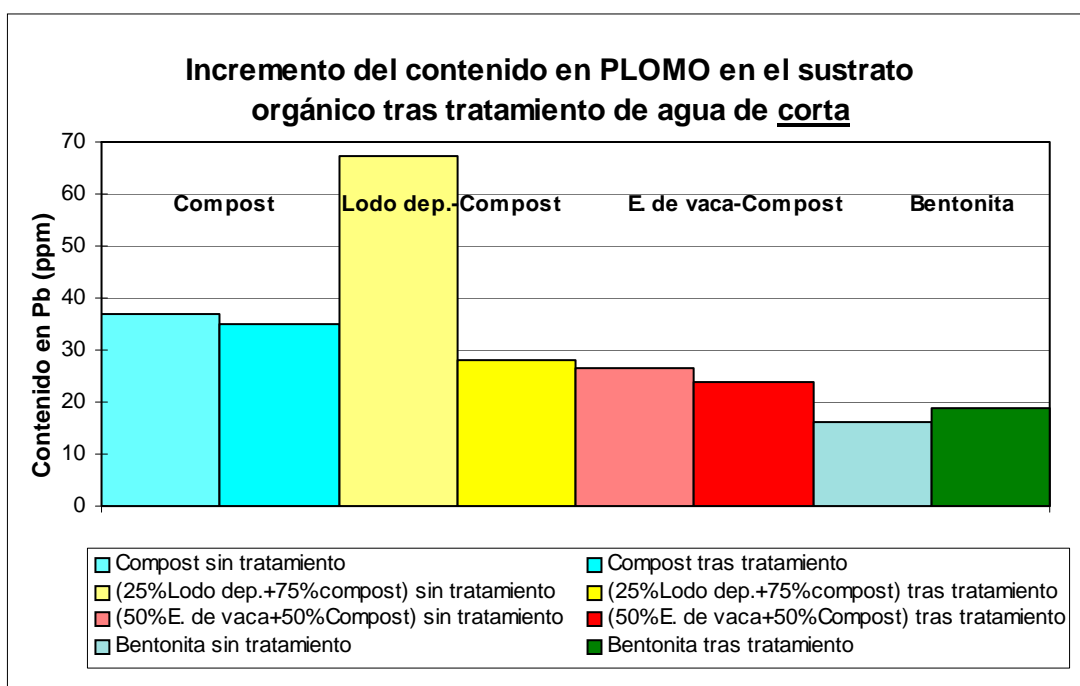
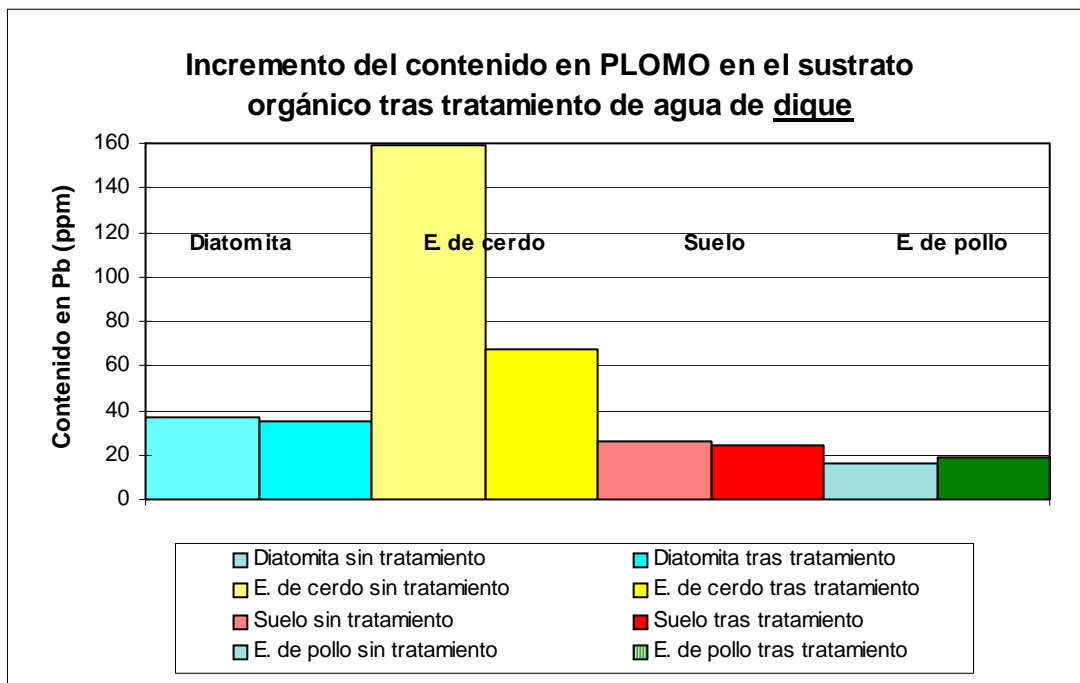
Grafs. 5.2.2.c y d: Incremento del contenido de manganeso en los sustratos orgánicos utilizados en las distintas partes de la experiencia



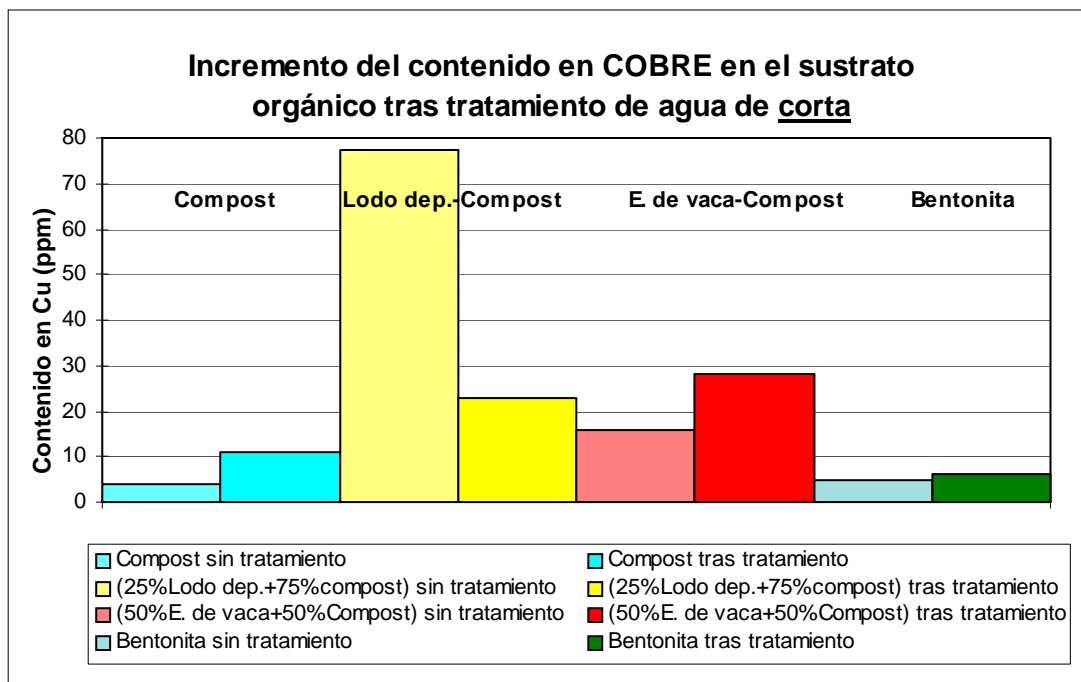
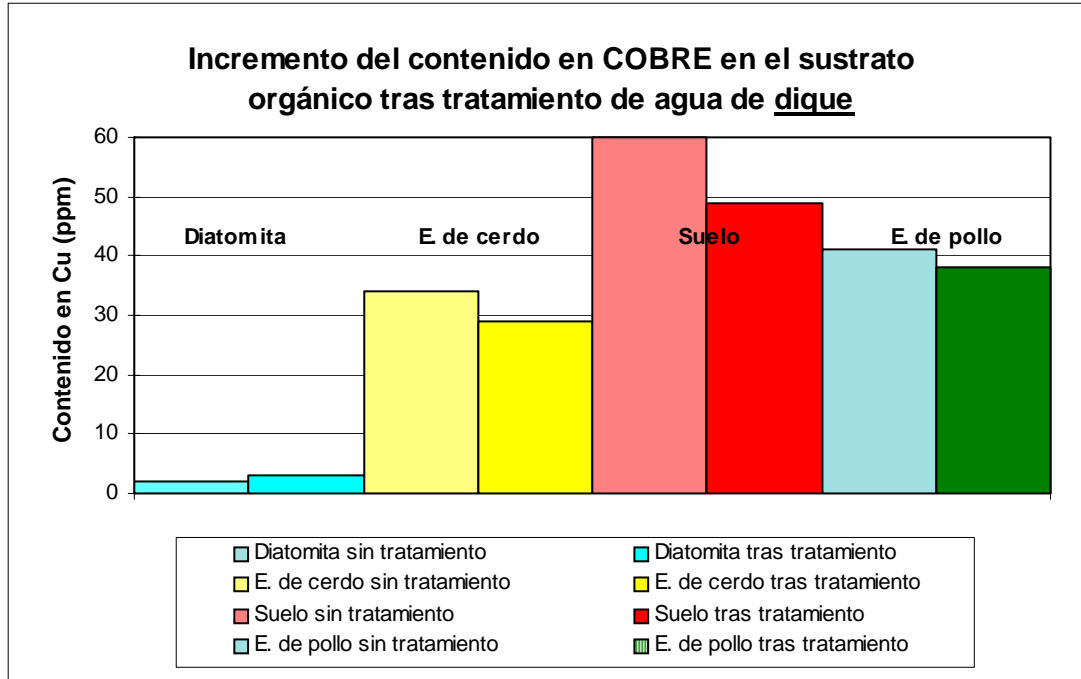
Grafs. 5.2.2.e y f: Incremento del contenido de zinc en los sustratos orgánicos utilizados en las distintas partes de la experiencia



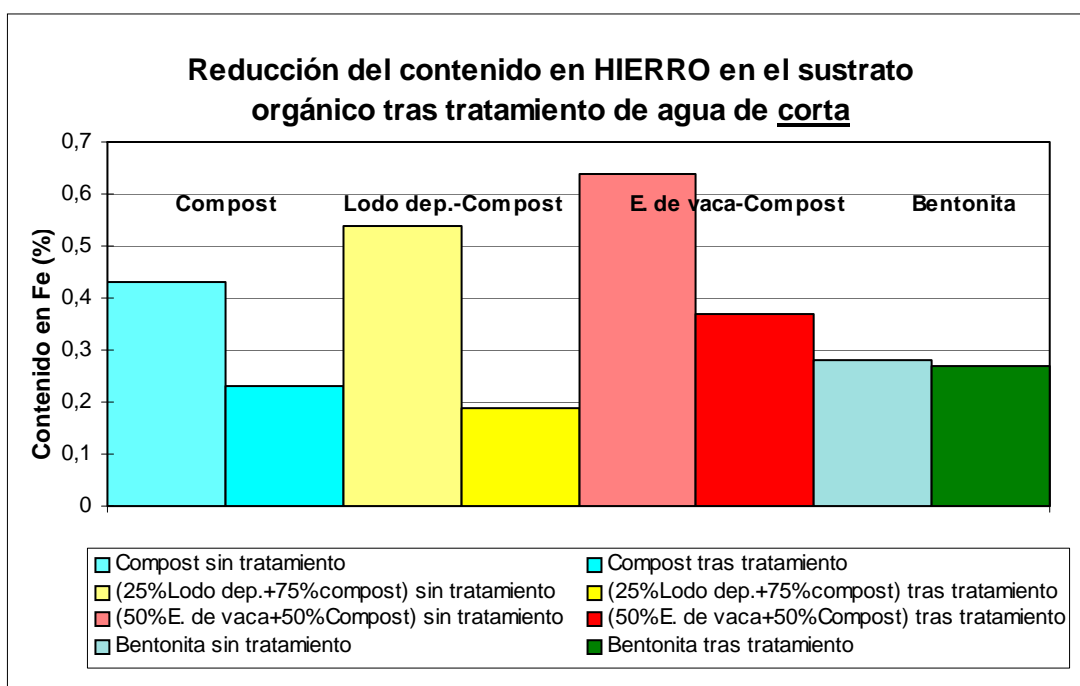
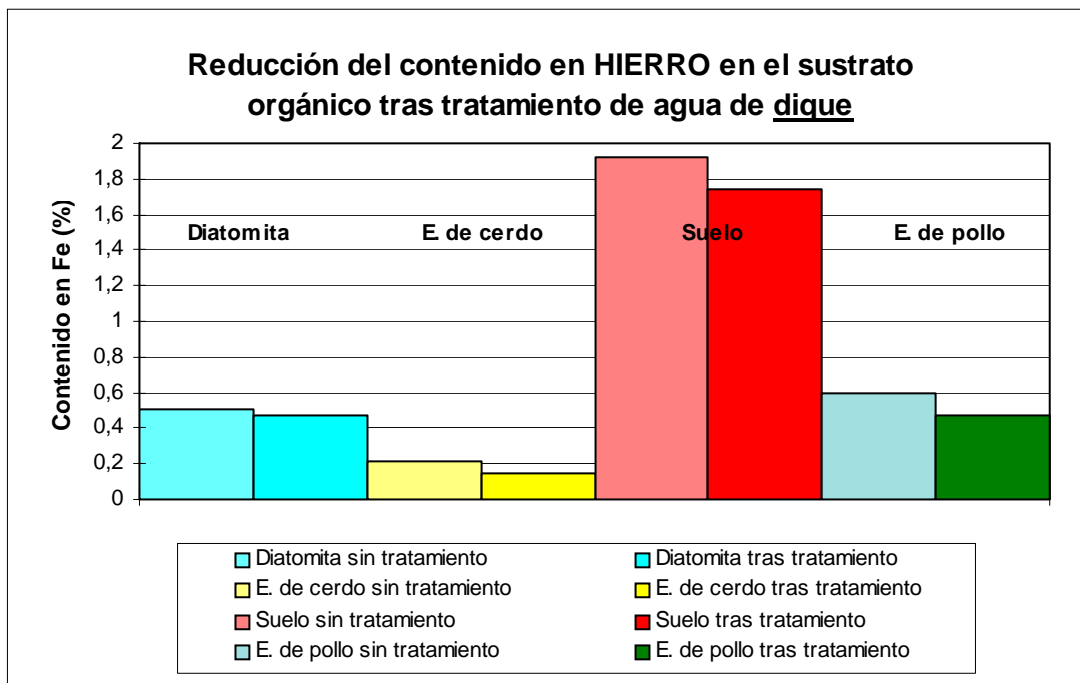
Grafs. 5.2.2.g y h: Incremento del contenido de cadmio en los sustratos orgánicos utilizados en las distintas partes de la experiencia



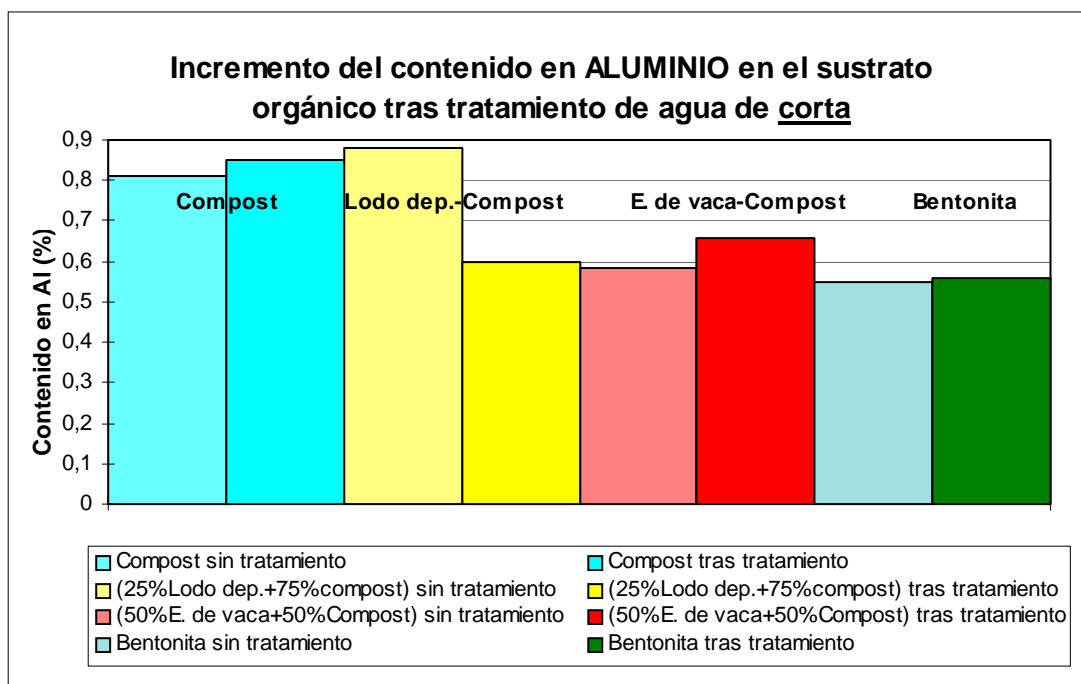
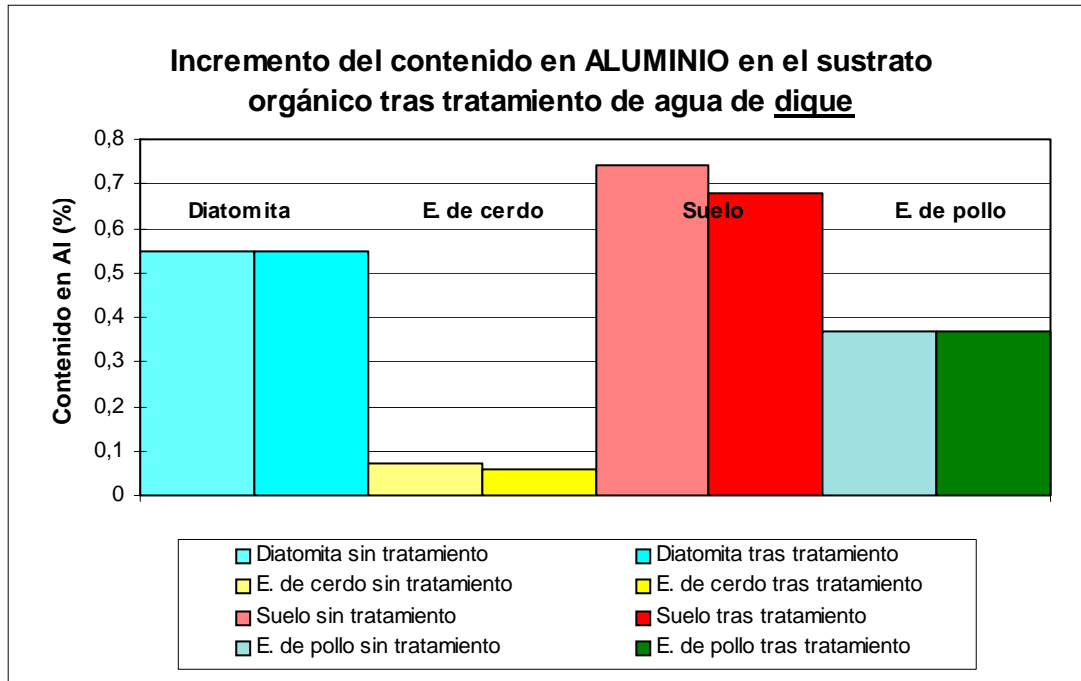
Grafs. 5.2.2.i y j: Incremento del contenido de plomo en los sustratos orgánicos utilizados en las distintas partes de la experiencia



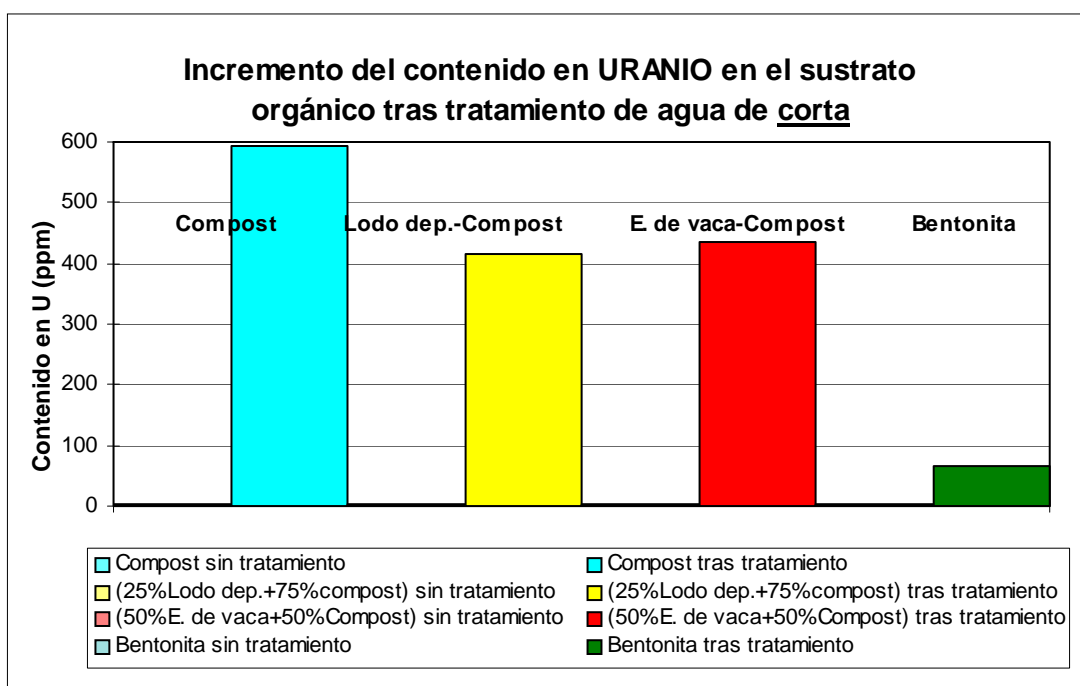
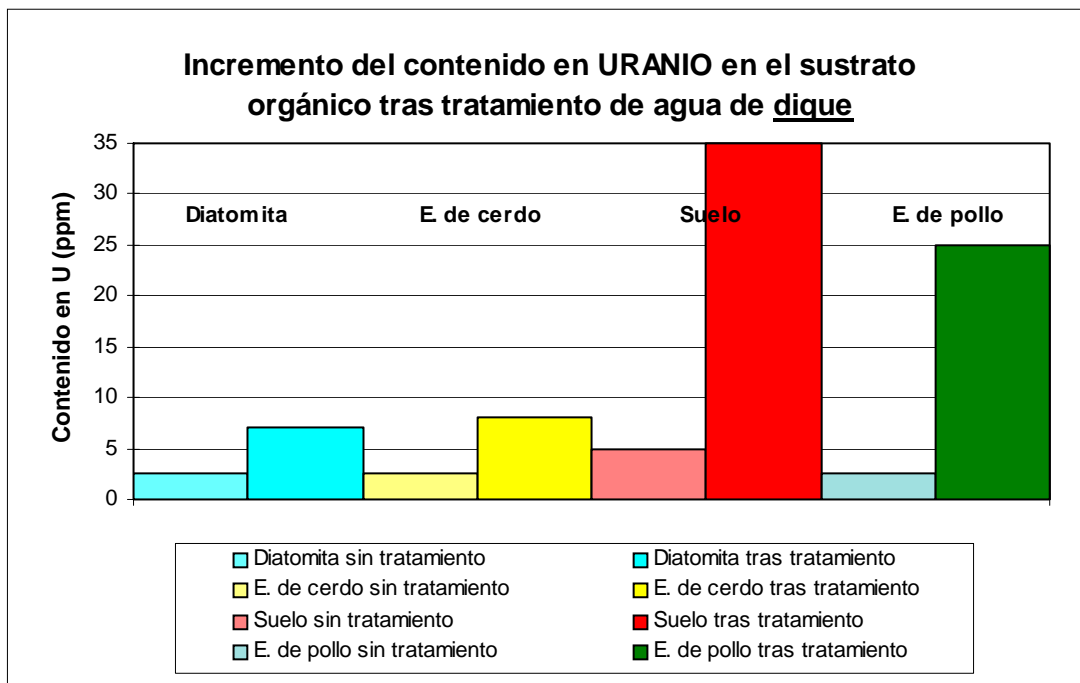
Grafs. 5.2.2.k y l: Incremento del contenido de cobre en los sustratos orgánicos utilizados en las distintas partes de la experiencia



Grafs. 5.2.2.m y n: Incremento del contenido de hierro en los sustratos orgánicos utilizados en las distintas partes de la experiencia



Grafs. 5.2.2.o y p: Incremento del contenido de aluminio en los sustratos orgánicos utilizados en las distintas partes de la experiencia



Grafs. 5.2.2.q y r: Incremento del contenido de uranio en los sustratos orgánicos utilizados en las distintas partes de la experiencia



5.3. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en esta experiencia han sido satisfactorios y sirven de gran ayuda en la elección del sustrato idóneo para la depuración del agua de mina estudiada. Obviamente, las reducciones conseguidas en esta experiencia son superiores a las de fases anteriores, ya que en este caso se ha reducido a la mitad el caudal y por tanto, el tiempo de tratamiento se ha incrementado al doble.

En cuanto a la acidez protónica del agua tratada, no supone problemas en ningún caso, ya que desde su primer día de tratamiento ésta alcanza un pH neutro o muy próximo a la neutralidad.

La reducción de sulfatos alcanzada, ha superado a la obtenida en experiencias anteriores. Para el agua de dique, el mejor reductor ha sido el estiércol de pollo, mientras que con el estiércol de cerdo se han conseguido los peores resultados. La diatomita funciona muy bien durante los primeros días de la experiencia, pero parece saturarse rápidamente, a juzgar por su pérdida progresiva de efectividad.

Para el agua de corta, las más altas reducciones se consiguen con la adición de bentonita y lodo de depuradora al compost, mientras que la mezcla de éste con estiércol de vaca no parece reducir de igual forma. Con el compost empleado de forma exclusiva se consiguen unos resultados intermedios y bastante satisfactorios.

En cuanto a los elementos analizados en el agua de salida, para el agua de dique las mayores reducciones se consiguen empleando el estiércol de pollo; y para el agua de corta, todos los sustratos funcionan bien, destacando quizá el compost.



Para el caso del Fe, al igual que en otras experiencias, se produce un incremento en el agua de salida con respecto a la original, especialmente en el agua de dique.

Cabe destacar que los contenidos metálicos del agua de salida analizada, tienden a aumentar con el paso de los días de funcionamiento, es decir, que las reducciones son, en varios casos, ligeramente superiores en el comienzo de la experiencia. Ello apunta hacia una posible pérdida de efectividad del sustrato con el tiempo. Sin embargo, esto no se podría asegurar con la escasa variación registrada en el corto periodo de duración de la experiencia.

El análisis de los sustratos conduce a conclusiones similares a las obtenidas en otras experiencias. Sin embargo, el valor de los incrementos de contenidos elementales experimentados es inferior en este caso, debido a la menor duración de esta experiencia con respecto a las anteriores.

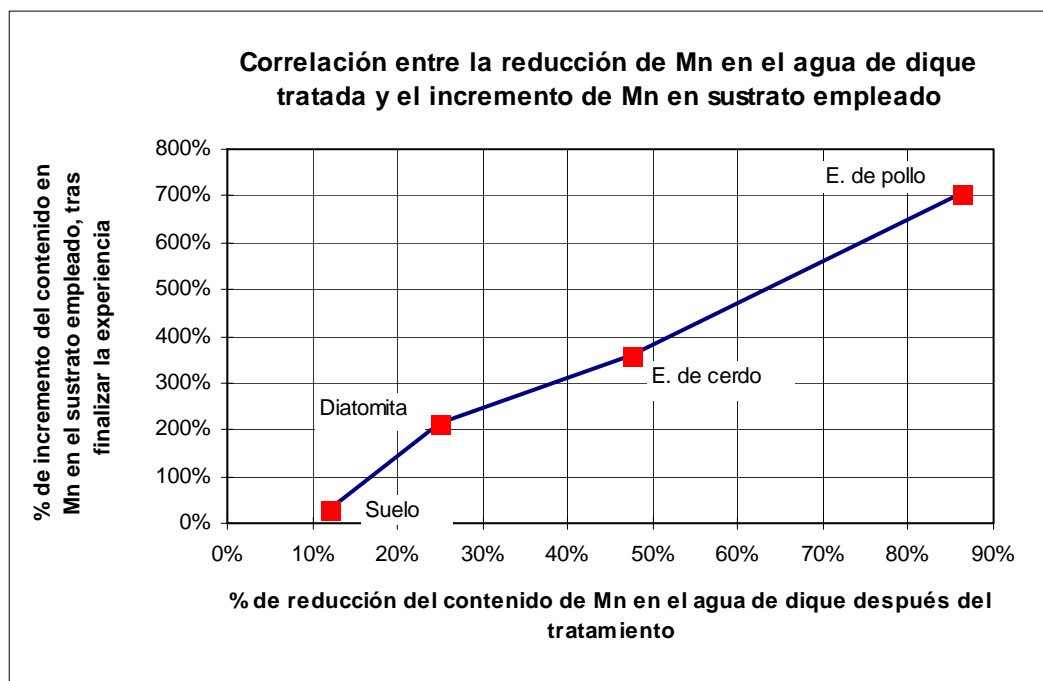
De los sustratos empleados con agua de dique, los mayores incrementos elementales se han registrado en la diatomita y el estiércol de pollo. En el caso del agua de corta destaca el sustrato constituido por compost.

Existe, como es lógico, una correspondencia entre la reducción alcanzada en el agua de salida y el incremento registrado en el sustrato que ha tratado dicho agua, es decir, que aquellos sustratos en los que han aumentado más las concentraciones elementales, son los que han dado lugar a las mayores reducciones de tales elementos en el agua que los ha atravesado.

Como ejemplo de esta correlación, se ha representado en la gráfica 5.3 la reducción de Mn en el agua de dique frente al incremento de tal elemento en cada



unos de los sustratos empleados en el tratamiento de dicho agua. El resultado es una relación prácticamente lineal (coef. de correlación = 0.99).



Graf. 5.3: Reducción de contenido en Mn en el efluente frente a incremento del mismo elemento en el sustrato utilizado

6. Experiencia V

*Sustrato orgánico en columnas
anaerobias en serie con flujo
continuo de agua*



6. EXPERIENCIA V: *SUSTRATO ORGÁNICO EN COLUMNAS ANAEROBIAS EN SERIE CON FLUJO CONTÍNUO DE AGUA*

6.1. DESCRIPCIÓN

Puesto que las reducciones obtenidas están directamente relacionadas con el tiempo de tratamiento que reciba el agua, se plantea la posibilidad de incrementar dicho tiempo de residencia. Ante la imposibilidad de reducir el caudal más aún que en la anterior experiencia, sólo cabe aumentar el volumen útil de sustrato para el tratamiento. Ello se consigue acoplando varias columnas (idénticas a las de experiencias anteriores), con *disposición en serie*, es decir, de forma que el agua de salida de la primera columna sea el agua de entrada para la segunda y así sucesivamente. De esta forma, el tiempo de retención total del agua será la suma de los tiempos parciales correspondientes a cada una de las columnas.

En este caso se emplean tres columnas, ya que el tiempo total así conseguido se considera suficiente. El relleno, idéntico para todas, es el usado en la columna *Corta-1* de la experiencia 4, es decir, 100% compost, debido a sus buenos resultados como reductor de sulfatos en dicha experiencia y a su buena conductividad hidráulica, lo cual es especialmente importante para las características de montaje de esta experiencia (Foto 6.1).



En este primer ensayo se usa agua de corta y su circulación es siempre por gravedad, disponiendo las columnas según alturas decrecientes y de modo que se puedan tomar muestras en cada una de las fases intermedias. El análisis del agua de salida de cada una de las columnas permite examinar si la reducción de sulfatos tiene o no, carácter aditivo y si se relaciona de forma lineal con el tiempo de permanencia del agua en el interior de las columnas. También permite estudiar si las reducciones son del mismo orden en todas las fases o, por el contrario, son preponderantes en alguna de ellas.

El caudal es el mismo que en la anterior experiencia, es decir, unos 0,3 ml/min, con lo que el tiempo de residencia en cada columna será de unos 6 días, lo que hace un tiempo total de 18-20 días.

La periodicidad de muestreo (para cada fase) es idéntica a la de experiencias anteriores. Lo mismo ocurre con el análisis (aguas y sustratos).

Las columnas fueron denominadas respectivamente, a partir del depósito, *Columnas A, B y C*. Por motivos técnicos, el montaje de las tres se realizó al mismo tiempo, siendo rellenadas de igual forma y empleando agua de corta en los tres casos. Las muestras también fueron tomadas de forma simultánea en las tres columnas.

Para la interpretación de los resultados debe tenerse en cuenta que hubo de transcurrir un periodo superior al tiempo de residencia en la primera columna (6 días) para que el agua de salida de ésta entrase en la segunda y otro periodo semejante para empezar a obtener el agua procedente de esta última. Es por esto que los resultados de la columna B cobran importancia a partir de la segunda



semana de duración de la experiencia. Análogamente, los resultados de la columna C son interesantes una vez transcurrido el primer mes de funcionamiento. No obstante, se reflejan igualmente los resultados de periodos anteriores por entender que la tendencia seguida tiene también su interés.

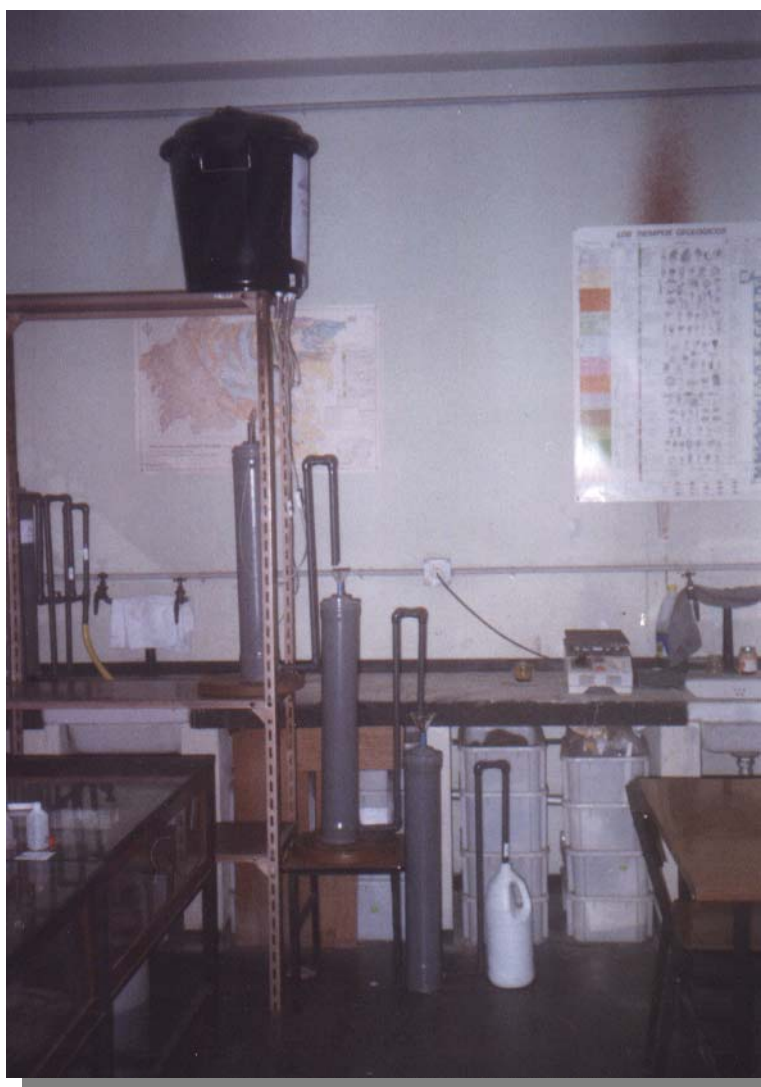


Foto 6.1: Disposición de funcionamiento de las columnas en serie



6.2. RESULTADOS

Tras una duración total de la experiencia de 50 días, fijados un caudal de unos 0.3 ml/min y un tiempo de residencia en cada columna de unos 6 días , se han obtenido los siguientes resultados:

6.2.1. ANÁLISIS DE AGUAS

De modo análogo a experiencias anteriores, se han realizado medidas de pH y análisis de contenidos en sulfatos y metales en las aguas utilizadas a lo largo de la experiencia.

6.2.1.1. REDUCCIÓN DE ACIDEZ

Como en experiencias anteriores, se compara aquí la evolución con el tiempo del pH y de la acidez calculada, en este caso para los efluentes de cada una de las tres columnas. En las tablas 6.2.1.1.a-b y los gráficos 6.2.1.1.a-b se muestran los resultados correspondientes a pH y acidez calculada y su evolución frente al tiempo.

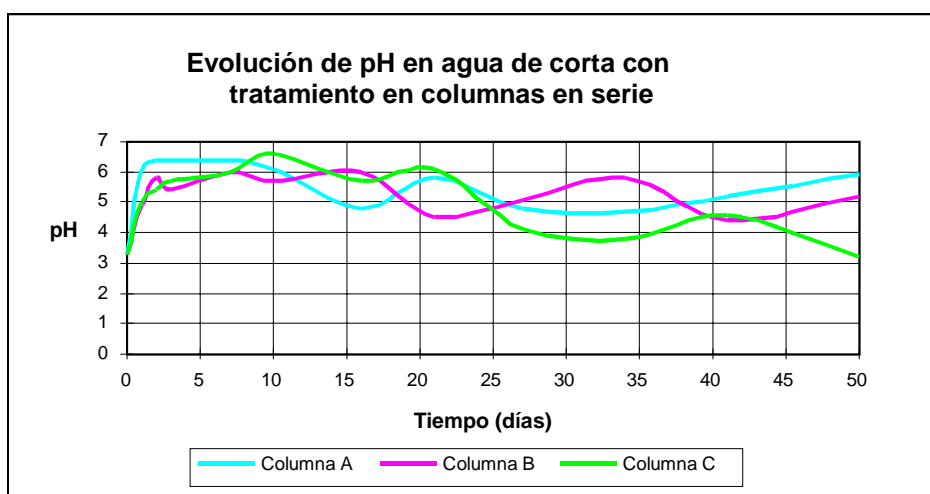
EVOLUCIÓN DE pH												
Agua de corta												
	Día 0	Día 1	Día 2	Día 3	Día 7	Día 10	Día 16	Día 21	Día 27	Día 34	Día 41	Día 50
COLUMNA A	3,3	6,1	6,4	6,4	6,4	6,1	4,8	5,8	4,8	4,7	6,2	5,9
COLUMNA B	3,3	4,9	5,8	5,4	6,0	5,7	6,0	4,5	5,1	5,8	4,4	5,2
COLUMNA C	3,3	5,0	5,4	5,7	6,0	6,6	5,7	6,1	4,1	3,8	4,6	3,2

Tabla 6.2.1.1.a: Resultados de medidas de pH en el efluente de las tres columnas

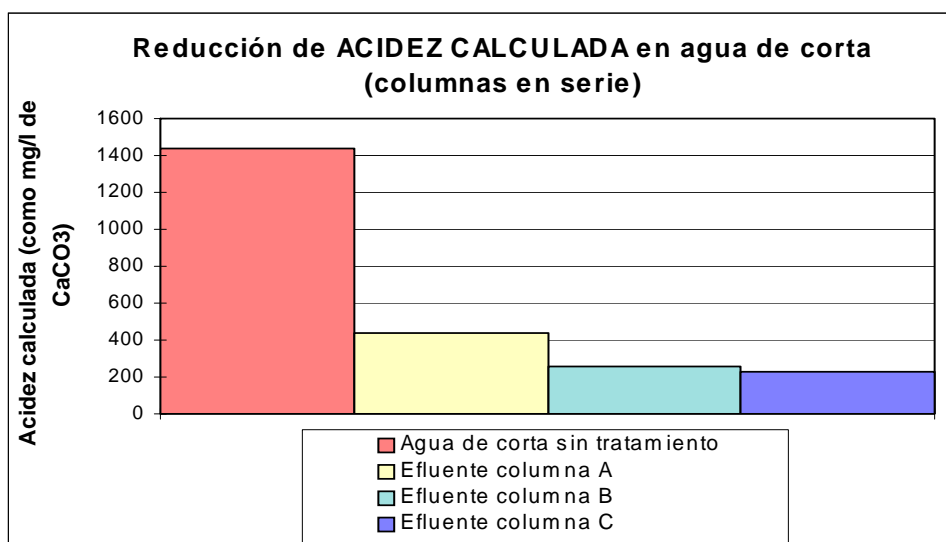


REDUCCION DE ACIDEZ CALCULADA (mg/l CaCO ₃)		
Agua de corta		
	Inicial	Final
Columna A	1496	438
Columna B	438	260
Columna C	260	231

Tabla 6.2.1.1.b: Valores de acidez calculada en el efluente de las tres columnas



Graf. 6.2.1.1.a: Variación de pH en los tres efluentes, frente al tiempo

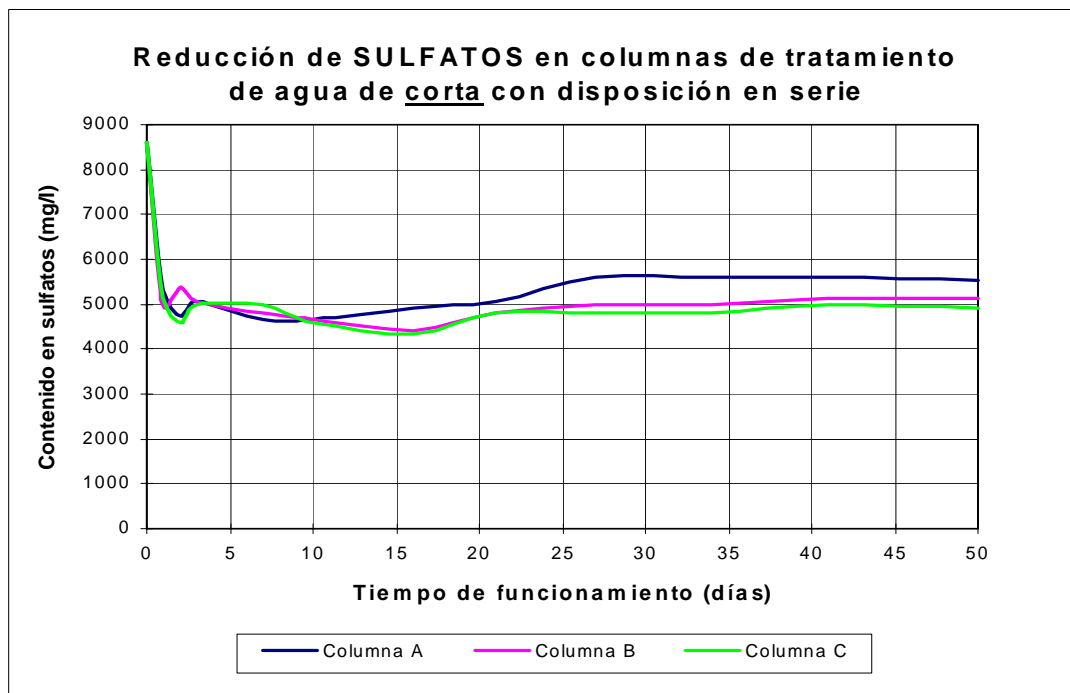


Graf. 6.2.1.1.b: Variación de la acidez calculada en los tres efluentes, frente al tiempo



6.2.1.2. REDUCCIÓN DE SULFATOS

La tendencia seguida por las tres columnas de tratamiento, en lo que a contenido en sulfatos se refiere, se recoge en la gráfica 6.2.1.2. Los resultados analíticos están recogidos en la tabla 6.2.1.2. La Fig. 6.2.1.2 muestra de una forma esquemática la reducción de sulfatos alcanzada en cada una de las fases.



Graf. 6.2.1.2: Reducción de sulfatos en agua de corta para las tres columnas en serie empleadas. ($Q = 0.3 \text{ ml/min}$; $T.res. = 6 \text{ días}$; sustrato: compost)

REDUCCION DE SULFATOS												
	Día 0	Día 1	Día 2	Día 3	Día 7	Día 10	Día 16	Día 21	Día 27	Día 34	Día 41	Día 50
COLUMNA A	8600	5600	5040	5360	4960	4960	5200	5360	5620	5620	5620	5540
COLUMNA B	8600	5280	5680	5360	5120	4960	4720	5120	5280	5280	5440	5440
COLUMNA C	8600	5440	4880	5280	5280	4880	4640	5120	5120	5120	5280	5200

Tabla 6.2.1.2: Resultados del análisis de contenido en sulfatos en los efluentes de las tres columnas

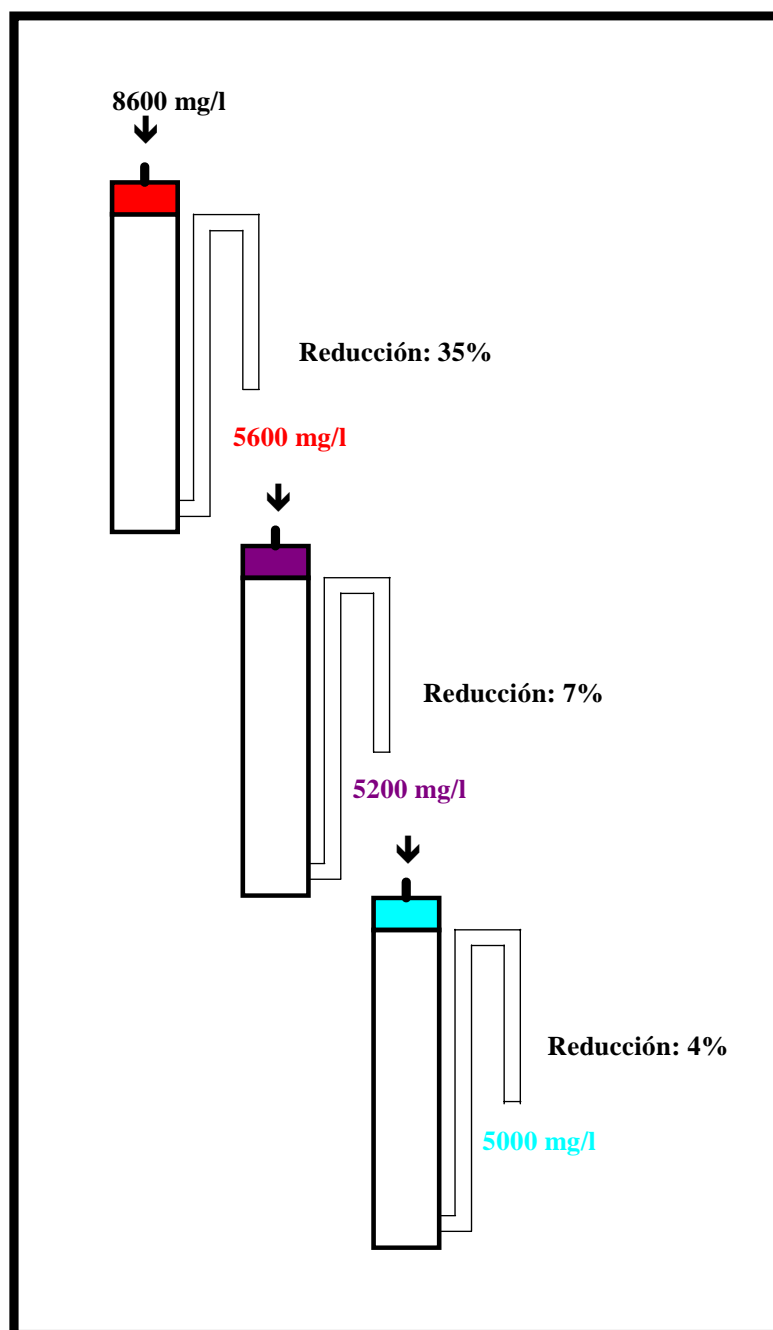


Fig. 6.2.1.2: Resultados medios esquematizados de las reducciones de contenido en sulfatos conseguidas en el agua de corta mediante columnas dispuestas en serie.

($Q = 0.3 \text{ ml/min}$; $T_{res.} = 6 \text{ días en cada columna}$; sustrato orgánico: compost)

6.2.1.3. REDUCCIÓN DE METALES



En esta experiencia se han realizado análisis periódicos de los contenidos en Fe, Al, Ni, Zn, Mn y Cd de los efluentes de cada una de las tres columnas utilizadas.

Los resultados analíticos para cada uno de los elementos citados se recogen, respectivamente, en las tablas que van desde 6.2.1.3.a hasta 6.2.1.3.f.

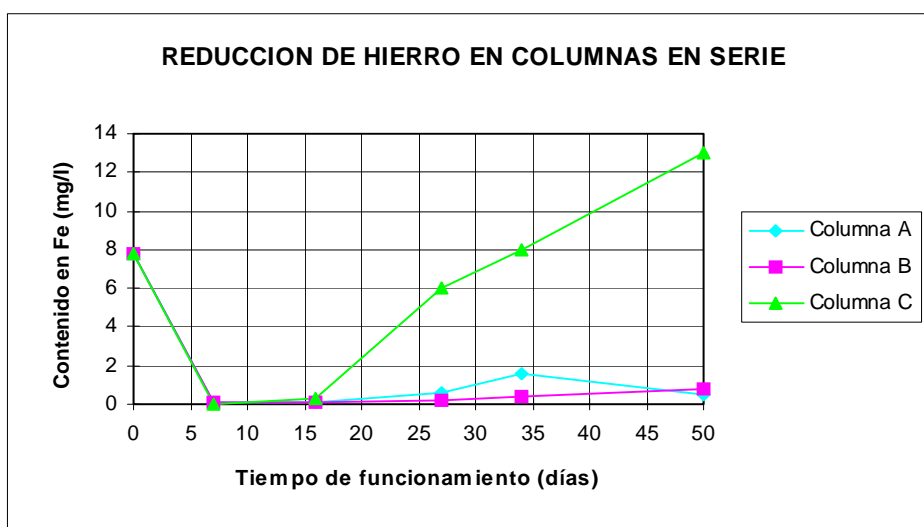
Gráficamente se ha representado la evolución en función del tiempo de los contenidos de cada uno de los elementos analizados en los efluentes de las tres columnas. Esto muestra en las gráficas que van desde la 6.2.1.3.a a la 6.2.1.3.f.

Finalmente, en las gráficas comprendidas entre la 6.2.1.3.a' y la 6.2.1.3.f', se ha representado la reducción media del contenido elemental obtenida en el efluente de cada columna, por comparación con los contenidos originales del influente.

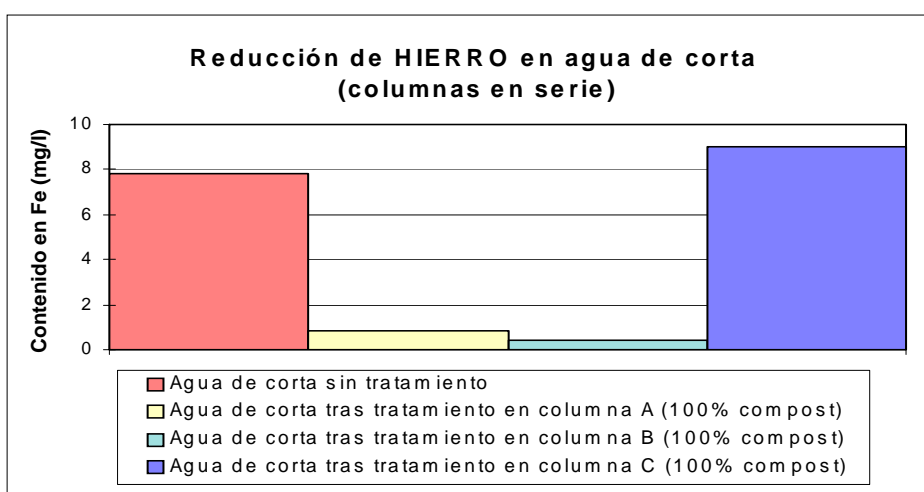


DIAS	Columna A	Columna B	Columna C
0	7,8	7,8	7,8
7	0,06	0,06	0,04
16	0,08	0,05	0,33
27	0,55	0,16	6
34	1,55	0,41	8
50	0,5	0,78	13

Tabla 6.2.1.3.a: Contenidos en Fe (mg/l) en agua de corta para las columnas en serie.



Graf. 6.2.1.3.a: Evolución frente al tiempo de los contenidos en Fe para las columnas en serie.

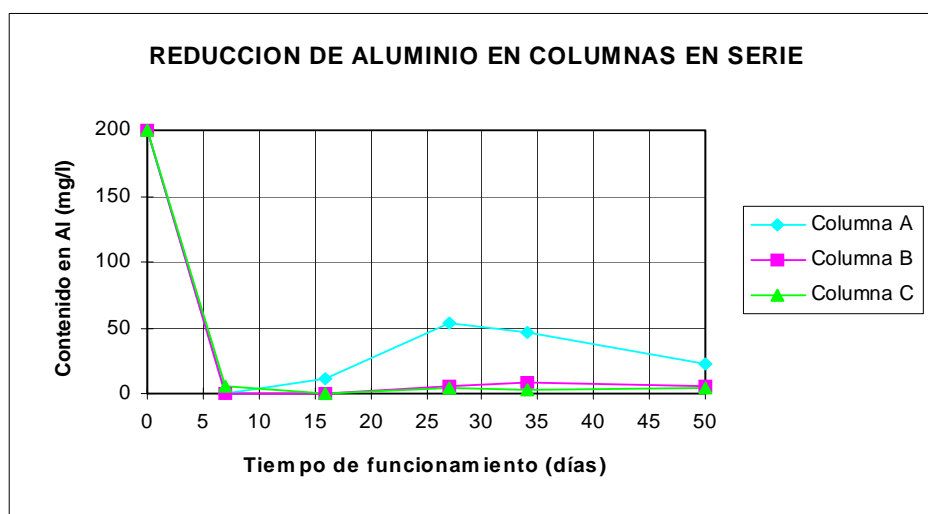


Graf. 6.2.1.3.a': Reducción de los contenidos en Fe tras el paso por las columnas en serie.

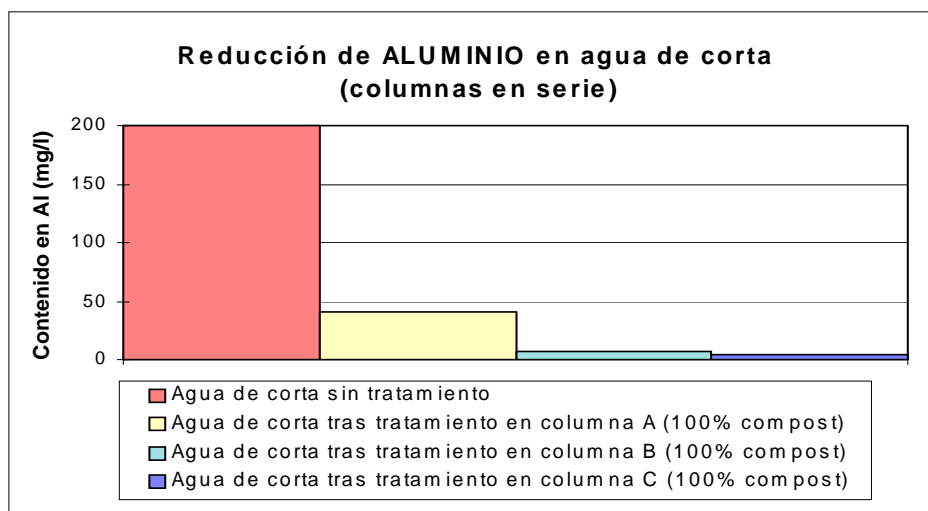


DIAS	Columna A	Columna B	Columna C
0	200	200	200
7	0,2	0	5,7
16	11,3	0	0
27	54	5	4,5
34	47	8,9	2,7
50	23	5,4	3,7

Tabla 6.2.1.3.b: Contenidos en Al (mg/l) en agua de corta para las columnas en serie.



Graf. 6.2.1.3.b: Evolución frente al tiempo de los contenidos en Al para las columnas en serie.

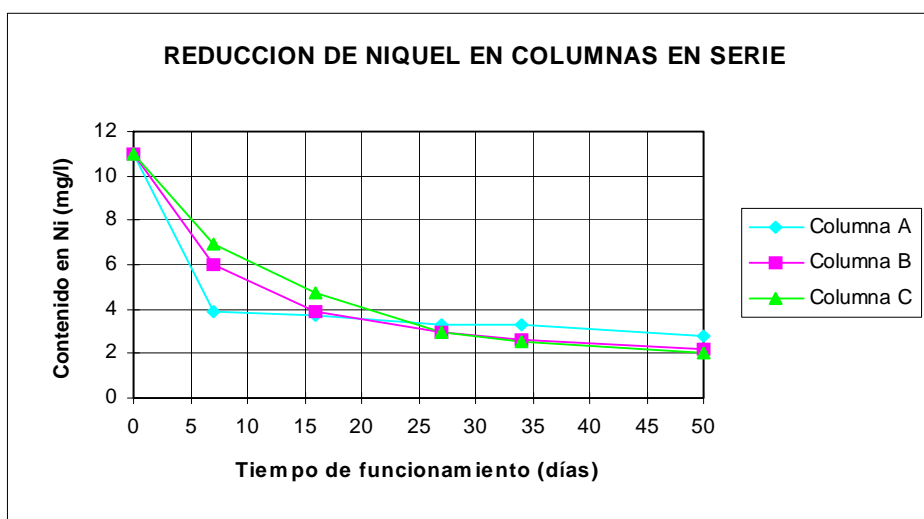


Graf. 6.2.1.3.b': Reducción de los contenidos en Al tras el paso por las columnas en serie.

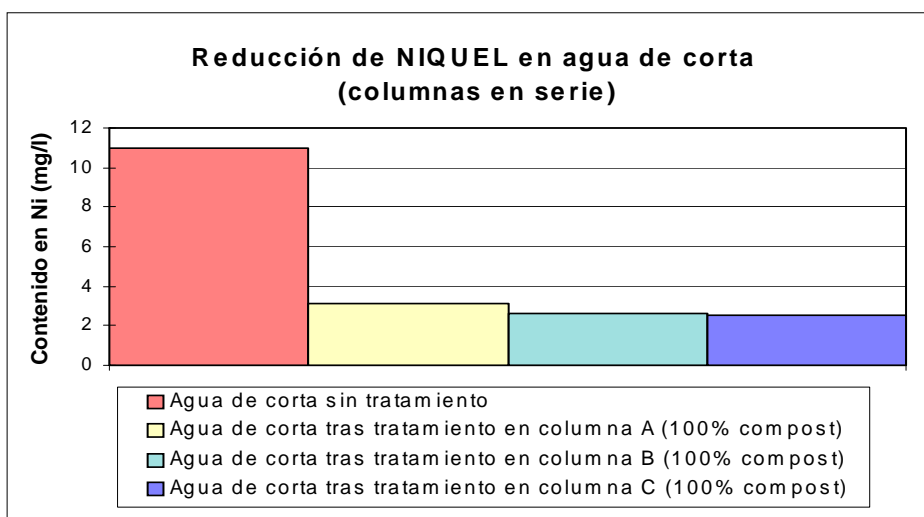


DIAS	Columna A	Columna B	Columna C
0	11	11	11
7	3,9	6	6,9
16	3,7	3,9	4,7
27	3,3	3	3
34	3,3	2,6	2,5
50	2,8	2,2	2

Tabla 6.2.1.3.c: Contenidos en Ni (mg/l) en agua de corta para las columnas en serie.



Graf. 6.2.1.3.c: Evolución frente al tiempo de los contenidos en Ni para las columnas en serie.

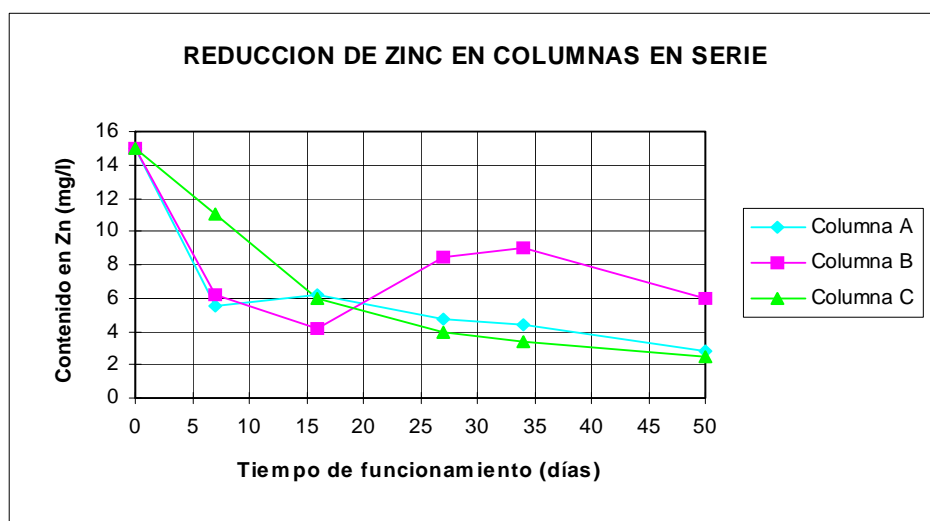


Graf. 6.2.1.3.c': Reducción de los contenidos en Ni tras el paso por las columnas en serie.

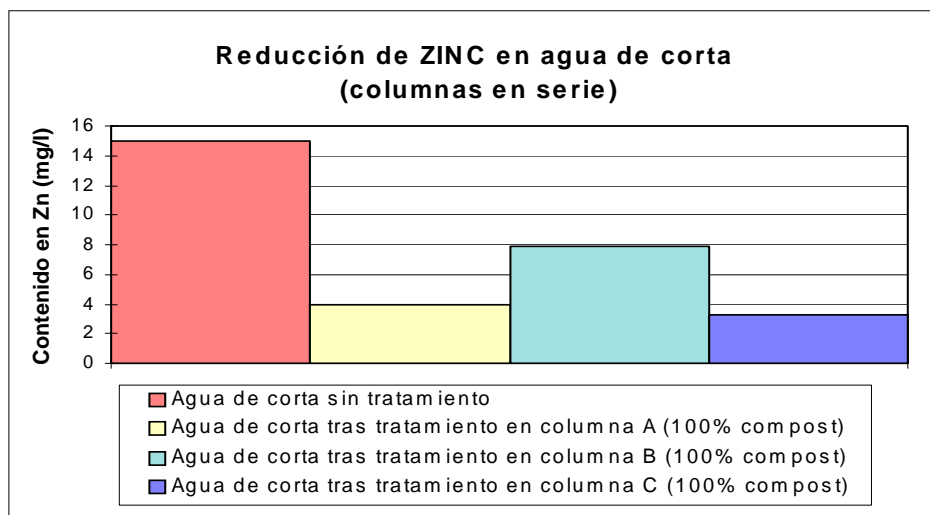


DIAS	Columna A	Columna B	Columna C
0	15	15	15
7	5,5	6,2	11
16	6,2	4,2	6
27	4,7	8,5	4
34	4,4	9	3,4
50	2,8	6	2,5

Tabla 6.2.1.3.d: Contenidos en Zn (mg/l) en agua de corta para las columnas en serie.



Graf. 6.2.1.3.d: Evolución frente al tiempo de los contenidos en Zn para las columnas en serie.

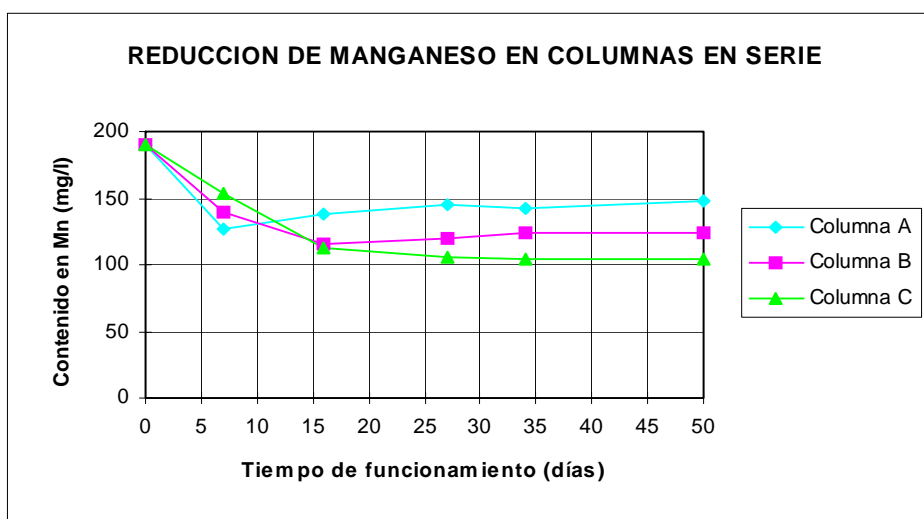


Graf. 6.2.1.3.d': Reducción de los contenidos en Zn tras el paso por las columnas en serie.

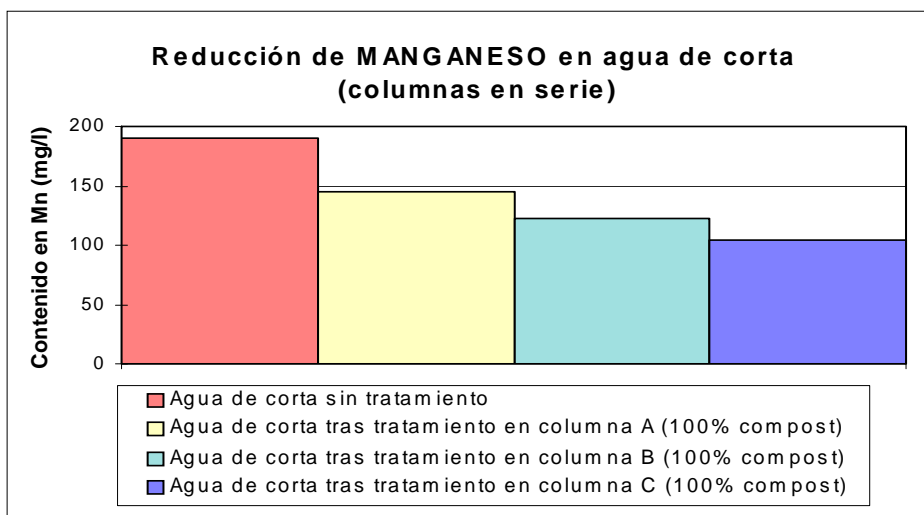


DIAS	Columna A	Columna B	Columna C
0	190	190	190
7	127	140	154
16	138	116	113
27	145	120	105
34	142	124	104
50	148	124	104

Tabla 6.2.1.3.e: Contenidos en Mn (mg/l) en agua de corta para las columnas en serie.



Graf. 6.2.1.3.e: Evolución frente al tiempo de los contenidos en Mn para las columnas en serie.

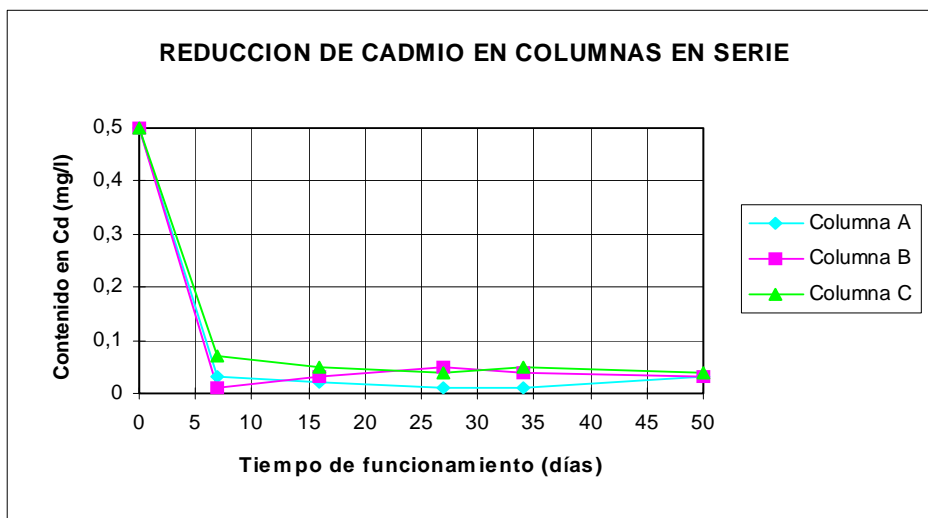


Graf. 6.2.1.3.e': Reducción de los contenidos en Mn tras el paso por las columnas en serie.

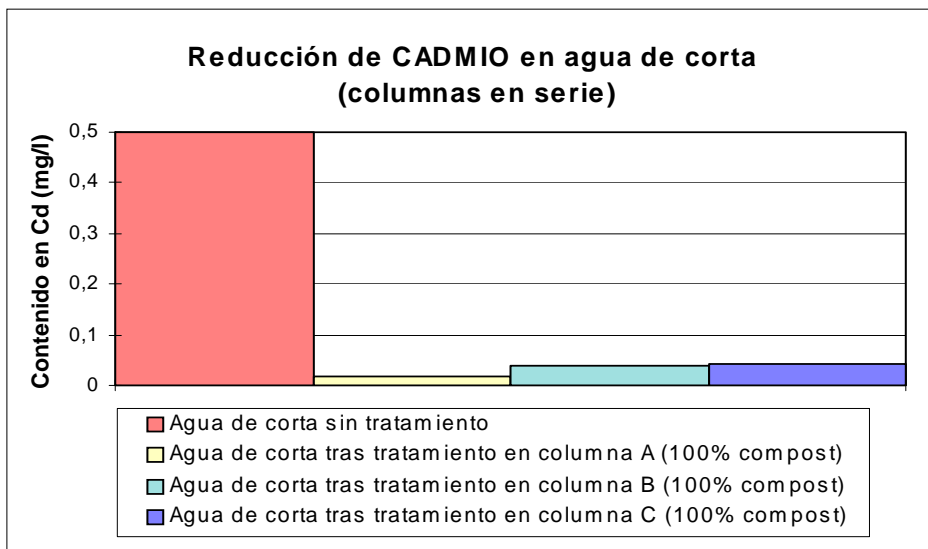


DIAS	Columna A	Columna B	Columna C
0	0,5	0,5	0,5
7	0,03	0,01	0,07
16	0,02	0,03	0,05
27	0,01	0,05	0,04
34	0,01	0,04	0,05
50	0,03	0,03	0,04

Tabla 6.2.1.3.f: Contenidos en Cd (mg/l) en agua de corta para las columnas en serie.



Graf. 6.2.1.3.f: Evolución frente al tiempo de los contenidos en Cd para las columnas en serie.



Graf. 6.2.1.3.f: Reducción de los contenidos en Cd tras el paso por las columnas en serie.



6.2.2. ANÁLISIS DE SUSTRATOS

Fue llevado a cabo del mismo modo en que se hiciera en anteriores experiencias. Los resultados analíticos correspondientes al sustrato empleado en cada una de las columnas se comparan con los contenidos originales de dicho sustrato (compost) en la tabla 6.2.2.

En las gráficas comprendidas entre la 6.2.2.a y la 6.2.2.i se representan de forma comparativa los contenidos en los elementos Ni, Mn, Zn, Cd, Pb, Cu, Fe, Al y U, encontrados en el análisis de las muestras del sustrato original y de los sustratos empleados en cada una de las columnas.



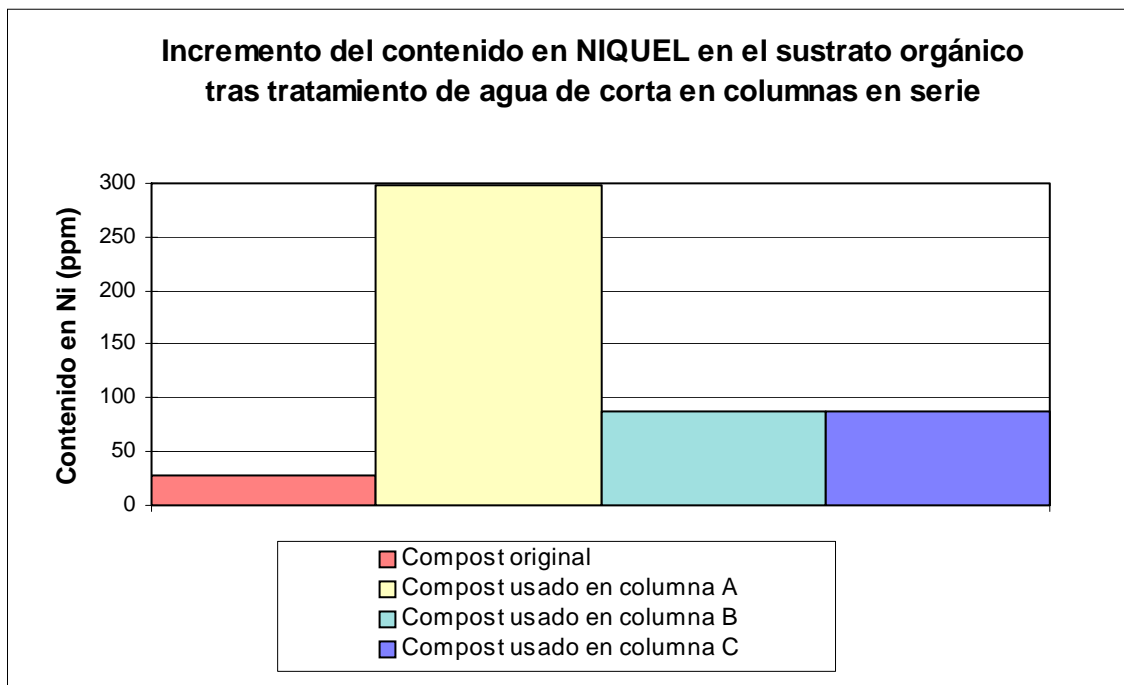
	Ag	Al	As	Au	B	Ba	Bi	Ca
	(ppm)	(%)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(%)
Compost original	<0,3	0,81	22	<2	4	82	<2	1,07
Compost usado en Columna A	<0,3	0,93	22	<2	4	40	<2	2,09
% Incremento	-	15%	0%	-	0%	-51%	-	95%
Compost usado en Columna B	<0,3	0,82	18	<2	4	44	<2	2,16
% Incremento	-	1%	-18%	-	0%	-46%	-	102%
Compost usado en Columna C	<0,3	0,81	19	<2	3	36	<2	2,81
% Incremento	-	0%	-14%	-	-25%	-56%	-	163%

	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Hg	K	La
	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(%)	(ppm)	(%)	(ppm)
Compost original	0,2	14	4	4	0,43	<1	0,04	5
Compost usado en Columna A	3,4	89	5	27	0,33	<1	0,03	71
% Incremento	1600%	536%	25%	575%	-23%	-	-25%	1320%
Compost usado en Columna B	0,9	38	5	19	0,29	<1	0,03	58
% Incremento	350%	171%	25%	375%	-33%	-	-25%	1060%
Compost usado en Columna C	1,2	36	6	19	0,30	<1	0,02	44
% Incremento	500%	157%	50%	375%	-30%	-	-50%	780%

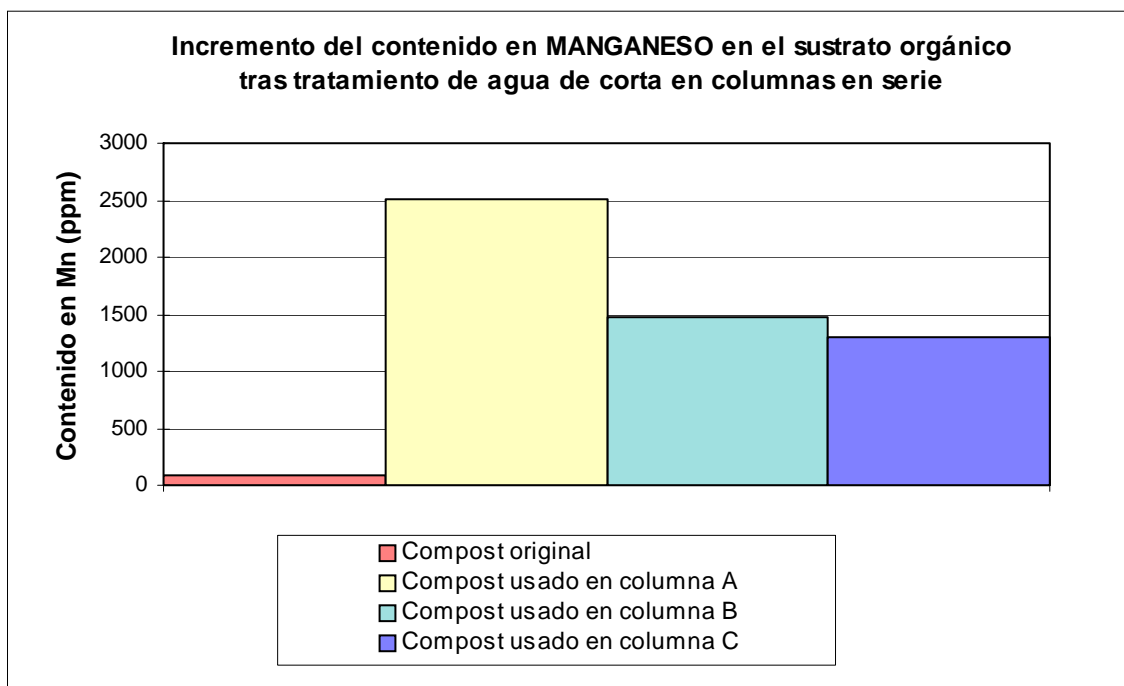
	Mg	Mn	Mo	Na	Ni	P	Pb	Sb
	(%)	(ppm)	(ppm)	(%)	(ppm)	(%)	(ppm)	(ppm)
Compost original	0,12	87	2	0,01	28	0,037	37	<2
Compost usado en Columna A	0,75	2510	1	0,03	298	0,038	38	<2
% Incremento	525%	2785%	-50%	200%	964%	3%	3%	-
Compost usado en Columna B	0,46	1481	1	0,02	87	0,031	31	<2
% Incremento	283%	1602%	-50%	100%	211%	-16%	-16%	-
Compost usado en Columna C	0,46	1296	1	0,02	87	0,037	26	<2
% Incremento	283%	1390%	-50%	100%	211%	0%	-30%	-

	Sr	Th	Ti	Tl	U	V	W	Zn
	(ppm)	(ppm)	(%)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)
Compost original	17	<2	0,01	<5	5	5	<2	39
Compost usado en Columna A	70	<2	0,01	6	1383	2	<2	212
% Incremento	312%	-	0%	-	27560%	-60%	-	444%
Compost usado en Columna B	49	<2	<0,01	7	693	2	<2	85
% Incremento	188%	-	-	-	13760%	-60%	-	118%
Compost usado en Columna C	51	<2	<0,01	5	635	2	<2	93
% Incremento	200%	-	-	-	12600%	-60%	-	138%

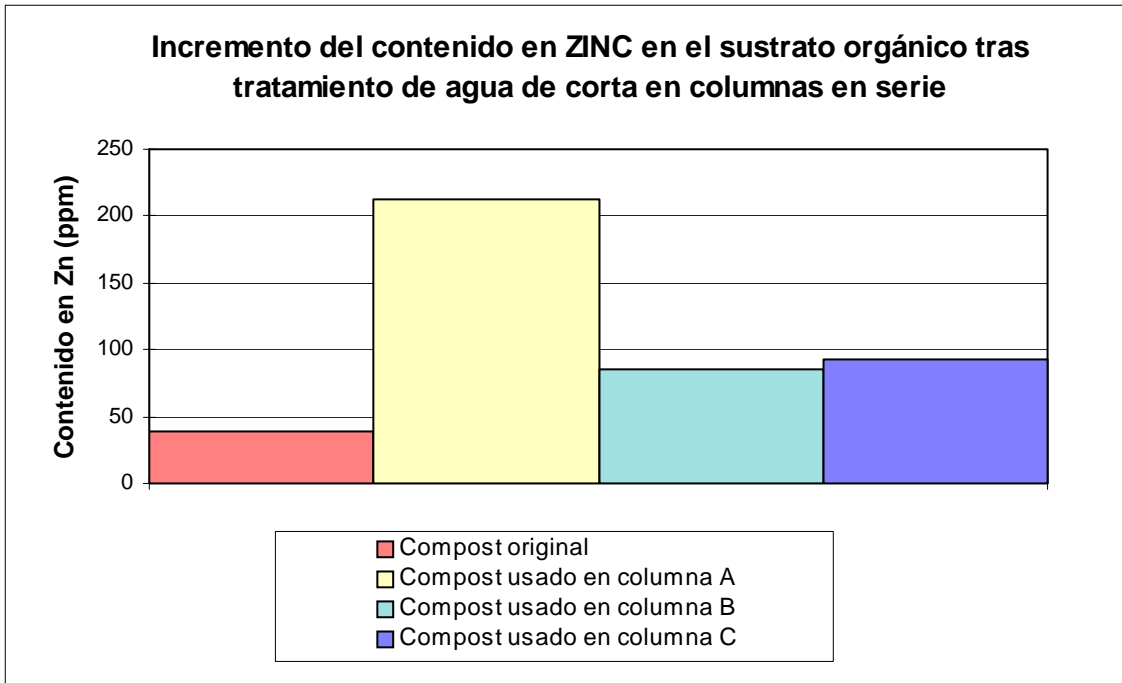
Tabla 6.2.2: Comparación de los resultados analíticos elementales obtenidos en las muestras de los diferentes sustratos



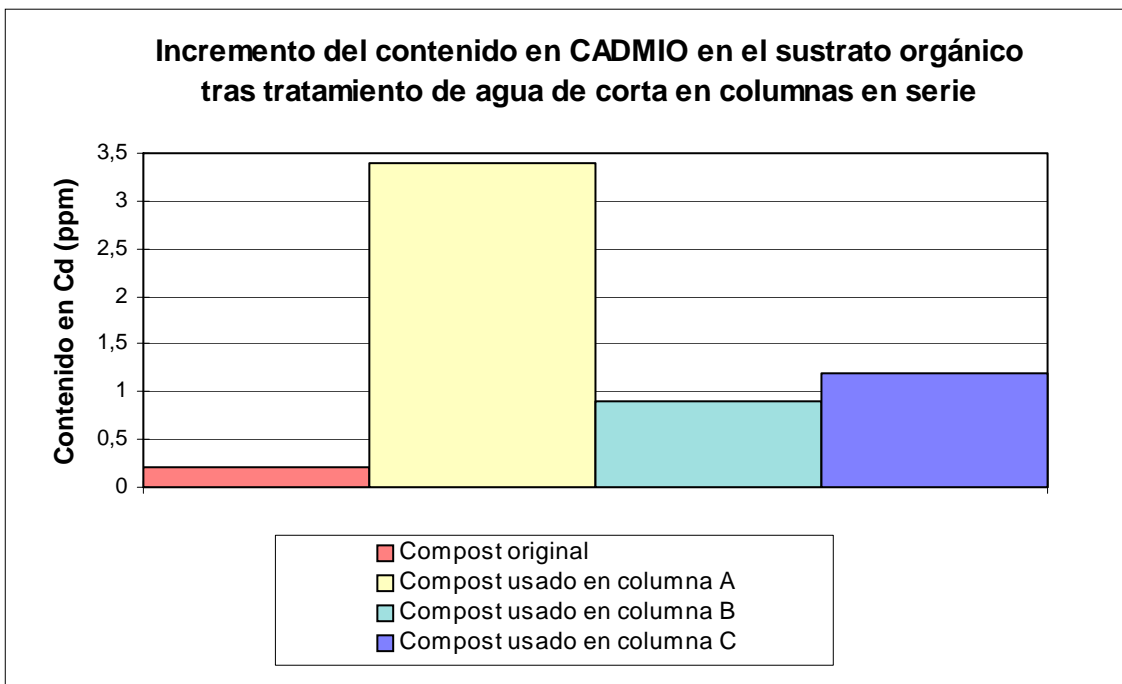
Graf. 6.2.2.a: Comparación del contenido en Ni del sustrato antes y después de la experiencia



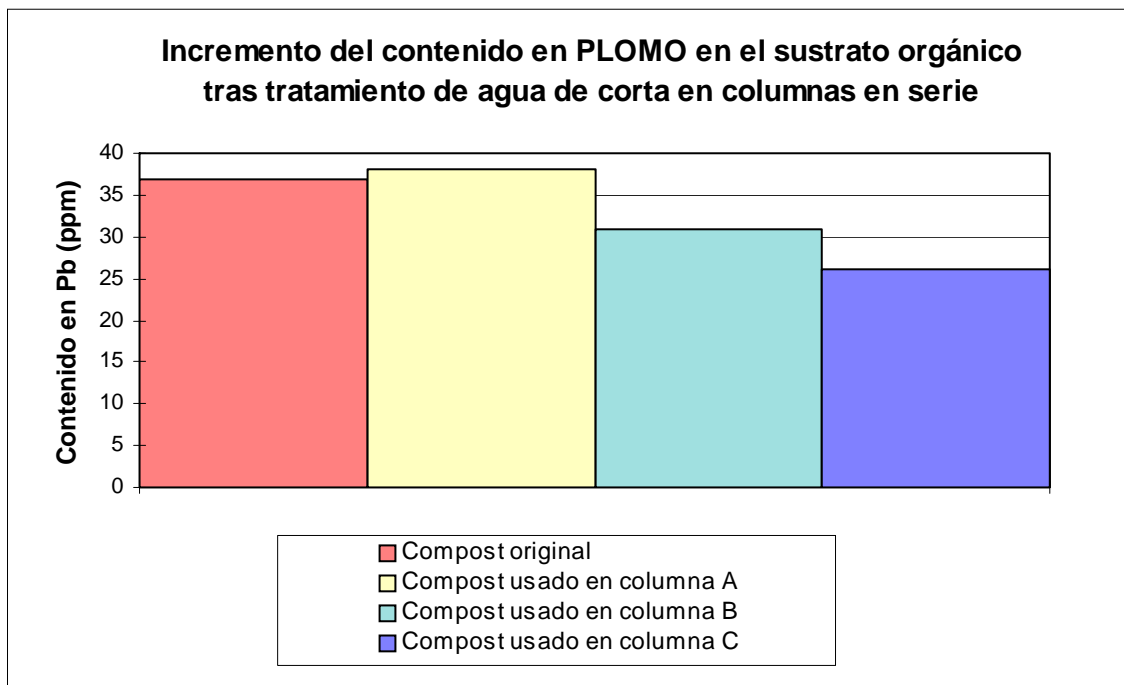
Graf. 6.2.2.b: Comparación del contenido en Mn del sustrato antes y después de la experiencia



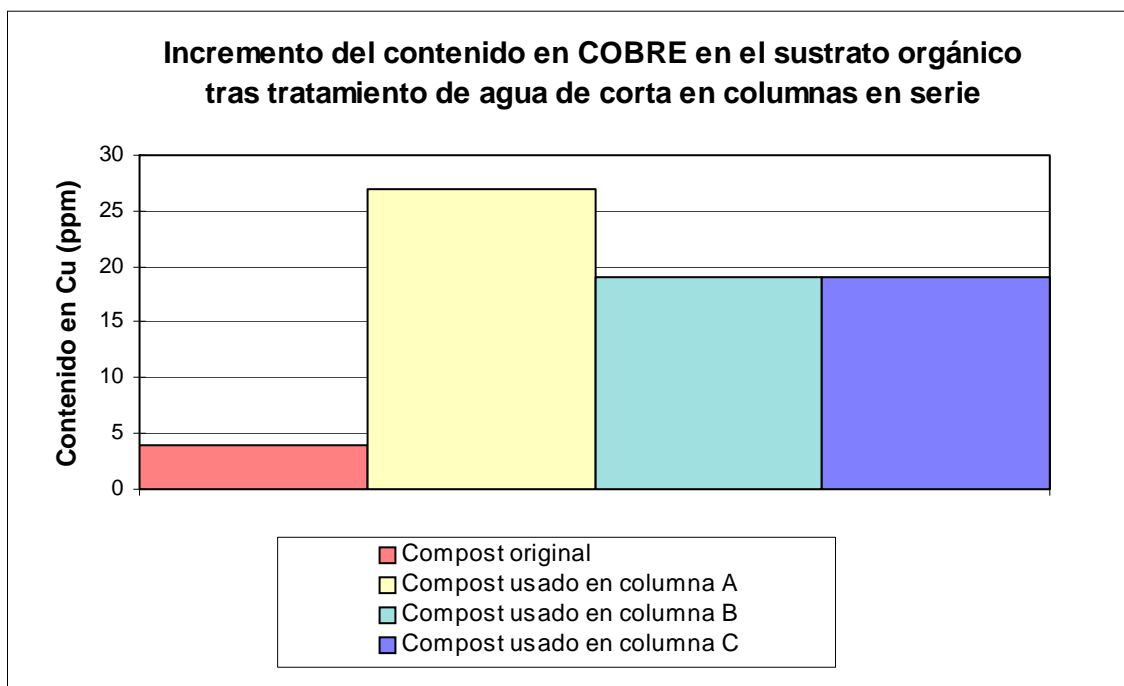
Graf. 6.2.2.c: Comparación del contenido en Zn del sustrato antes y después de la experiencia



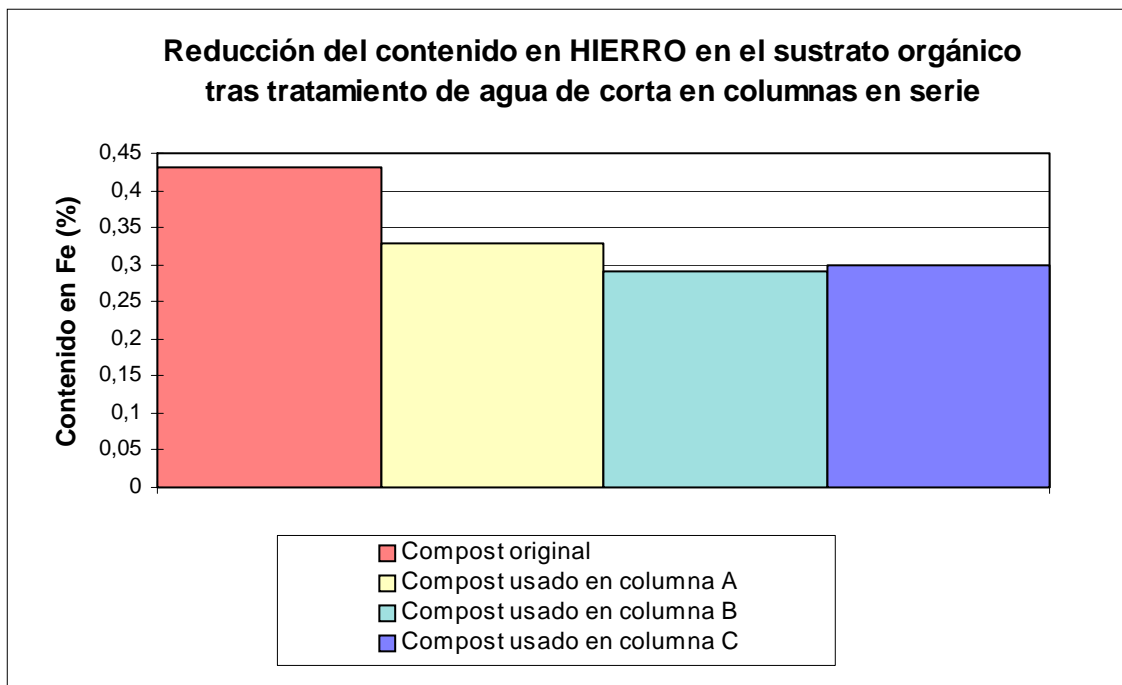
Graf. 6.2.2.d: Comparación del contenido en Cd del sustrato antes y después de la experiencia



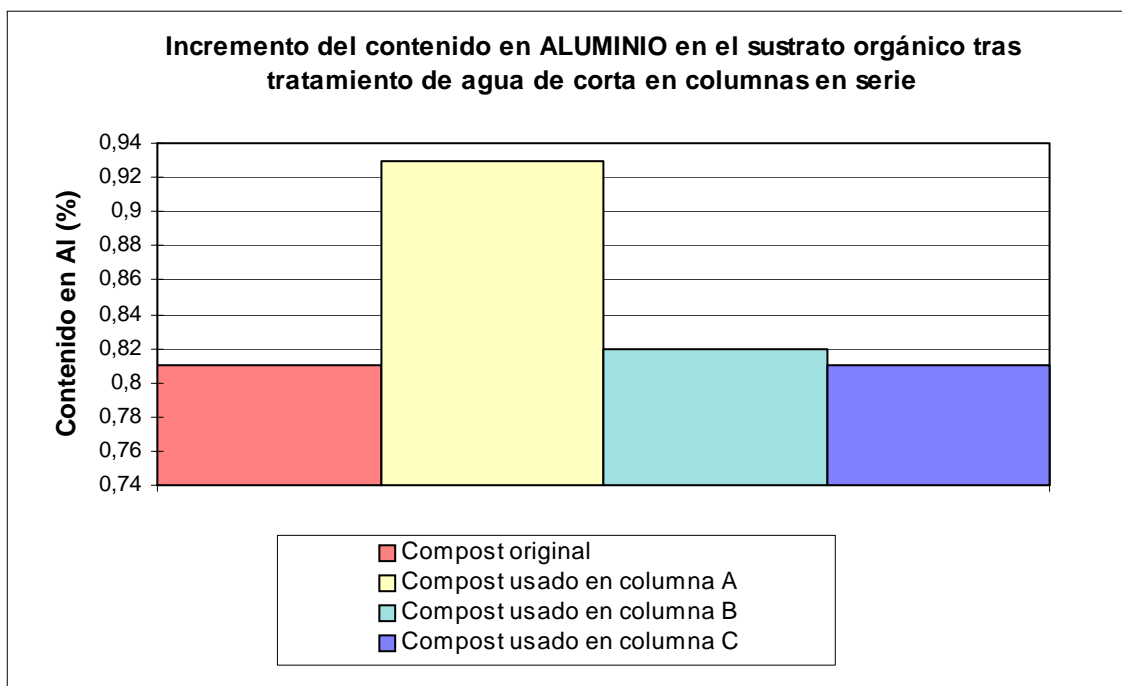
Graf. 6.2.2.e: Comparación del contenido en Pb del sustrato antes y después de la experiencia



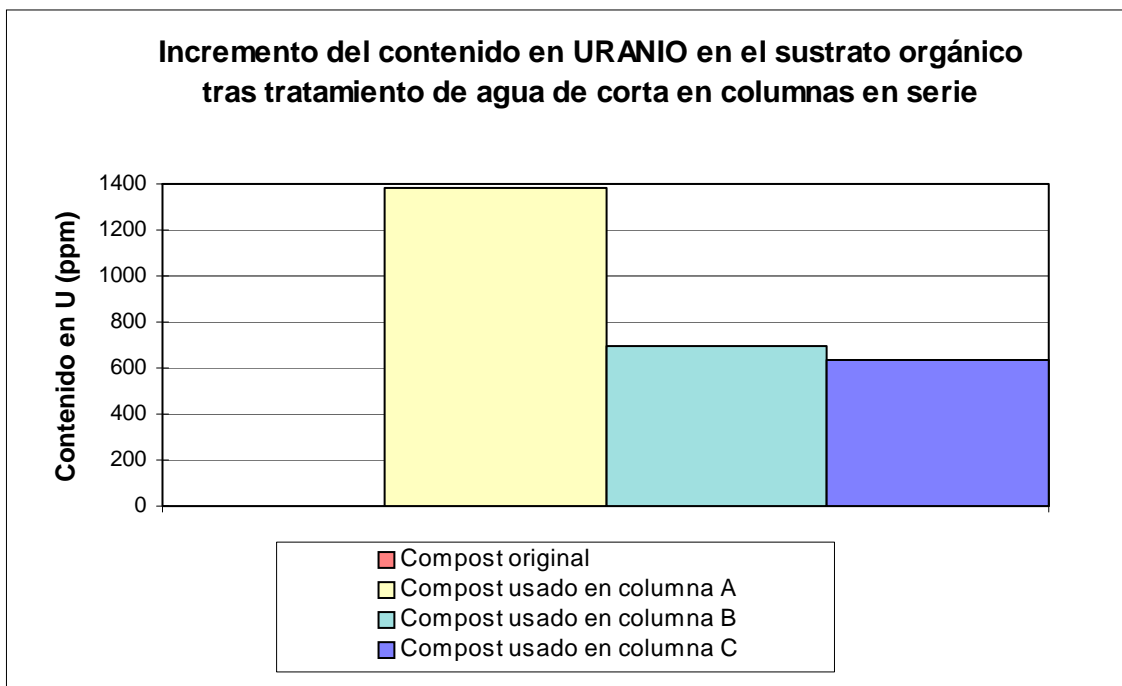
Graf. 6.2.2.f: Comparación del contenido en Cu del sustrato antes y después de la experiencia



Graf. 6.2.2.g: Comparación del contenido en Fe del sustrato antes y después de la experiencia



Graf. 6.2.2.h: Comparación del contenido en Al del sustrato antes y después de la experiencia



Graf. 6.2.2.i: Comparación del contenido en U del sustrato antes y después de la experiencia



6.3. CONCLUSIONES

La corrección de pH efectuada no se considera satisfactoria, ya que éste alcanza valores relativamente bajos en las tres columnas, especialmente en la C. Esto puede ser causa de una deficiente reducción de sulfatos.

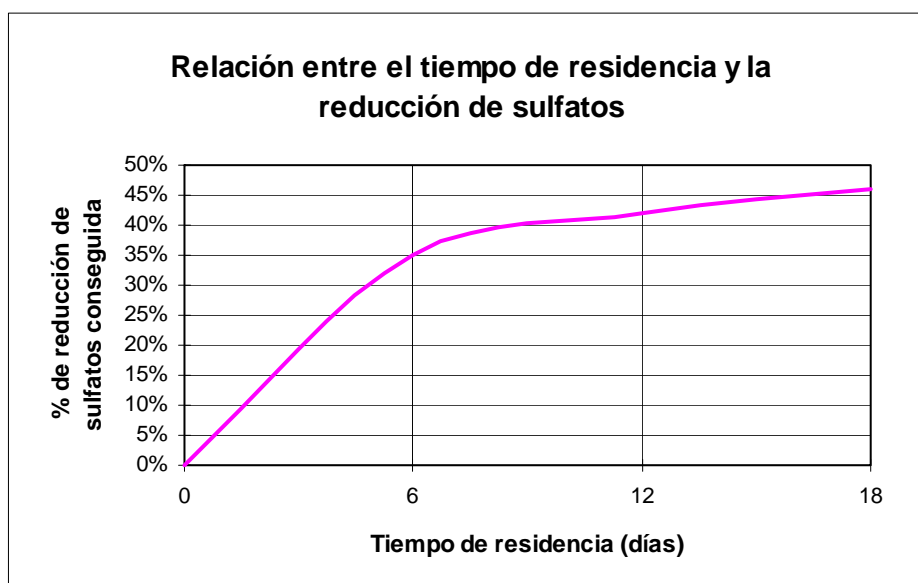
De la observación de la gráfica correspondiente a la reducción de sulfatos, se deduce que la mayor proporción de dicha reducción tiene lugar en el interior de la primera columna, mientras que el paso por sucesivas columnas posteriores no supone una mejora importante.

La reducción de sulfatos alcanzada en la columna A es elevada (35%) y concuerda con la obtenida en la columna de idénticas características que se empleó en la experiencia 4. La reducción que se consigue en la columna B es 5 veces inferior a la obtenida en la columna A (7%), mientras que la correspondiente a la columna C es sólo de un 4%. Esto se traduce en que una vez reducido el contenido en sulfatos hasta un cierto límite, el incremento del tiempo de residencia supone unas mejoras adicionales de mucha menor intensidad.

Por tanto, se concluye que la relación entre el tiempo de retención y la reducción alcanzada no es lineal, sino que a partir de un determinado tiempo, la curva que la representa se convierte en asintótica horizontal (ver Graf. 6.3). Cabe aclarar que esta relación obedece al caso particular estudiado (sustrato orgánico: compost, $Q=0.3$ ml/min) y que además es cierta para tiempos superiores a 6 días.



A la vista de la siguiente gráfica se deduce que el tiempo idóneo de tratamiento durante el cual el agua de corta debe permanecer en contacto con el compost ,varía entre 7 y 10 días. Esto será aplicado en experiencias posteriores.



*Graf. 6.3: Relación entre el incremento del tiempo de residencia en contacto con el sustrato orgánico y la reducción de sulfatos conseguida en el agua de corta.
(sustrato orgánico: compost)*

En los elementos analizados en el agua de salida de las columnas se observa que, en general, los menores contenidos corresponden a la columna C, seguida por la B y la A. Sin embargo, se presentan algunas excepciones, derivadas seguramente del descenso del pH en las dos últimas columnas en la parte final de la experiencia. En este caso no se aprecia una posible pérdida de efectividad de los sustratos como reductores de metales con el paso del tiempo.



En cuanto a los sustratos analizados, se han obtenido resultados similares a los obtenidos en otras experiencias, especialmente en lo que se refiere al sustrato de la columna A. Sin embargo, los incrementos elementales experimentados por los sustratos de las columnas B y C son menores. Ello se corresponde con una mucho mayor reducción de los contenidos de estos elementos en el agua de salida de la primera columna, mientras que las reducciones experimentadas a su paso por las columnas restantes es bastante inferior en términos relativos. Esta tendencia ya había sido observada con anterioridad.

En resumen, y como se puede deducir de los gráficos expuestos, se tiene una elevada reducción del contenido en sulfatos y los elementos analizados en el agua de salida de la primera columna, mientras que las reducciones experimentadas tras el paso por la 2ª y la 3ª son inferiores y similares entre sí. Esto se corresponde, lógicamente, con un mayor incremento de los contenidos en esos mismos elementos en el sustrato empleado como relleno de la primera columna, mientras que el incremento elemental de los sustratos de las otras columnas es relativamente inferior.

Como consecuencia se tiene, una vez más, que el aumento del tiempo de residencia produce una mejora creciente de resultados hasta un cierto límite, a partir del cual, dicha mejora es relativamente despreciable.

7. Experiencia VI

*Materia vegetal en columna
anaerobia con flujo continuo
de agua*



7. EXPERIENCIA VI: *MATERIA VEGETAL EN COLUMNA ANAEROBIA CON FLUJO CONTÍNUO DE AGUA*

7.1. DESCRIPCIÓN

La vegetación propia de los humedales, ya sean naturales o contruidos para el tratamiento de efluentes, suele estar constituida mayoritariamente por macrófitos acuaticos de tipo vascular, como son la caña (*Typha latifolia*, *Typha angustifolia*) o el junco de laguna (*Scirpus lacustris*).

Este tipo de vegetales, empleados en un humedal contruido, tienen la función de eliminar contaminantes (metales) del efluente a tratar, dispersar el flujo, mejorar la conductividad hidráulica y estabilizar el sustrato sobre el que se asientan y proporcionarle a éste materia orgánica adicional.

Por todo ello, se planteó la posibilidad de imitar las condiciones reales en la parte anaerobia (subsuperficial) de un humedal. En tal zona se ubican los macrófitos en estado de descomposición, constituyendo una biomasa que, junto con el sustrato al que complementa, también actúa como descontaminante. Esta situación se reproduciría en laboratorio sometiendo materia vegetal de similares características a condiciones anaerobias.



Puesto que en la planta piloto ubicada en la propia mina de donde procede el agua que aquí se estudia (y en la que se realizan investigaciones complementarias a las de este proyecto), se han empleado ejemplares de *Typha angustifolia*, ha sido esta especie la elegida para ser introducida en una columna anaerobia de tratamiento.

Los ejemplares de *Typha* fueron recogidos en una zona de lagunaje (humedal natural del Torollo, Oviedo), en una época (Diciembre de 1996) en la que se encontraban mayoritariamente en estado de descomposición. Se tomaron ejemplares completos, para que estuviesen representadas todas sus partes (raíz, rizoma, tallo y hojas), al igual que ocurriría en condiciones reales.

La materia vegetal fue troceada e introducida en una columna idéntica a las empleadas en experiencias anteriores y se empleó la misma disposición que en estas: filtro inferior y superior de caliza, separados del sustrato orgánico (cuyo papel desempeña ahora la materia vegetal), mediante membranas geotextiles. El conjunto resultante se empleó para el tratamiento de agua de dique.

El caudal (0.3ml/min), el tiempo de residencia (6 días), el muestreo, tanto de agua como de sustrato, y el análisis son análogos a los utilizados en la experiencia 4.



7.2. RESULTADOS

Fijados un caudal de 0.3 ml/min y un tiempo de residencia de 6 días, a los 20 días de funcionamiento, los resultados de reducción de acidez y sulfatos obtenidos son los siguientes.

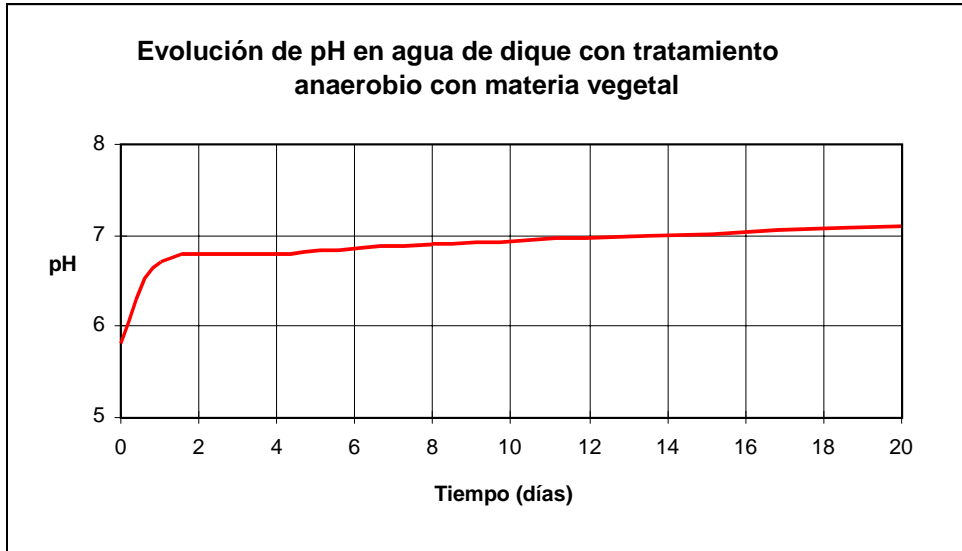
7.2.1. ANÁLISIS DE AGUAS

7.2.1.1. REDUCCIÓN DE ACIDEZ

La evolución del pH del efluente de la columna durante los primeros 20 días de experiencia, se muestra en la gráfica 7.2.1.1.a. Se incluyen también los resultados correspondientes a los valores de pH y acidez calculada (según Hedin *et al*, 1993) encontrados en las muestras (Tablas 7.2.1.1.a y 7.2.1.1.b). En la gráfica 7.2.1.1.b se compara la acidez calculada en influente y efluente del sistema.

EVOLUCIÓN DE pH					
Agua de dique					
	Día 0	Día 1	Día 4	Día 8	Día 20
<i>Typhas</i>	5,8	6,2	6,3	6,4	7,1

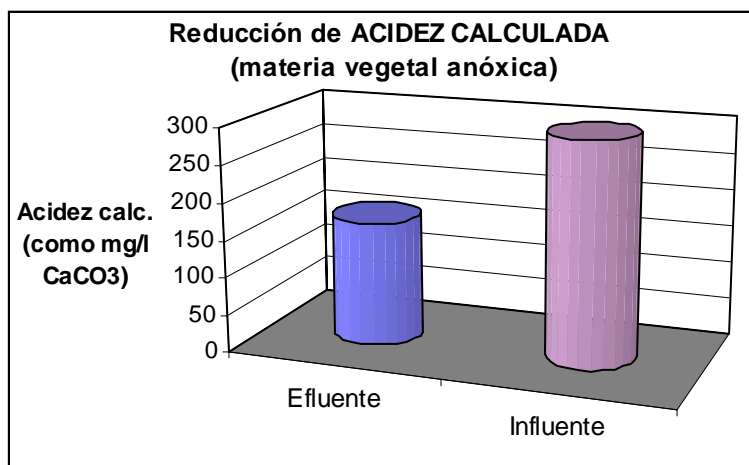
Tabla 7.2.1.1.a: Valores de pH obtenidos en la experiencia



Graf. 7.2.1.1.a: Evolución del pH del efluente en función del tiempo

REDUCCION DE ACIDEZ CALCULADA (mg/l CaCO ₃)		
Agua de dique		
	Inicial	Final
<i>Typhas</i>	297	166

Tabla 7.2.1.1.b: Valores de acidez calculada en el efluente

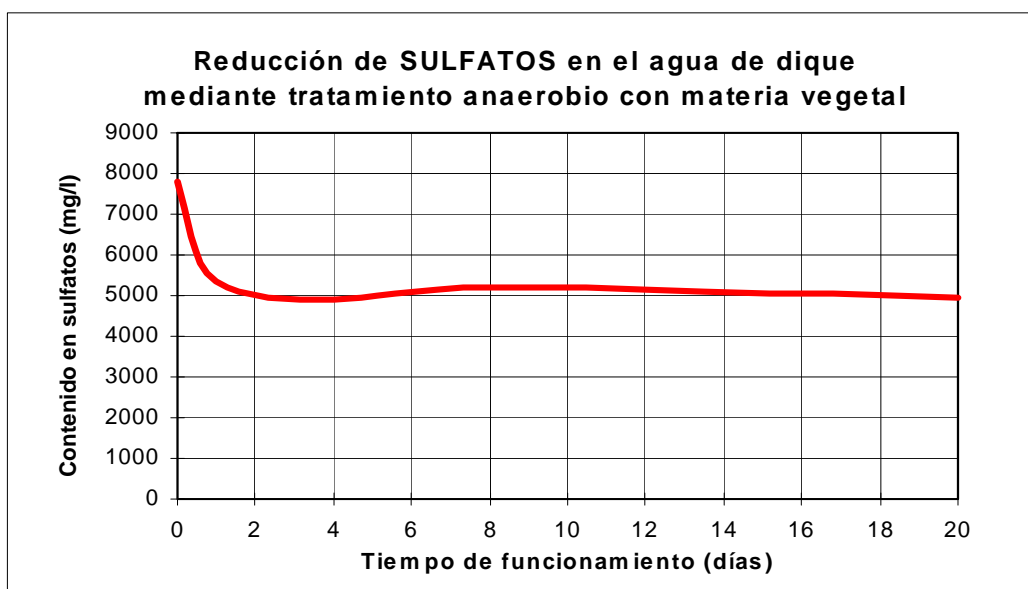




Graf. 7.2.1.1.b: Comparación de los valores de acidez calculada en influente y efluente

7.2.1.2. REDUCCIÓN DE SULFATOS

La tendencia seguida en muestras analizadas en un periodo de 20 días, en lo que se refiere a reducción de sulfatos, se muestra en la gráfica 7.2.1.2. Los valores analíticos correspondientes se recogen en la Tabla 7.2.1.2.



Graf. 7.2.1.2: evolución del contenido en sulfatos del efluente en función del tiempo

REDUCCION DE SULFATOS					
Agua de dique					
	Día 0	Día 1	Día 4	Día 8	Día 20
<i>Typhas</i>	7800	5360	4880	5200	4960

Tabla 7.2.1.2: Resultados del análisis del contenido en sulfatos del efluente

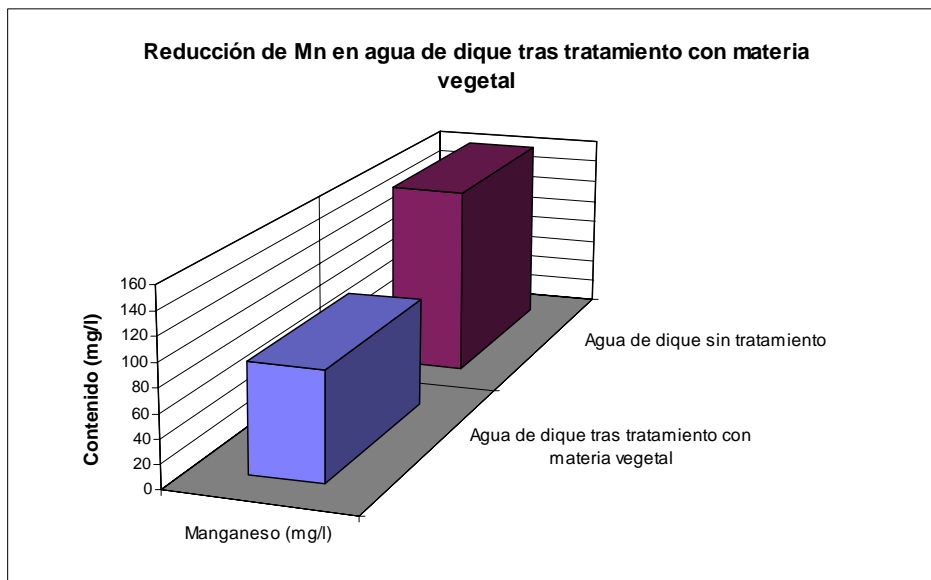


7.2.1.3. REDUCCIÓN DE METALES

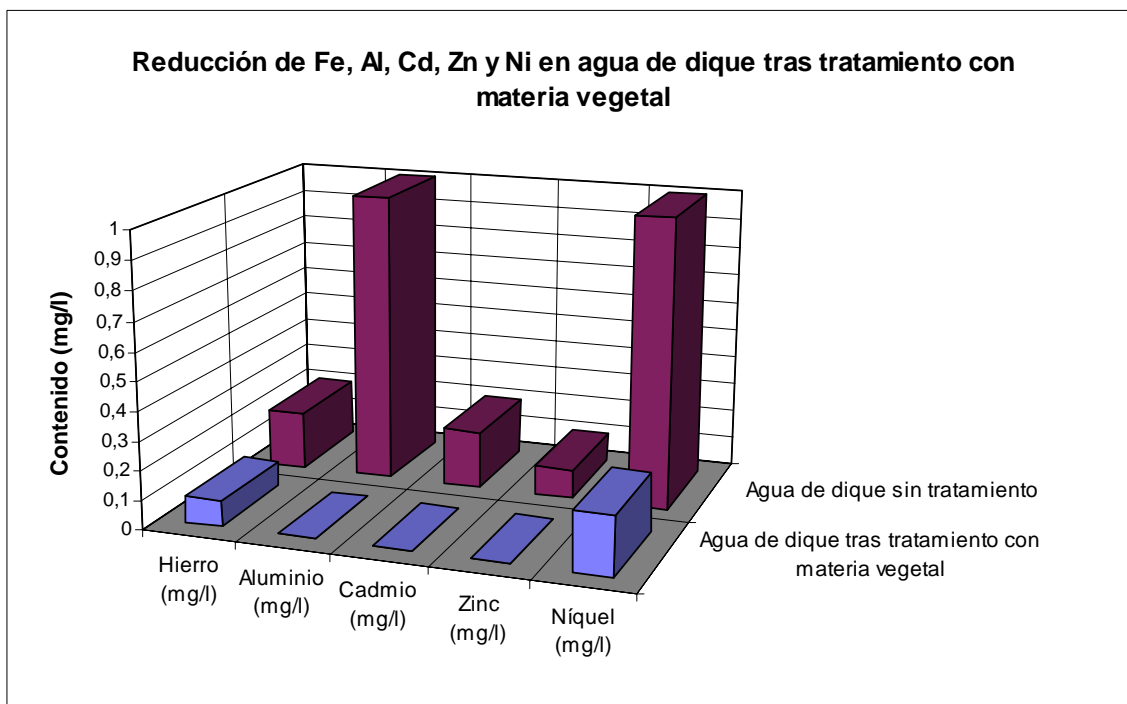
Los resultados del análisis de contenidos en Fe, Al, Cd, Zn, Ni y Mn del el efluente del sistema, en función del tiempo se resumen en la tabla 7.2.1.3. La comparación de estos contenidos con los correspondientes al influente al sistema se muestra en la gráfica 7.2.1.3.b. Dada la elevada concentración de Mn en las aguas utilizadas, este elemento no fue representado en la misma escala que el resto de los elementos analizados, y por ello se muestra en la gráfica 7.2.1.3.a.

DIAS	Fe	Al	Cd	Zn	Ni	Mn
0	0,2	1	0,2	0,1	1	160
8	0,09	0,2	0	0,3	0,2	101
30	0,22	0	0	0	0,2	91

Tabla 7.2.1.3: Resultados analíticos elementales del efluente



Graf. 7.2.1.3.a: Comparación del contenido en Mn de influente y efluente



Graf. 7.2.1.3.b: Comparación del contenido en Fe, Al, Cd, Zn y Ni de influente y efluente



7.3. CONCLUSIONES

Los resultados, al igual que en otras experiencias, son satisfactorios en cuanto a corrección de pH se refiere.

La reducción de sulfatos ha resultado ser superior a lo que se esperaba, ya que el contenido medio alcanzado es de unos 5000 mg/l, lo que supone una reducción de un **36%**. Esta sólo ha sido superada, en los ensayos realizados, por el estiércol de pollo.

De igual forma, los resultados en cuanto a reducción metálica han sido superiores a los obtenidos en otras experiencias.

Estos resultados son enormemente alentadores, pues, si se construyese un humedal para tratamiento del agua de mina investigada, además de la eficacia del sustrato base elegido para tal fin, se podría contar con el importante efecto de la biomasa generada de forma natural, por putrefacción de los macrófitos plantados en dicho sustrato. Además, estos vegetales durante su periodo vegetativo poseen capacidad de retención metálica.

8. Experiencia VII
Relación entre pH y
contenido en manganeso en
el agua de mina



8. EXPERIENCIA VII: *RELACIÓN ENTRE PH Y CONTENIDO EN MN EN EL AGUA DE MINA*

8.1. DESCRIPCIÓN

Fue realizada una experiencia para analizar la relación existente entre el pH alcanzado en el agua de corta tras atravesar un sustrato orgánico y la reducción del contenido en Mn de la misma. Para ello se utilizó una columna (similar a las empleadas en anteriores experiencias) rellena de compost y por la que se hizo pasar un flujo constante de 0.3 ml/min de agua. A la salida de esta columna fue medido el pH diariamente y analizadas las concentraciones de Mn en algunas de las muestras tomadas.

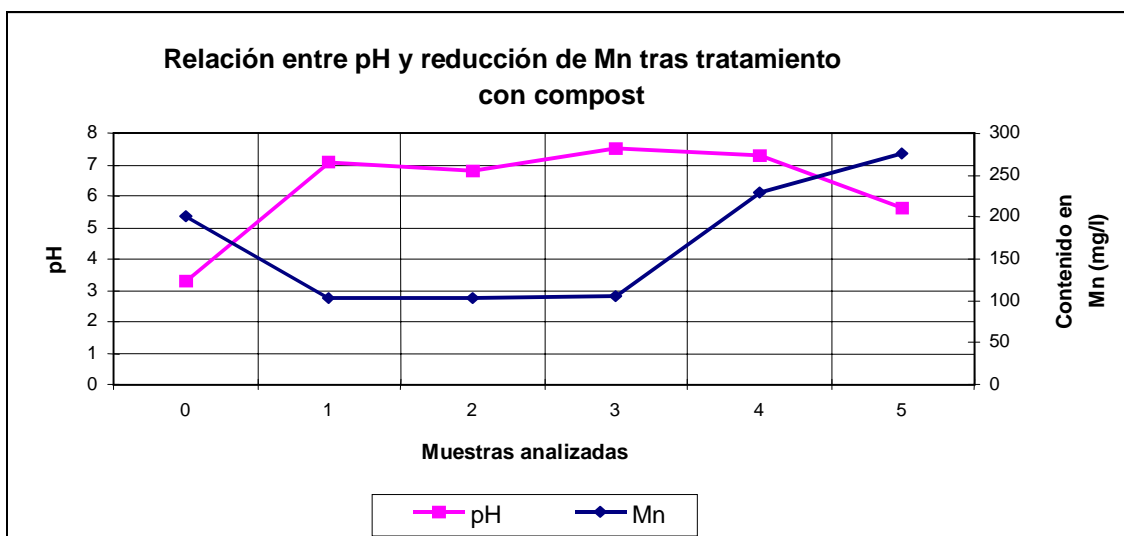


8.2. RESULTADOS

Los resultados obtenidos evidencian una elevada correlación inversa (coeficiente de correlación = - 0,946) entre pH y contenido en Mn de las muestras del efluente analizadas. Los valores de pH medidos en dichas muestras se recogen en la tabla 8.2. Estos valores se han representado gráficamente para apreciar mejor la relación entre los dos parámetros (Graf. 8.2).

Fecha	pH	Mn
Entrada	3,3	200
18-feb	7,4	91
21-feb	7,2	97
3-mar	7,2	66
10-mar	6,9	85
17-mar	6,9	66

Tabla 8.2: Relación entre pH y contenido en Mn del agua de corta tras atravesar una columna de compost. [$Q = 0.3 \text{ ml/min}$; $T.\text{res.} = 6 \text{ días}$]

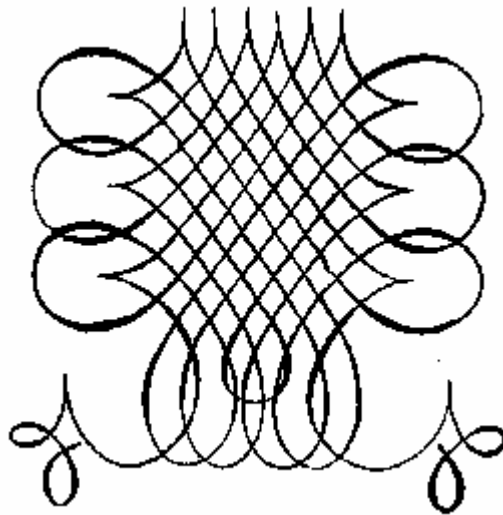


Graf. 8.2: Relación entre pH y contenido en Mn para las muestras de efluente analizadas



8.3. CONCLUSIONES

Como se aprecia en el anterior gráfico, los contenidos de Mn presentes en las muestras de agua de corta analizadas descienden de modo importante a medida que disminuye la acidez protónica de la misma. Es sabido que para pH superior a 8.5, la concentración de Mn se reduce en su totalidad. En este caso, mediante tratamiento con materia orgánica en ambiente anaerobio (reducción biótica), se ha conseguido disminuir enormemente dicha concentración aún sin alcanzar valores tan altos de alcalinidad.



9. Experiencia VIII
Bacterias reductoras de
sulfatos



9. EXPERIENCIA VIII: *BACTERIAS REDUCTORAS DE SULFATOS*

9.1. INTRODUCCIÓN

Una de las características más importantes del ciclo del azufre es la generación de cantidades cuantiosas de S^{2-} a través de la oxidación ligada a los SO_4^{2-} de compuestos de carbono. En condiciones anóxicas, determinadas bacterias anaerobias obligadas realizan un proceso respiratorio conocido como *reducción disimilativa de los sulfatos*, donde los SO_4^{2-} u otros compuestos de S oxidados son utilizados como aceptores de electrones y reducidos a S^{2-} .

Actualmente sólo se han descrito tres géneros de bacterias reductoras de los SO_4^{2-} , incluidas en la familia de las Baciláceas: *Desulfovibrio* (vibroide móvil) (Foto 9.1), *Desulfotomaculum* (esporulado y termófilo) y *Desulfomonas* (inmóvil). La distribución de estas bacterias es ubicua, encontrándose sus representantes en un amplio rango de pH, temperaturas y salinidades en suelos y sedimentos. Sin embargo, constituyen un grupo con características fisiológicas distintas, estando su metabolismo oxidativo basado enteramente en la reducción de compuestos de S oxidados. Los miembros de *Desulfovibrio* spp. son mixotróficos, oxidando H_2 así como una variedad de compuestos orgánicos. Aunque la reducción de los SO_4^{2-} ha sido objeto de estudio durante muchos años, no se ha identificado ningún otro género con esa facultad.



Si los donantes de electrones y los iones SO_4^{2-} están en cantidad suficiente, el factor crítico en la reducción de los SO_4^{2-} es el potencial redox del ambiente. Se requieren valores redox de 0 mV o inferiores (dependiendo del pH) para permitir la actividad y proliferación de estas bacterias (el idóneo para el desarrollo de *Desulfovibrio* es de -100mV), y, en consecuencia, su cultivo y enumeración no es sencillo. En los sedimentos anóxicos, *Desulfovibrio* spp. puede alcanzar cifras de 10^6 - 10^7 organismos/g; en los suelos, la reducción de los sulfatos es significativa sólo cuando prevalecen las condiciones pantanosas, y normalmente se evidencian recuentos relativamente bajos (10^2 - 10^3 /g) de gérmenes reductores de los SO_4^{2-} .

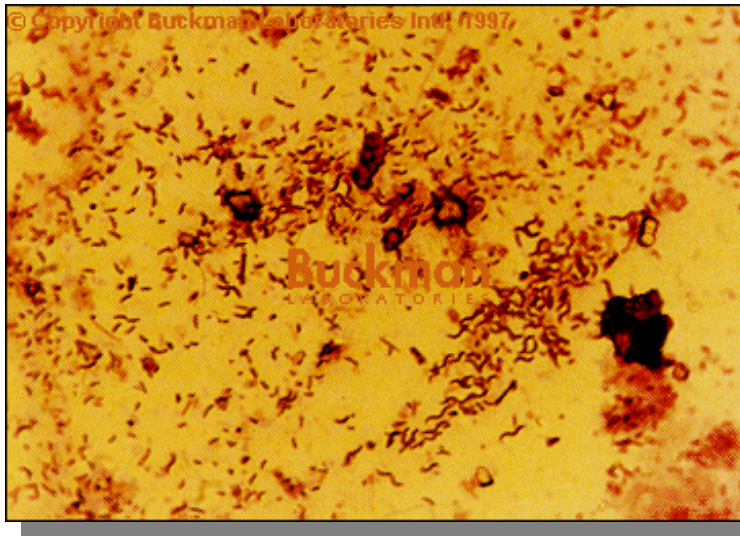


Foto 9.1: Microfoto de Bacteria *Desulfovibrio desulfuricans*, 1000x. Bacteria de forma espiral vista a través de un cristal de tono violeta, (Buckman Labs., 1999)

Las bacterias reductoras del sulfato oxidan H_2 en condiciones anóxicas concomitantemente con la reducción de los SO_4^{2-} . Este tipo de deterioro es más importante en el acero y la precipitación química resultante del SFe posee también



un efecto corrosivo, ya que éste actúa como cátodo con respecto al Fe. Por tanto, este tipo de bacterias contribuyen en gran medida a las tuberculaciones y la corrosión galvánica de las conducciones de agua, y al gusto y olor desagradable de las aguas (W.D. Grant *et al.*, 1987).

9.1.1. EXAMEN MICROBIOLÓGICO

Las bacterias reductoras del sulfato como *Desulfovibrio* no pueden ser identificadas mediante estudio microscópico directo. Su identificación se hará por medios fisiológicos.

Es difícil el cultivo y aislamiento de los cultivos puros en laboratorio, así como incierto conseguir un aislamiento satisfactorio. La descripción del medio idóneo es la siguiente:

9.1.1.1. MEDIO REDUCTOR DE SULFATO (*)

Este medio puede no estar disponible en forma deshidratada, por lo que habrá que prepararlo a partir de sus ingredientes básicos:

Lactato de sodio.....	3.5 g
Extracto de buey.....	1.0 g
Peptona	2.0 g
Sulfato de magnesio, $MgSO_4 \cdot 7H_2O$	2.0 g
Fosfato de dipotasio, K_2HPO_4	0.5 g



Sulfato ferroso y de amonio, $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ 0.392 g
Cloruro de calcio, CaCl_2 0.10 g
Agua destilada 1 l

El pH debe ser 7.5 ± 0.3 después de la esterilización. Prepárese el medio excluyendo el sulfato ferroso y el ascorbato de sodio, divídase en tubos de ensayo con tapón de rosca y esterilícese. Para utilizarlo, los tubos han de estar llenos por completo; por tanto, se esteriliza en un matraz una porción adicional de medio que se añadirá a los tubos hasta acabar de llenarlos. En el día que se vayan a utilizar, prepárense por separado las soluciones del sulfato ferroso y de amonio (3.92 g/100 ml) y de ascorbato de sodio (1.00 g/100 ml), esterilícense por filtración a través de un filtro de membrana de $0.45 \mu\text{m}$ añádase 0.1 ml de cada solución/10 ml de medio basal de manera aséptica.

Para cuantificar las bacterias reductoras de sulfato con *Desulfovibrio* utilícese un medio reductor de sulfato (*). Inocúlense los tubos y llénense por completo con un medio estéril para crear condiciones anaerobias. Con fines comparativos, incúbense uno o dos controles no inoculados por cada grupo de tubos inoculados. Para volúmenes de muestra superiores a 10 ml, pásese la muestra por un filtro de membrana de $0.45 \mu\text{m}$ y colóquese el filtro en un tubo de tapón de rosca con medio. Si existen bacterias reductoras del sulfato, los tubos se ennegrecerán en un periodo de 4-21 días a $20-30^\circ\text{C}$.

Existe un medio de agar adecuado para el crecimiento y cuantificación de las bacterias reductoras del sulfato, consistente en agar tripticasa soja al 4.0 por 100 suplementado con agar adicional al 0.5 por 100, al que se añaden lactato de sodio al 60 por 100 (0.4 por 100 v/v), sulfato de magnesio hidratado al 0.2 por 100 y sulfato



ferroso y de amonio al 0.2 por 100. Ajustese el pH de 7.2 a 7.4 y esterilícese. El medio debe ser claro y exento de precipitados. Inocúlense todas las placas en la hora siguiente, o como muy tarde durante las 4 primeras horas después de que el agar solidifique para evitar su saturación con oxígeno. Para impedir la condensación de la humedad sobre las tapas de las placas, sustutúyanse por cubiertas estériles absorbentes hasta 10 a 15 minutos después de que el agar solidifique. Colóquense las placas sin invertir en el desecador o en jarras de Brewer y sustitúyase la atmósfera por hidrógeno o nitrógeno mediante evacuaciones sucesivas y sustituciones del gas. Incúbese a temperatura ambiente (21 a 24°C) o a 28-30°C, temperatura óptima para estos microorganismos. El crecimiento y ennegrecimiento alrededor de las colonias es típico de las bacterias reductoras de sulfato y puede aparecer en cualquier momento entre 2 y 21 días, aunque normalmente entre los 2 y 7 días (“Metodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales”, 1992).

9.2. ANÁLISIS MICROBIOLÓGICO DEL AGUA DE MINA

En primer lugar, fue realizado un examen bacteriológico de tipo cualitativo en una muestra de agua procedente de la columna de tratamiento con compost de la experiencia 4.

Empleando el medio citado anteriormente, y siguiendo el método también descrito, se pudo comprobar que el tubo inoculado con mayor cantidad de muestra aparecía totalmente ennegrecido después del transcurso de 10 días. Esto confirmó la existencia de bacterias reductoras de sulfatos en el agua de salida de la columna.



Se prepararon otras muestras, correspondientes al agua de salida de distintas columnas, para repetir el análisis de manera análoga, e igualmente fue confirmada la presencia de bacterias sulfato-reductoras en las mismas.

9.3. EXPERIENCIA DE LABORATORIO

9.3.1. DESCRIPCIÓN

Estudiando las características del medio óptimo de desarrollo de las bacterias sulfato-reductoras, se observó que la mayoría de los componentes de éste se encuentran ya en el agua que se desea tratar, a excepción del lactato.

Se decide por tanto, realizar un cultivo a gran escala aprovechando las condiciones anaerobias que existen en el interior de una de las columnas utilizadas en experiencias anteriores.

El relleno se hizo empleando compost y de modo semejante a otras ocasiones, con la diferencia de que en este caso fueron introducidos 375 g de yoghurt natural en el interior de la columna. Todo ello fue saturado se hizo con agua de corta.

En este caso no se estableció circulación continua de agua, sino que se dejó el cultivo en reposo dentro de la columna. Transcurridas dos semanas, se estableció momentáneamente el flujo a la entrada de la columna, con el fin de recoger una muestra del agua de su interior.



9.3.2. RESULTADOS

9.3.2.1. ANÁLISIS DE AGUAS

Al igual que en anteriores experiencias, fueron realizados análisis periódicos en el efluente del sistema para conocer la variación en sus contenidos en sulfatos, Fe, Al, Cd, Zn, Ni y Mn. También se realizaron medidas de pH en las muestras recogidas. Todos los resultados se resumen en los siguientes apartados.

9.3.2.1.1. REDUCCIÓN DE ACIDEZ Y SULFATOS

En este caso se ha medido el pH y se ha evaluado la reducción de acidez (calculada como mg/l de CaCO₃) y de contenido en sulfatos de la muestra estudiada. Los resultados obtenidos se recogen en la tabla

	pH (Unids)	Acidez calculada (como mg/l CaCO ₃)	Contenido en sulfatos (mg/l)
Influente	3.3	1496	8600
Efluente	6.3	271	2960

Tabla 9.3.2.1.1: Resultados correspondientes a variación de pH, acidez calculada y contenido en sulfatos en el sistema

El pH está dentro del rango apropiado para el desarrollo de las bacterias reductoras del sulfato.

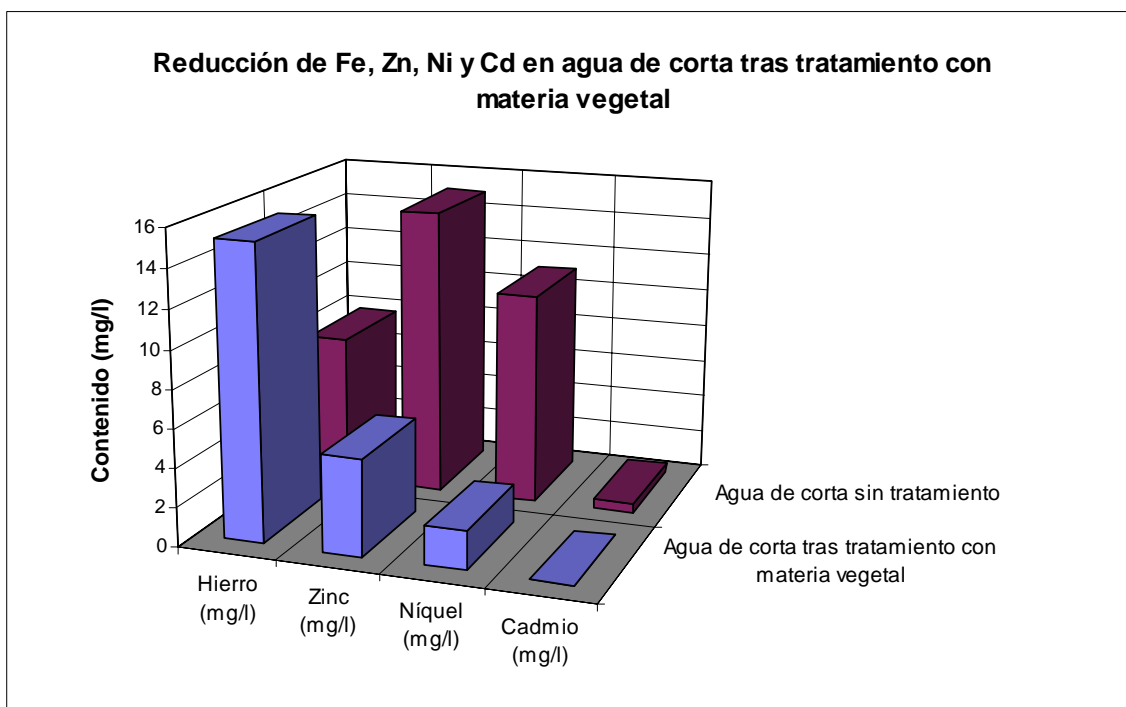


9.3.2.1.2. REDUCCIÓN DE METALES

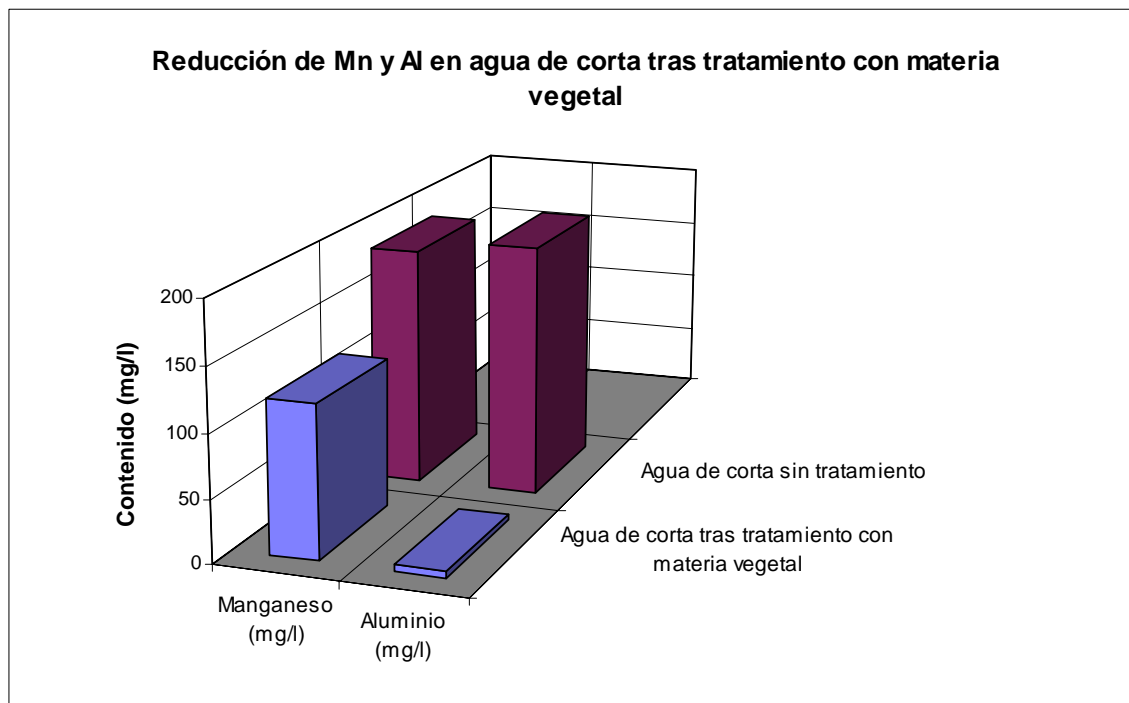
En lo que se refiere a reducción de contenidos elementales, se han obtenido los resultados analíticos de la tabla 9.3.2.1.2, en la que se comparan con los correspondientes del influente. En las gráficas 9.3.2.1.2.a y 9.3.2.1.2.b se muestran conjuntamente dichos resultados para facilitar su comparación.

DIAS	Fe	Al	Cd	Zn	Ni	Mn
0	7,8	200	0,5	15	11	190
30	15,2	4,7	0	5	2	120

Tabla 9.3.2.1.2: Resultados analíticos elementales para influente y efluente



Graf. 9.3.2.1.2.a: comparación de contenidos en Fe, Zn, Ni y Cd de influente y efluente



Graf. 9.3.2.1.2.b: comparación de contenidos en Mn y Al de influente y efluente

9.3.2.2. ANÁLISIS DE SUSTRATOS

Fue analizado el compost, una vez finalizado el ensayo, siguiendo el mismo método que en anteriores ocasiones. Los resultados analíticos correspondientes a 32 elementos y comparados con compost original se recogen en la tabla 9.3.2.2. En las gráficas 9.3.2.2.a, 9.3.2.2.b y 9.3.2.2.c se comparan algunos de los contenidos elementales del sustrato antes y después de ser utilizado en el sistema.

	Ag (ppm)	Al (%)	As (ppm)	Au (ppm)	B (ppm)	Ba (ppm)	Bi (ppm)	Ca (%)
Compost pre-proceso	<0,3	0,81	22	<2	4	82	<2	1,07
Compost post-proceso	<0,3	0,83	15	<2	3	36	<2	2,12
% Incremento	-	2%	-32%	-	-25%	-56%	-	98%

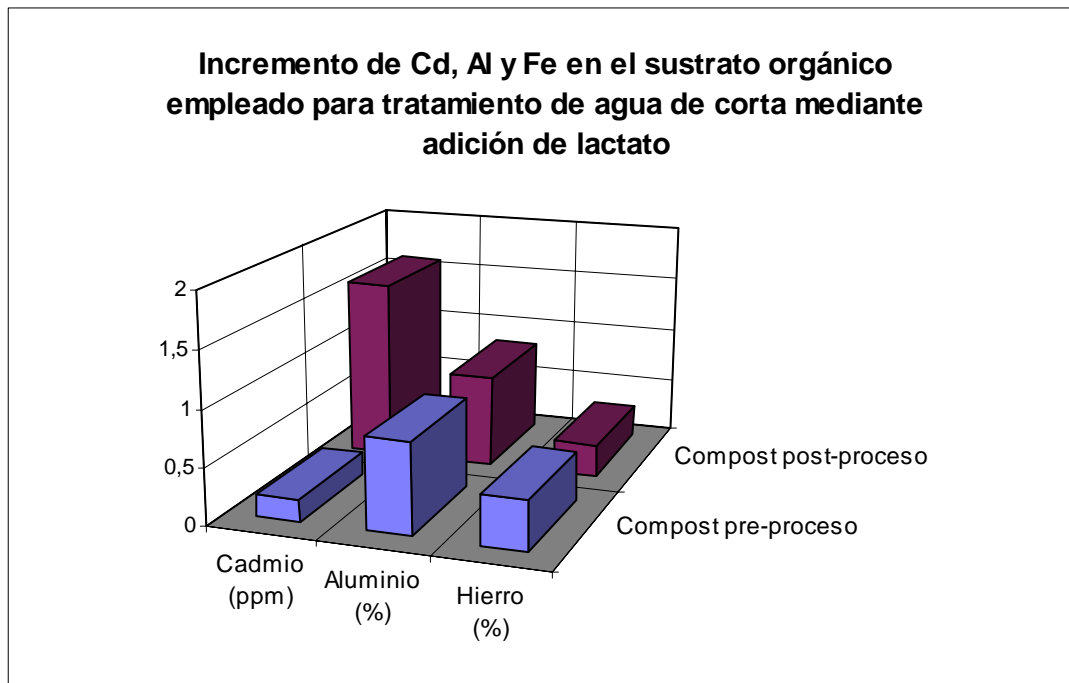


	Cd (ppm)	Co (ppm)	Cr (ppm)	Cu (ppm)	Fe (%)	Hg (ppm)	K (%)	La (ppm)
Compost pre-proceso	0,2	14	4	4	0,43	<1	0,04	5
Compost post-proceso	1,6	41	4	19	0,29	<1	0,07	25
% Incremento	700%	193%	0%	375%	-33%	-	75%	400%

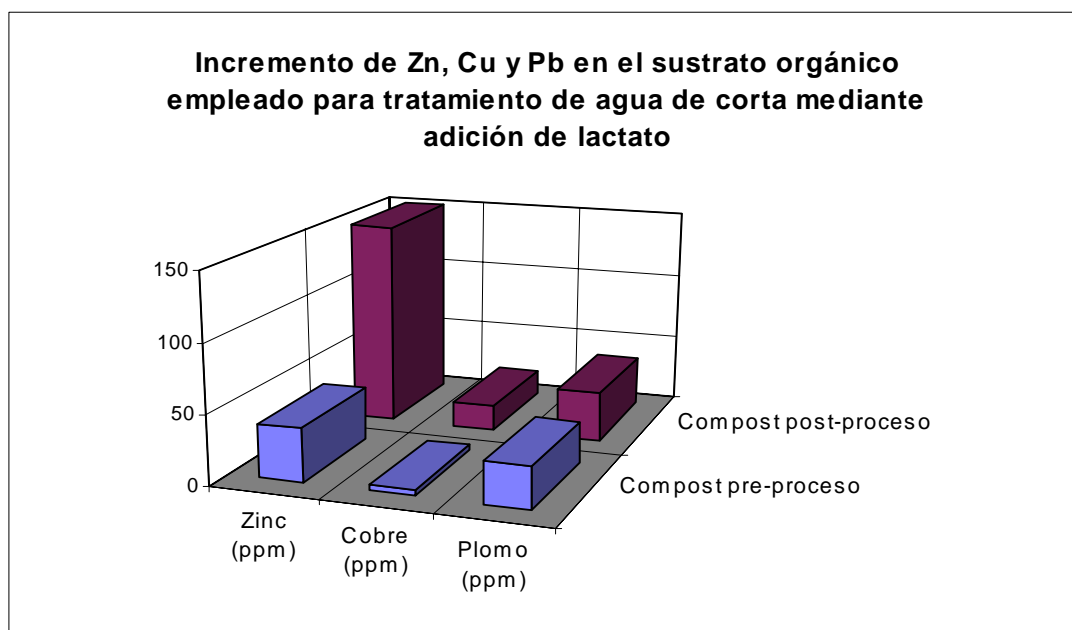
	Mg (%)	Mn (ppm)	Mo (ppm)	Na (%)	Ni (ppm)	P (%)	Pb (ppm)	Sb (ppm)
Compost pre-proceso	0,12	87	2	0,01	28	0,037	37	<2
Compost post-proceso	0,52	1157	2	0,03	110	0,08	30	<2
% Incremento	333%	1230%	0%	200%	293%	116%	-19%	-

	Sr (ppm)	Th (ppm)	Ti (%)	Tl (ppm)	U (ppm)	V (ppm)	W (ppm)	Zn (ppm)
Compost pre-proceso	17	<2	0,01	<5	5	5	<2	39
Compost post-proceso	44	2	<0,01	<5	400	2	<2	150
% Incremento	159%	-	-	-	7900%	-60%	-	285%

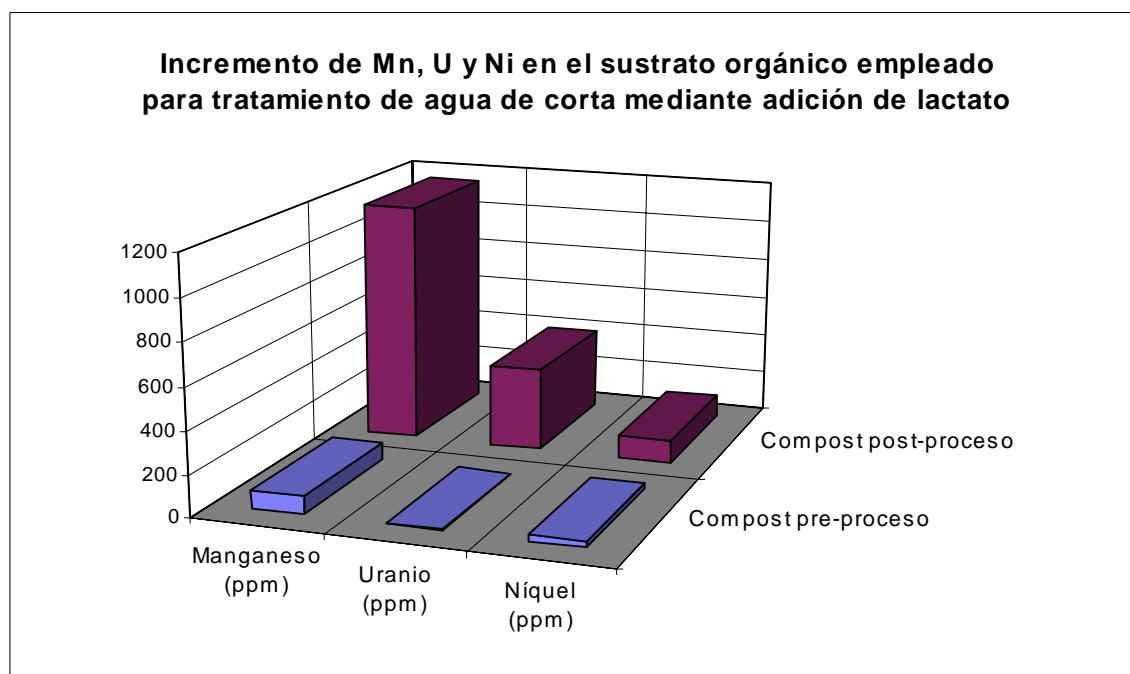
Tabla 9.3.2.2: Resultados analíticos elementales del sustrato antes y después de la experiencia



Graf. 9.3.2.2.a: Comparación de los contenidos en Cd, Al y Fe en el sustrato orgánico antes y después de ser utilizado en la experiencia



Graf. 9.3.2.2.b: Comparación de los contenidos en Zn, Cu y Pb en el sustrato orgánico antes y después de ser utilizado en la experiencia



Graf. 9.3.2.2.a: Comparación de los contenidos en Cd, Al y Fe en el sustrato orgánico antes y después de ser utilizado en la experiencia



9.3.3. CONCLUSIONES

En cuanto a reducción de metales, las reducciones producidas son aceptables, exceptuando el caso del Fe, cuya concentración ha aumentado en el agua de salida respecto al agua original. Satisfactorios resultados han sido obtenidos en cuanto a incremento de pH y reducción de acidez.

Si tenemos en cuenta que el contenido en sulfatos del agua de partida (corta) es de unos 8600 mg/l, la reducción alcanzada es de un **65.6%**. En ninguno de los ensayos anteriores se había conseguido una reducción semejante.

En los sustratos utilizados se han registrado incrementos elementales considerables. En general, los resultados son altamente satisfactorios, aunque sería conveniente que esta experiencia se prolongase por más tiempo para poder disponer de mayor información.

10. Experiencia IX

*Evaluación de la eficacia con
el tiempo de la caliza como
correctora de acidez*



10. EXPERIENCIA IX: *EVALUACIÓN DE LA EFICACIA CON EL TIEMPO DE LA CALIZA COMO CORRECTORA DE ACIDEZ*

10.1. DESCRIPCIÓN

Fue realizada una experiencia para analizar el comportamiento de la caliza en lo que se refiere a su función de correctora de acidez. Para ello, se empleó una columna rellena de grava caliza atravesada por un caudal constante de 0,6 ml/min de agua de corta.

En este caso no ha podido ser determinada la acidez calculada (Hedin *et al.*, 1993), ya que no se dispone de datos analíticos sobre contenidos metálicos. Sin embargo, sí se ha podido comprobar la efectividad neutralizadora de acidez protónica del agua de mina. El pH de salida de dicha columna fue medido diariamente durante los 80 días de duración de la experiencia y los valores obtenidos se muestran a continuación.

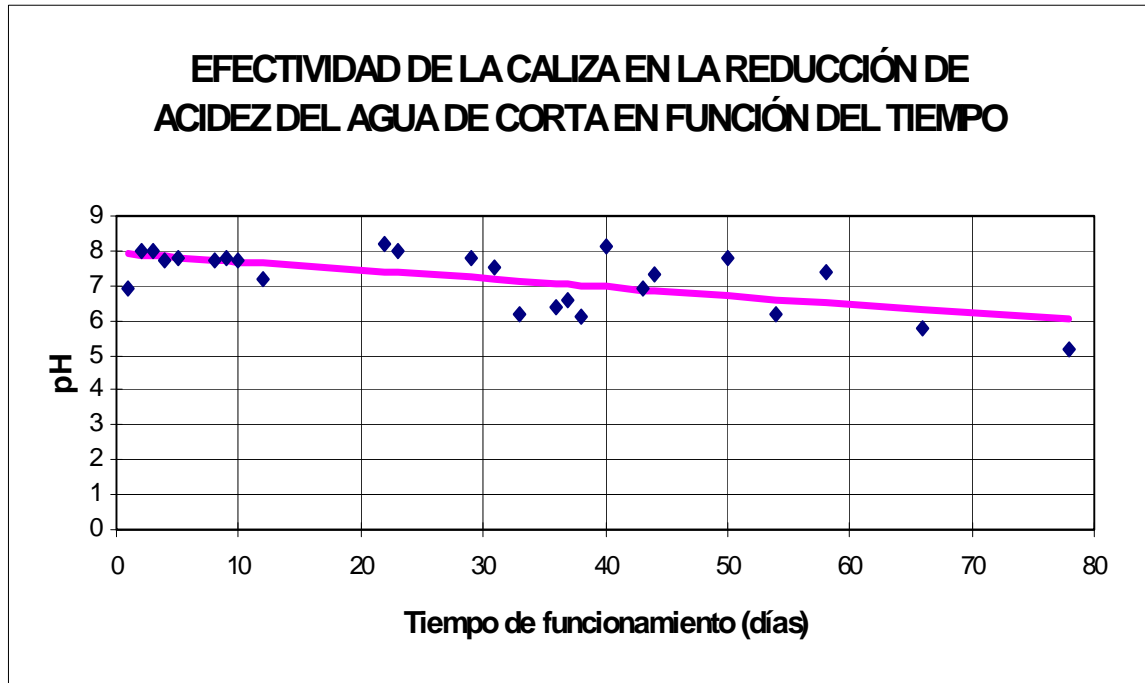


10.2. RESULTADOS E INTERPRETACIÓN

Los valores de pH medidos son los que se recogen en la tabla 10.2. Estos han sido representados en la gráfica 10.2.

FECHA	pH
ENTRADA	3,3
10-2-97	6,9
11-2-97	8,0
12-2-97	8,0
13-2-97	7,7
14-2-97	7,8
17-2-97	7,7
18-2-97	7,8
19-2-97	7,7
21-2-97	7,2
3-3-97	8,2
4-3-97	8,0
10-3-97	7,8
12-3-97	7,5
14-3-97	6,2
17-3-97	6,4
18-3-97	6,6
19-3-97	6,1
21-3-97	8,1
24-3-97	6,9
25-3-97	7,3
31-3-97	7,8
4-4-97	6,2
8-4-97	7,4
16-4-97	5,8
28-4-97	5,2

Tabla 10.2: Valores de pH medidos en las muestras de efluente



Graf. 10.2: Tendencia de la efectividad de la caliza como modificadora de pH.

En la figura anterior se aprecia una tendencia de pérdida de efectividad por parte de la caliza, que se puede ajustar según una recta de la forma:

$$(pH) = (-0.024) \cdot (\text{días de funcionamiento}) + 7.93$$

Esta fórmula es únicamente válida para el tipo de agua de mina, el volumen de caliza y el caudal fijados en el sistema empleado en esta experiencia, siendo parámetros que permanecen constantes a lo largo de toda ella.



Esto nos da idea de la evolución de la caliza como neutralizadora –en lo que a pH se refiere- del agua de corta y por tanto, del periodo útil de la misma para dicha función. Sin embargo, la relación entre pH y tiempo de funcionamiento del sistema es sólo aplicable a dicho sistema y no puede ser aplicada a otro en el que los parámetros de diseño no sean los mismos.

Por otro lado, resulta muy sencillo y aconsejable realizar una experiencia de este tipo antes de diseñar un sistema de tratamiento en el que se pretenda neutralizar agua ácidas mediante contacto con caliza. Mediante este pequeño **ALD**, aplicado a cada tipo de agua, se puede calcular el periodo de actividad neutralizadora del sistema para un volumen de caliza y un caudal de agua determinados, o bien estimar que tamaño de sistema será necesario para tratar eficazmente un agua de mina durante un cierto periodo de tiempo. También resultaría interesante determinar las variaciones de acidez y alcalinidad del efluente del sistema, además de las de pH.

*11. Comparación de
resultados de las primeras
experiencias*



11. COMPARACIÓN DE RESULTADOS DE LAS PRIMERAS EXPERIENCIAS

11.1. COMPARACIÓN

Los resultados correspondientes a las reducciones de contenidos en sulfatos y metales en los dos tipos de agua estudiados que fueron obtenidos en algunas de las distintas experiencias realizadas se muestran resumidos y comparados en las tablas 11.1.a y 11.1.b.

Las variaciones experimentadas para los diferentes sustratos y cada tipo de agua, según las diversas condiciones planteadas en las anteriores experiencias se recogen en las tablas 11.1.c y 11.1.d.

Esta exposición conjunta permite la comparación de resultados conseguidos mediante diferentes sistemas y bajo diferentes condiciones de funcionamiento, lo que permitirá extraer conclusiones acerca de los parámetros óptimos para sistemas posteriores. Estas conclusiones se han aplicado en las fases de diseño y ejecución de experiencias posteriores.



AGUA DE CORTA							
SUSTRATO		E. de vaca	compost	25%lodo depur. +75%compost	50%E.de vaca +50%compost	5%Bentonita+ 95%compost	% yoghourt + 90% compost
CAUDAL		0,6 ml/min	0,3 ml/min	0,3 ml/min	0,3 ml/min	0,3 ml/min	-
TIEMPO DE RETENCION		3 días	6 días	6 días	6 días	6 días	15 días
DURACION DE LA EXPERIENCIA		60 días	30 días	30 días	30 días	30 días	15 días
SULFATOS	INICIAL	8600 mg/l	8600 mg/l	8600 mg/l	8600 mg/l	8600 mg/l	8600 mg/l
	FINAL	7300 mg/l	5000 mg/l	4300 mg/l	6200 mg/l	4300 mg/l	2960 mg/l
HIERRO	INICIAL	7,8 mg/l	7,8 mg/l	7,8 mg/l	7,8 mg/l	7,8 mg/l	7,8 mg/l
	FINAL	3,12 mg/l	1,25 mg/l	9,3 mg/l	1,5 mg/l	9,3 mg/l	24,4 mg/l
ALUMINIO	INICIAL	200 mg/l	200 mg/l	200 mg/l	200 mg/l	200 mg/l	200 mg/l
	FINAL	20 mg/l	0 mg/l	2 mg/l	2 mg/l	0 mg/l	4,7 mg/l
NIQUEL	INICIAL	11 mg/l	11 mg/l	11 mg/l	11 mg/l	11 mg/l	11 mg/l
	FINAL	4,5 mg/l	0,11 mg/l	0,22 mg/l	0,33 mg/l	0,22 mg/l	2 mg/l
ZINC	INICIAL	15 mg/l	15 mg/l	15 mg/l	15 mg/l	15 mg/l	15 mg/l
	FINAL	0,75 mg/l	0,45 mg/l	0,15 mg/l	0,15 mg/l	0,15 mg/l	5 mg/l
MANGANESO	INICIAL	190 mg/l	190 mg/l	190 mg/l	190 mg/l	190 mg/l	190 mg/l
	FINAL	190 mg/l	130 mg/l	105 mg/l	80 mg/l	125 mg/l	120 mg/l
CADMIO	INICIAL	0,5 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l	0,5 mg/l
	FINAL	0,1 mg/l	0,05 mg/l	0,05 mg/l	0,05 mg/l	0,05 mg/l	0 mg/l

Tabla 11.1.a: Características y resultados de experiencias en columnas de flujo continuo de agua de corta



AGUA DE DIQUE							
SUSTRATO		E. de vaca	Diatomita	E. de cerdo	50% suelo+ 50% caliza	50% E. de pollo +50% caliza	<i>Typha latifolia</i> troceada
CAUDAL		0,6 ml/min	0,3 ml/min	0,3 ml/min	0,3 ml/min	0,3 ml/min	0,3 ml/min
TIEMPO DE RETENCION		3 días	6 días	6 días	6 días	6 días	6 días
DURACION DE LA EXPERIENCIA		80 días	30 días	30 días	30 días	30 días	20 días
SULFATOS	INICIAL	7800 mg/l	7800 mg/l	7800 mg/l	7800 mg/l	7800 mg/l	7800 mg/l
	FINAL	6000 mg/l	5100 mg/l	6700 mg/l	5200 mg/l	4700 mg/l	5000 mg/l
HIERRO	INICIAL	0,2 mg/l	0,2 mg/l	0,2 mg/l	0,2 mg/l	0,2 mg/l	0,2 mg/l
	FINAL	0,3 mg/l	0,25 mg/l	6,2 mg/l	0,4 mg/l	1,2 mg/l	0,15 mg/l
ALUMINIO	INICIAL	1 mg/l	1 mg/l	1 mg/l	1 mg/l	1 mg/l	1 mg/l
	FINAL	0 mg/l	1 mg/l	0 mg/l	0,5 mg/l	0 mg/l	0 mg/l
NIQUEL	INICIAL	1 mg/l	1 mg/l	1 mg/l	1 mg/l	1 mg/l	1 mg/l
	FINAL	0 mg/l	0,75 mg/l	0,25 mg/l	0,55 mg/l	0,2 mg/l	0,2 mg/l
ZINC	INICIAL	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,1 mg/l	0,1 mg/l
	FINAL	0,1 mg/l	0,01 mg/l	0,085 mg/l	0,15 mg/l	0,08 mg/l	0 mg/l
MANGANESO	INICIAL	160 mg/l	160 mg/l	160 mg/l	160 mg/l	160 mg/l	160 mg/l
	FINAL	160 mg/l	120 mg/l	85 mg/l	133 mg/l	20 mg/l	91 mg/l
CADMIO	INICIAL	0,2 mg/l	0,2 mg/l	0,2 mg/l	0,2 mg/l	0,2 mg/l	0,2 mg/l
	FINAL	0,06 mg/l	0 mg/l	0,05 mg/l	0,1 mg/l	0,03 mg/l	0 mg/l

Tabla 11.1.b: Características y resultados de experiencias en columnas de flujo continuo de agua de dique.



AGUA DE CORTA	Fe	Al	Ni	Zn	Mn	Cd	U
	(%)	(%)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)
E. de vaca sin tratamiento	0,85	0,36	19	307	365	0,2	6
E. de vaca tras tratamiento	0,14	1,39	388	6776	1029	56,1	11965
% Incremento	-84%	-286%	1942%	2107%	182%	27950%	199317%
100%compost sin tratamiento	0,43	0,81	28	39	87	0,2	<5
100%compost tras tratamiento	0,23	0,85	202	270	1556	2,4	593
% Incremento	-47%	5%	621%	592%	1689%	1100%	-
Lodo de depuradora sin tratamiento	0,87	1,1	29	891	484	3,4	7
(25%lodo dep.+75%compost) sin trat.	0,54	0,88	28,25	252	186,25	1	-
(25%lodo dep.+75%compost) tras trat.	0,19	0,6	148	269	1316	1,9	416
% Incremento	-65%	-32%	424%	7%	607%	90%	-
(50%E.de vaca+50%compost) sin trat.	0,64	0,585	23,5	173	226	0,2	-
(50%E.de vaca+50%compost) sin trat.	0,37	0,66	160	365	1834	1,4	434
% Incremento	-42%	13%	581%	111%	712%	600%	-
Bentonita sin tratamiento	0,28	0,55	8	37	742	0,7	<5
Bentonita tras tratamiento	0,27	0,56	37	194	845	1,8	65
% Incremento	-4%	2%	363%	424%	14%	157%	-

Tabla 11.1.c: Incremento elemental en los sustratos orgánicos empleados para tratamiento de agua de corta.

AGUA DE DIQUE	Fe	Al	Ni	Zn	Mn	Cd	U
	(%)	(%)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)	(ppm)
E. de vaca sin tratamiento	0,85	0,36	19	307	365	0,2	6
E. de vaca tras tratamiento	0,71	0,32	93	369	1571	0,9	24
% Incremento	-16%	-11%	389%	20%	330%	350%	300%
Diatomita sin tratamiento	0,51	0,55	5	14	119	<0,2	<5
Diatomita tras tratamiento	0,47	0,55	10	17	375	<0,2	7
% Incremento	-8%	0%	100%	21%	215%	-	-
E. de cerdo sin tratamiento	0,21	0,07	7	167	385	0,3	<5
E. de cerdo tras tratamiento	0,15	0,06	14	140	1769	<0,2	8
% Incremento	-29%	-14%	100%	-16%	359%	-	-
Suelo sin tratamiento	1,92	0,74	15	283	378	0,8	5
Suelo tras tratamiento	1,74	0,68	21	250	488	0,8	35
% Incremento	-9%	-8%	40%	-12%	29%	0%	600%
E. de pollo sin tratamiento	0,59	0,37	13	321	263	0,5	<5
E. de pollo tras tratamiento	0,47	0,37	22	347	2117	0,8	25
% Incremento	-20%	0%	69%	8%	705%	60%	-

Tabla 11.1.d: Incremento elemental en los sustratos orgánicos empleados para tratamiento de agua de dique.



11.2. CONCLUSIONES

A la vista de estos resultados, se pueden extraer las siguientes conclusiones:

- ❖ Utilizando el caudal de 0.3 ml/min y el subsiguiente tiempo de residencia de 6 días, se consiguen mejores resultados que empleando un tiempo menor. Reducir aún más el caudal resultaría difícil desde el punto de vista técnico y no supondría mejoras importantes. Además, la utilización de caudales tan pequeños no es extrapolable a una posible aplicación en un proyecto real a mayor escala.
- ❖ No parece necesario prolongar la duración de una experiencia más allá de unos 30 días, ya que a partir de ese tiempo, como se ha comprobado en experiencias más largas realizadas (hasta 80 días), no resultan significativas las variaciones que se puedan producir en lo que se refiere a reducciones de contaminantes. Una mayor duración de la experiencia tendría interés para la evaluación de una posible saturación de los sustratos, pero ello no ha sido objeto de este trabajo.
- ❖ La reducción de metales en columnas anaerobias se puede considerar en general, como satisfactoria para ambos tipos de agua, exceptuando el caso del Mn, para el cual la reducción es menor, y el Fe, cuyo contenido suele incrementarse a la salida de las columnas, especialmente en el caso de agua de dique.



- ❖ La reducción de sulfatos es más elevada cuando se emplean como sustratos orgánicos el estiércol de pollo y el compost, siendo ésta mejorada con la adición de bentonita y lodo de depuradora. Con estos sustratos se consiguen también buenas reducciones de metales.

A la vista de los resultados de estas experiencias se concluye que el compost resulta, en conjunto, el sustrato ideal por sus características satisfactorias en varios aspectos: reducción de sulfatos y metales, buena conductividad hidráulica y reducción de carga orgánica (y consiguiente olor y color) en el efluente tratado con respecto a otros sustratos, así como fácil disponibilidad.

El estiércol de pollo resulta también altamente eficaz, pero presenta problemas añadidos como son su menor disponibilidad, mayor carga orgánica y baja conductividad hidráulica. Este último problema lo presentan también el lodo de depuradora y la bentonita, por lo que sería aconsejable utilizarlos con disposición de flujo horizontal, en lugar de vertical.

El lodo de depuradora también presenta problemas de disponibilidad y además posee altos contenidos en ciertos elementos como Ag, etc., que hacen menos recomendable su uso. Por otro lado, el uso de bentonita, en forma de lecho impermeabilizante y con suficiente superficie útil para la fijación de metales, está muy extendido en lo que se refiere a tratamientos pasivos para descontaminación de efluentes.

12. Experiencia X

*Celda con condiciones mixtas
y flujo continuo de agua:
“Humedal de laboratorio”*



12. EXPERIENCIA X: *CELDA CON CONDICIONES MIXTAS (aerobias/anaerobias) Y FLUJO CONTÍNUO DE AGUA: “HUMEDAL DE LABORATORIO”*

12.1. DESCRIPCIÓN

Para la realización de esta experiencia se ha diseñado una celda que, a escala superior a la empleada en fases anteriores, pretende simular las condiciones existentes en un humedal real construido para tratamiento de agua de mina. Este diseño se puede considerar como la aplicación de los resultados obtenidos en las etapas de investigación anteriores.

La celda es un paralelepípedo de chapa de acero galvanizada (para evitar su oxidación) de 375 l de capacidad en el que el agua a tratar penetra por una arista y sale por la opuesta. Se le ha dispuesto en su interior un dispositivo de laberinto para facilitar el serpenteo del agua y conseguir así un mayor recorrido total de ésta (Figs. 12.1.a y 12.1.b y Fotos 12.1.a y 12.1.b)

En esta experiencia se combinan las condiciones de tratamiento aerobias (en la parte superior de la celda) y anaerobias (en la parte no superficial del sustrato que sirve de relleno) y se mantiene un flujo constante de agua.



Para el relleno de la celda se dispuso una primera capa de bentonita de unos 100 mm de espesor. Se eligió ésta por su capacidad retentiva de metales, demostrada en la experiencia 4, y porque usada como lecho inferior, no conduce a problemas de conductividad hidráulica. Además, en un humedal real haría las veces de revestimiento impermeable.

A continuación, se dispuso una segunda capa de compost, que como ya se ha comentado, parece ser el sustrato que en conjunto reúne las mejores cualidades de los estudiados en otras experiencias y que, por tanto, se empleará en ésta como sustrato base. El espesor de esta capa es de unos 100 mm.

Seguidamente fue extendida una fina capa de estiércol de pollo, con el fin de enriquecer orgánicamente el compost. Se eligió este tipo de estiércol porque había demostrado ser el más eficaz de todos los ensayados. Debido a su baja permeabilidad, sólo fue colocada una capa de poco espesor, para no perjudicar la conductividad hidráulica del sistema.

La siguiente capa fue de nuevo de compost, con un espesor de otros 100 mm aproximadamente y sobre ella se colocaron ejemplares de *Typha* troceados para imitar las condiciones reales existentes en un humedal (biomasa vegetal autóctona). En la experiencia 6 se comprobó la eficacia de esta materia orgánica.

Por último, se rellenó la celda con compost hasta una altura 50 mm por debajo del borde superior de ésta. Este margen se tomó como previsión de un eventual fallo en la regulación del caudal, obturación o cualquier problema que diese lugar a un posible rebose del agua.



El tratamiento se realiza en agua de corta que entra en la celda, mediante un dosificador, con un caudal de unos $10 \text{ l/día} = 7 \text{ ml/min}$. Suponiendo una porosidad del sustrato del 30%, el volumen total de agua que puede albergar la celda es de unos 100 l. Un idéntico caudal de agua sale, a través de otro dosificador, por la parte inferior de la celda, con lo que el tiempo de residencia total del agua en la misma es de unos 10 días.

La duración de esta experiencia ha sido superior a la de las anteriores, llegando a alcanzar los 90 días. Por sus similitudes con un humedal construido real, pero a menor escala, a la celda de tratamiento se la denomina “humedal de laboratorio”

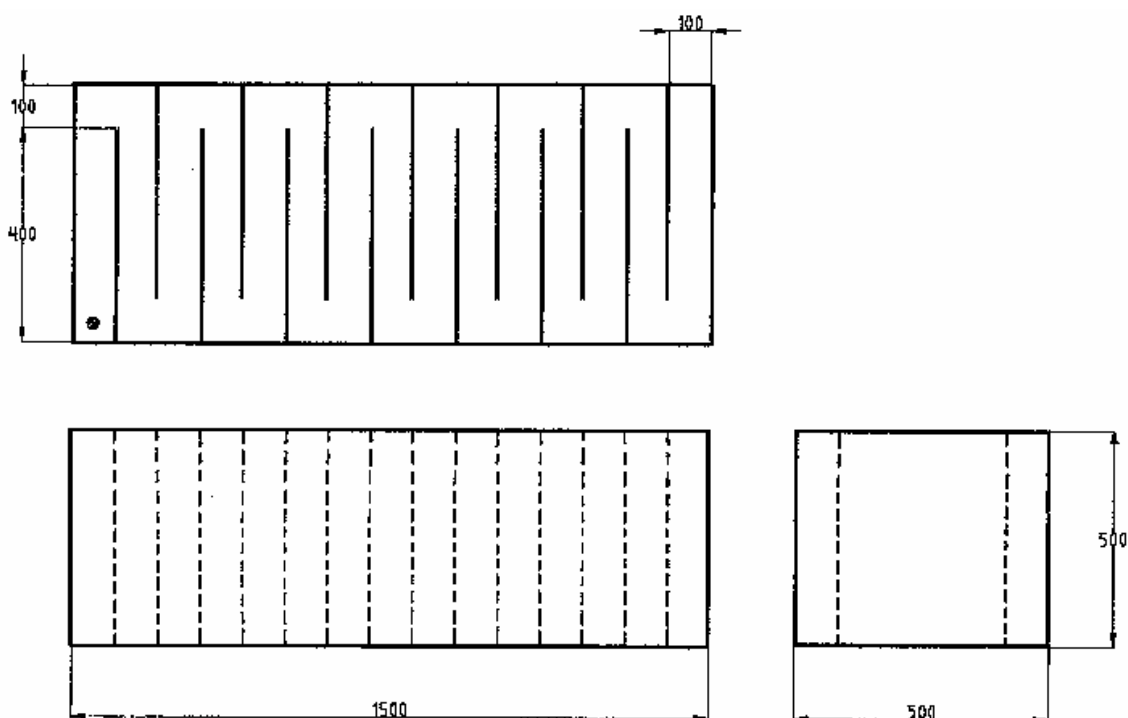


Fig. 12.1.a: Dimensiones de la celda de tratamiento

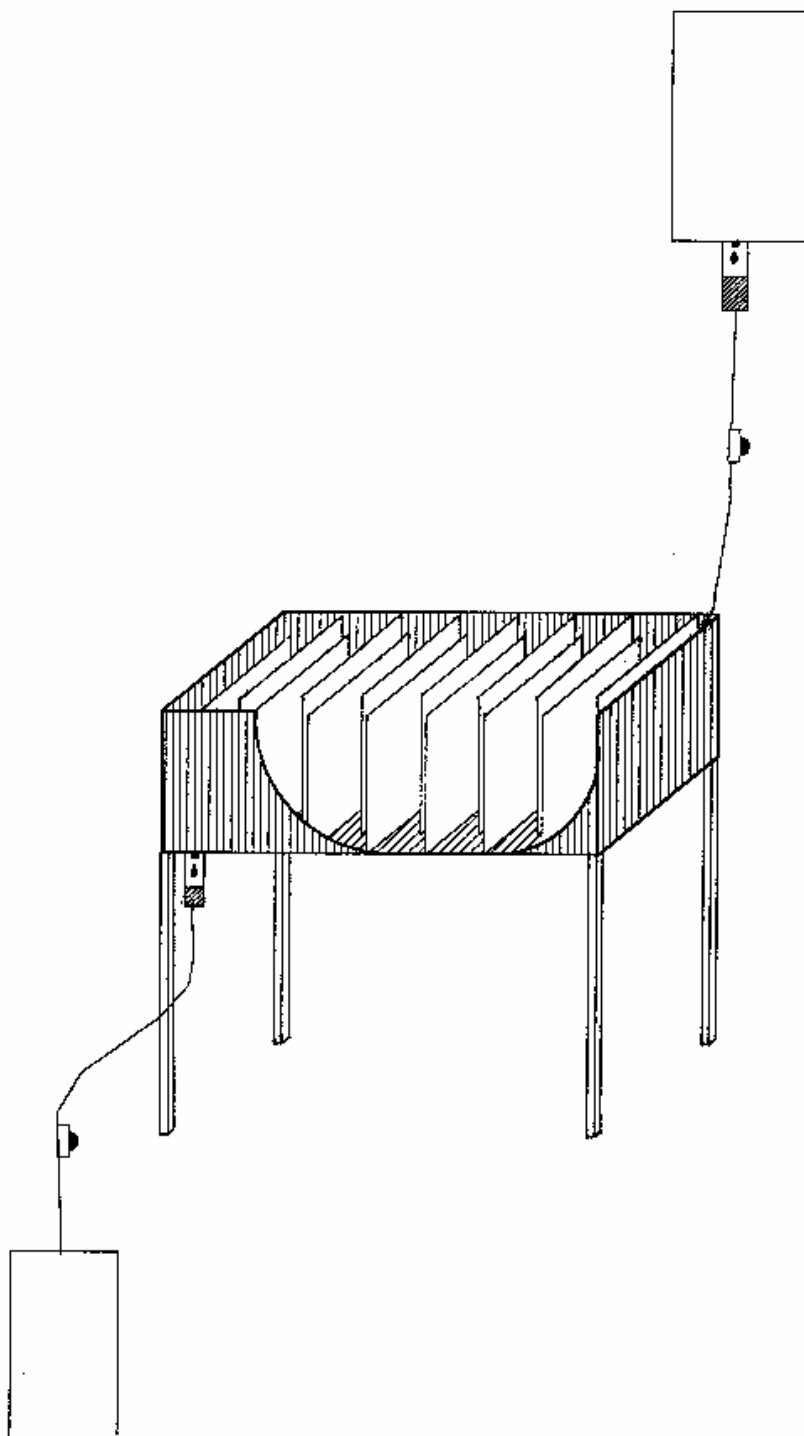


Fig. 12.1.b: Diseño de la celda de tratamiento



El recorrido total del agua se ha calculado de forma teórica siguiendo el esquema de la Fig. 12.1.c.

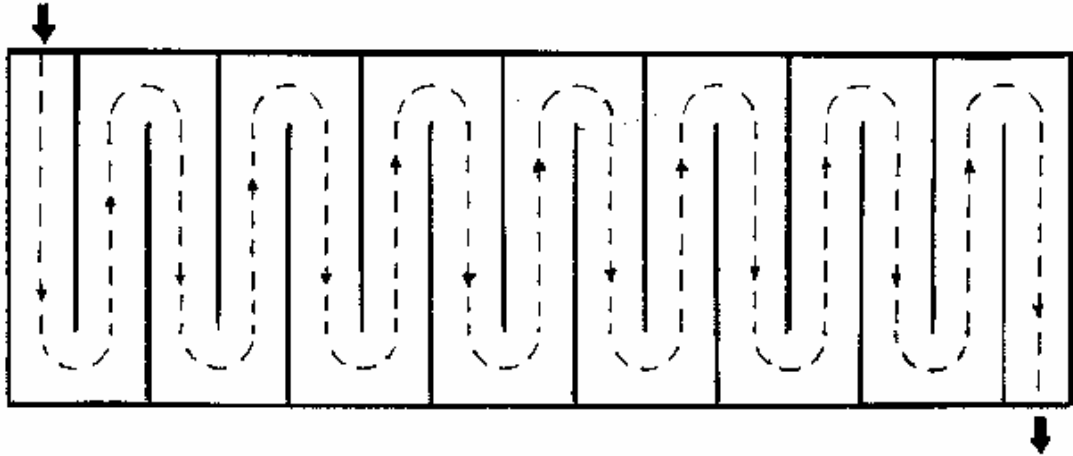


Fig. 12.1.c: Recorrido lineal del agua en el laberinto interior a la celda

Este recorrido se obtiene de la suma:

$$R = 400 + \pi r + 300 + \pi r + \dots + 300 + \pi r + 400 = 2 \cdot 400 + 14 \pi r + 13 \cdot 300 \cong 6900 \text{ mm} = 6.9 \text{ m.}$$

Luego, mediante la inducción al serpenteo del agua se consigue que su recorrido alcance casi los 7 m, que, de acuerdo con el caudal establecido supone una velocidad media lineal de unos 0.5 mm/min. Con esto se consigue que exista una mayor superficie de contacto entre el agua y el sustrato, facilitando así el tratamiento de aquella.



Foto 12.1.a: Funcionamiento del “humedal de laboratorio”. Desde el depósito de la izquierda (con caliza en su interior), el agua de corta penetra mediante un dosificador en la celda. El efluente es recogido en la garrafa inferior.



Foto 12.1.b: Detalle del dispositivo para facilitar el serpenteo del agua. Se aprecian los macrófitos emergentes.



12.2. MUESTREO Y ANALISIS

Fue medido diariamente el **pH** a la entrada y salida de la celda y semanalmente recogida una muestra del agua de salida en la que fueron analizados los contenidos en **sulfatos, Al, Zn, Fe, Ni, Cd y Mn**, del mismo modo que se hiciera en anteriores experiencias. También se realizó un **análisis bacteriológico** en el agua de salida del “humedal de laboratorio”.

Al finalizar la experiencia, se analizaron los vegetales desarrollados en el interior del “humedal de laboratorio” de igual forma que se había hecho con algunos ejemplares originales (ver anexo), separando los crecidos en diferentes partes de la celda y distinguiendo, a su vez, cuatro partes dentro de cada ejemplar: raíz, tallo, hojas y rizoma.

Por otro lado, también se muestreó el sustrato orgánico de relleno de la celda en varios puntos a lo largo de la misma (recintos 2°, 5°, 9° y 13°) y a distintas profundidades (parte superficial, intermedia y profunda del sustrato orgánico y lecho de bentonita) en cada uno de ellos (Foto 12.2). En cada una de estas muestras fueron analizados los contenidos en 32 elementos siguiendo el mismo método que se empleó en el análisis de sustratos de otras experiencias.

También fue medido el **pH** de cada una de dichas muestras, para lo que se siguió el protocolo del “método de la pasta saturada”. De acuerdo con este método, el sustrato, una vez ha sido secado y tamizado, es mezclado con el doble de su peso en agua destilada, hasta que se forma una pasta saturada y consistente en la que se introduce el electrodo del peachímetro para proceder a la lectura.



Con el análisis del agua de salida se pretende conocer la efectividad global del “humedal de laboratorio” como descontaminador de agua de corta. Con el análisis diferencial del sustrato, se pretende evaluar a qué parte del humedal se debe en mayor medida tal efectividad, conociendo la distribución espacial, a lo largo de una sección de la celda, de los elementos que el agua a su paso a través del sustrato, ha dejado retenidos en él. Se descubren de este modo, direcciones preferentes del agua en su transcurso, deficiencias en el diseño, etc.



Foto 12.2: Muestreo de testigos de sustrato para su análisis posterior



12.3. RESULTADOS

Tras una duración de la experiencia de *90 días*, fijados un caudal de *7 ml/min* y un tiempo de residencia de unos *10 días*, se han obtenido los siguientes resultados:

12.3.1. ANÁLISIS DE AGUAS

Las reducciones experimentadas en cuanto a pH, acidez, contenido en sulfatos y metales del agua a la salida del “humedal de laboratorio”, se exponen en la tabla 12.3.1.

	pH	Acidez cal. (mg/l CaCO ₃)	Sulfatos (mg/l)	Al (mg/l)	Zn (mg/l)	Fe (mg/l)	Ni (mg/l)	Cd (mg/l)	Mn (mg/l)	
Agua de corta	3,3	3418,0	12700	520	22,5	47	15,0	0,50	231,0	
Influyente (tras caliza)	4,7	3229	12200	505	22,0	1,2	14,8	0,45	231,0	
Efluente	7/II/97	6,5	349	6600	40	13,0	2	1	0,07	68,0
	17/II/97	7,6	70	4455	<1	9,0	0,5	0 - 0,1	0,04	35,2
	21/II/97	8,0	45	3888	<1	2,1	0,3	0 - 0,1	0,03	21,2
	3/III/97	7,2	67	4374	<1	0,4	1,4	0,1 - 0,2	0,05	32,5
	10/III/97	7,1	83	4698	<1	1,1	1,9	0,1 - 0,2	0,02	41,0
	17/III/97	6,0	82	4460	<1	0,3	0,6	0 - 0,1	0,04	41,7
	24/III/97	6,9	68	4860	<1	0,6	0,1	0,2	0,05	34
	31/III/97	7,6	91	5330	<1	0,9	0,06	0 - 0,1	0,05	47
	8/IV/97	7,5	77	5000	<1	1,1	0,1	0 - 0,1	0,04	39
	16/IV/97	6,5	73	5600	<1	1,3	0,18	0 - 0,1	0,04	37
	23/IV/97	7,1	68	5500	<1	0,8	0,18	0 - 0,1	0,04	34
28/IV/97	7,1	69	5420	<1	0,5	0,1	0 - 0,1	0,04	35	

Tabla 12.3.1: Resultados analíticos elementales del efluente

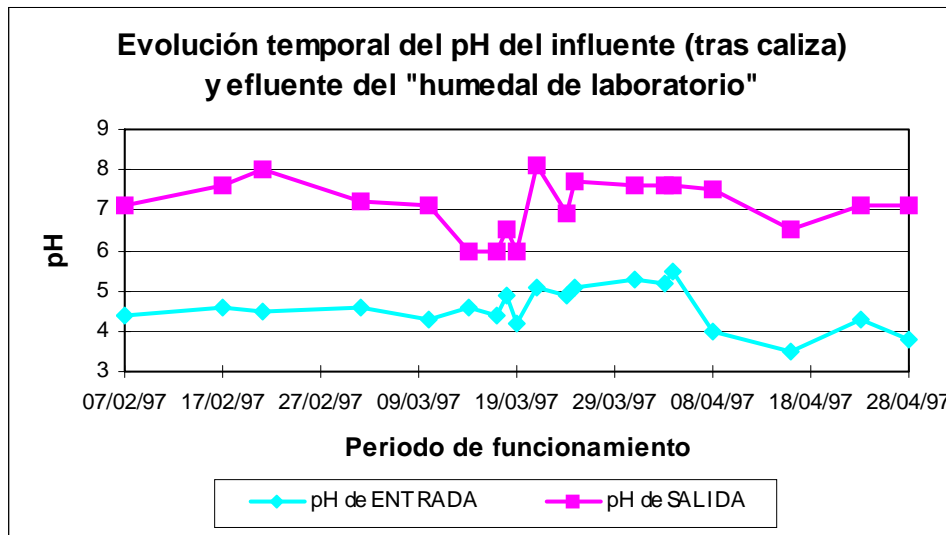


12.3.1.1. REDUCCIÓN DE ACIDEZ

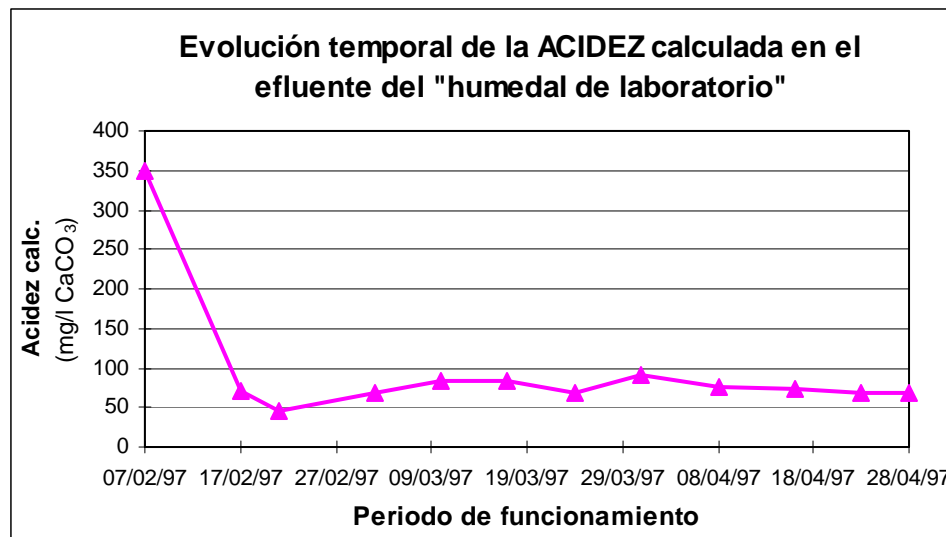
Los valores obtenidos en las medidas frecuentes de pH de influente y efluente, y los correspondientes valores de acidez calculada del efluente se recogen en la tabla 12.3.1.1. En la gráfica 12.3.1.1.a se observa la variación con el tiempo del pH de entrada al humedal (tras paso del agua de corta por caliza) y el de su efluente. La reducción de acidez experimentada por el agua a su paso por dicho “humedal de laboratorio” se muestra en la gráfica 12.3.1.1.b. Finalmente se muestra la evolución del pH del agua en función de su recorrido lineal dentro de la celda (Fig. 12.3.1.1).

FECHA	Influente	Efluente	
	pH	pH	Acidez cal. (mg/l CaCO ₃)
07/02/97	4,4	7,1	7,1
17/02/97	4,6	7,6	7,6
21/02/97	4,5	8,0	8,0
03/03/97	4,6	7,2	7,2
10/03/97	4,3	7,1	7,1
14/03/97	4,6	6,0	6,0
17/03/97	4,4	6,0	6,0
18/03/97	4,9	6,5	6,5
19/03/97	4,2	6,0	6,0
21/03/97	5,1	8,1	8,1
24/03/97	4,9	6,9	6,9
25/03/97	5,1	7,7	7,7
31/03/97	5,3	7,6	7,6
03/04/97	5,2	7,6	7,6
04/04/97	5,5	7,6	7,6
08/04/97	4,0	7,5	7,5
16/04/97	3,5	6,5	6,5
23/04/97	4,3	7,1	7,1
28/04/97	3,8	7,1	7,1

Tabla 12.3.1.1: Valores de pH y acidez calculada de influente y efluente



Graf. 12.3.1.1.a: Evolución de pH de influente y efluente en función del tiempo



Graf. 12.3.1.1.b: Evolución de la acidez calculada del agua de mina desde el comienzo de la experiencia

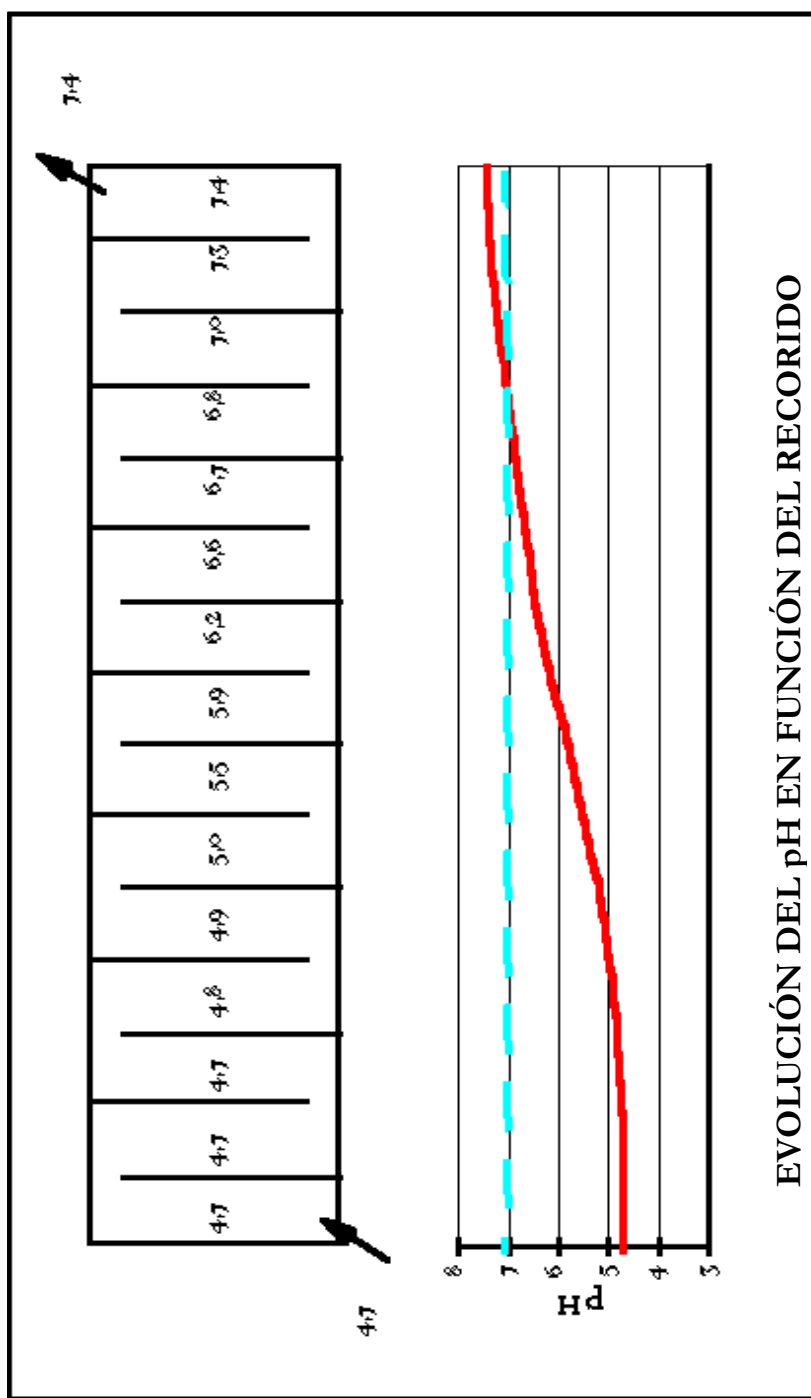


Fig. 12.3.1.1: Relación entre pH y distancia lineal de recorrido en "humedal de laboratorio"

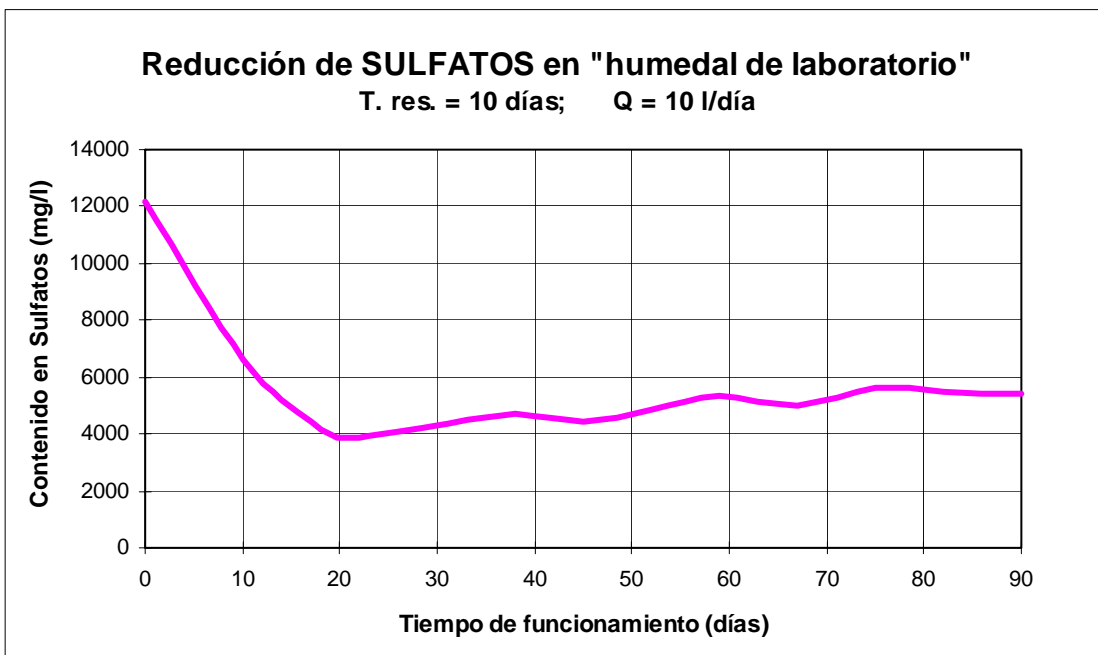
(T_{res} : 10 días; Q : 10 l/día)



12.3.1.2. REDUCCIÓN DE SULFATOS

A continuación se representa gráficamente la evolución en el contenido en sulfatos del agua de corta a la salida del "humedal de laboratorio" (Graf. 12.3.1.2).

En esta representación se pretende mostrar la evolución del parámetro analizado en el agua de mina desde el comienzo de la experiencia hasta el final de la misma. Por ello se representa el valor correspondiente al influente asociado al "día 0" de la experiencia. Debe notarse que no existirá efluente del sistema hasta que no haya transcurrido un periodo de tiempo igual al del tiempo de residencia del agua en el interior de dicho sistema.

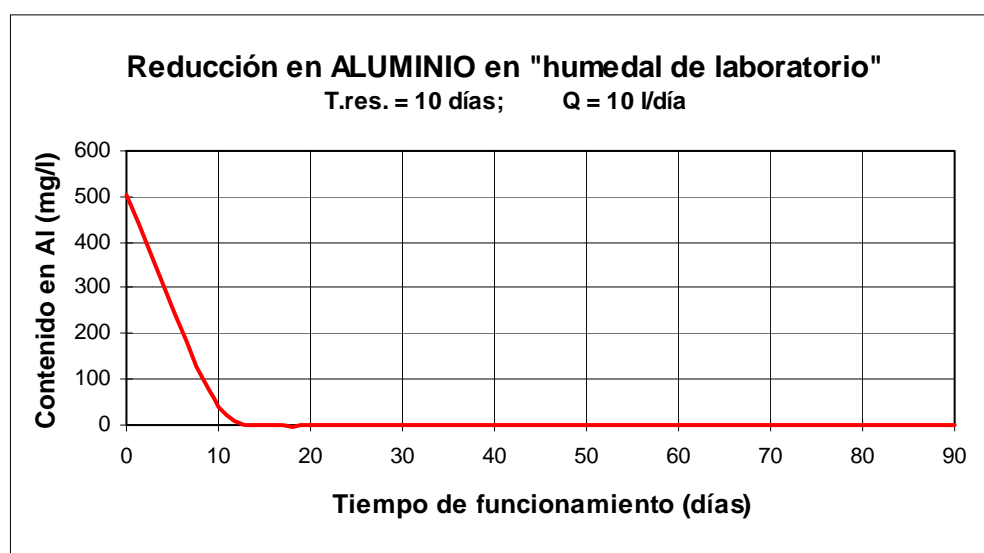


Graf. 12.3.1.2: Evolución temporal del contenido en sulfatos del agua de mina desde el comienzo de la experiencia

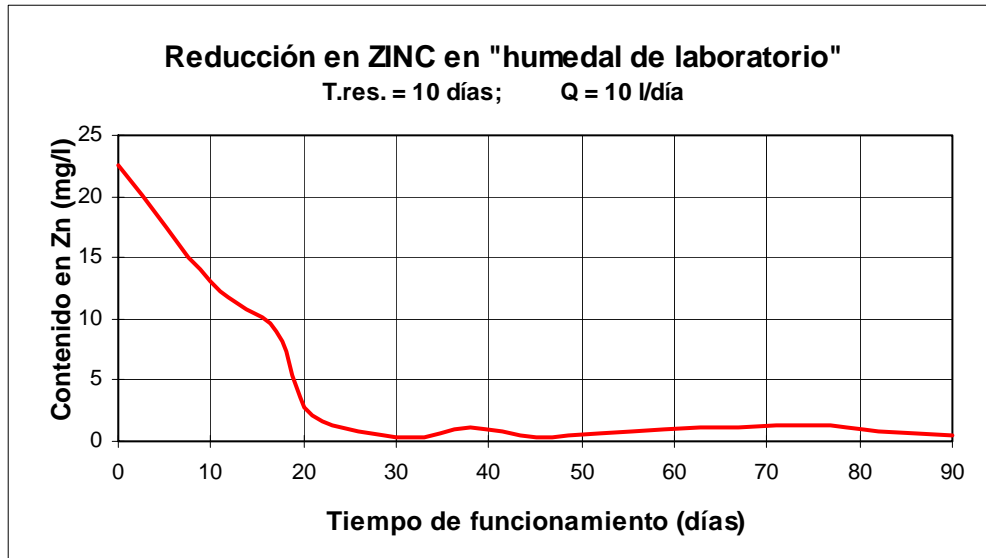


12.3.1.3. REDUCCIÓN DE METALES

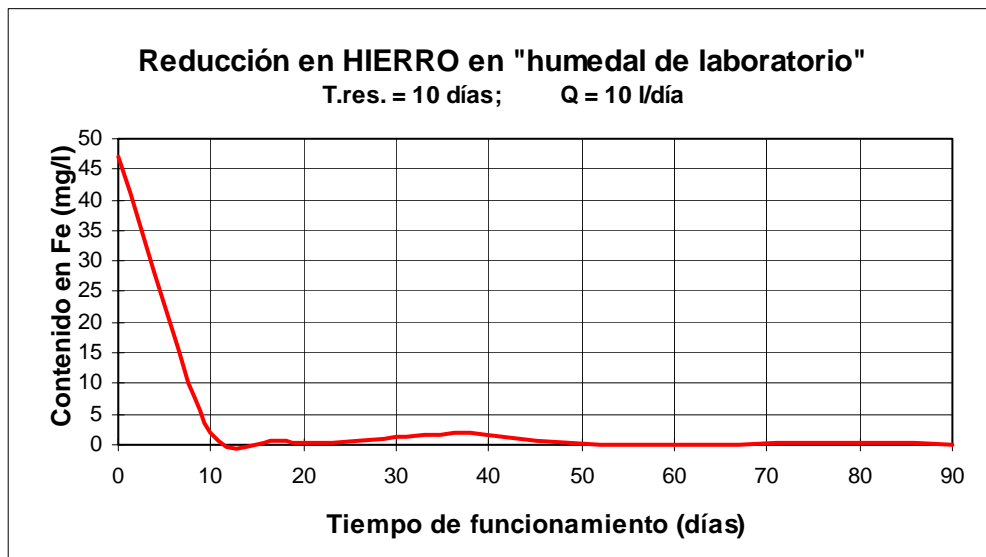
En las gráficas que van desde la 12.3.1.3.a hasta la 12.3.1.3.f se muestra respectivamente la evolución en función del tiempo de los contenidos en Al, Zn, Fe, Ni, Cd y Mn del agua de mina.



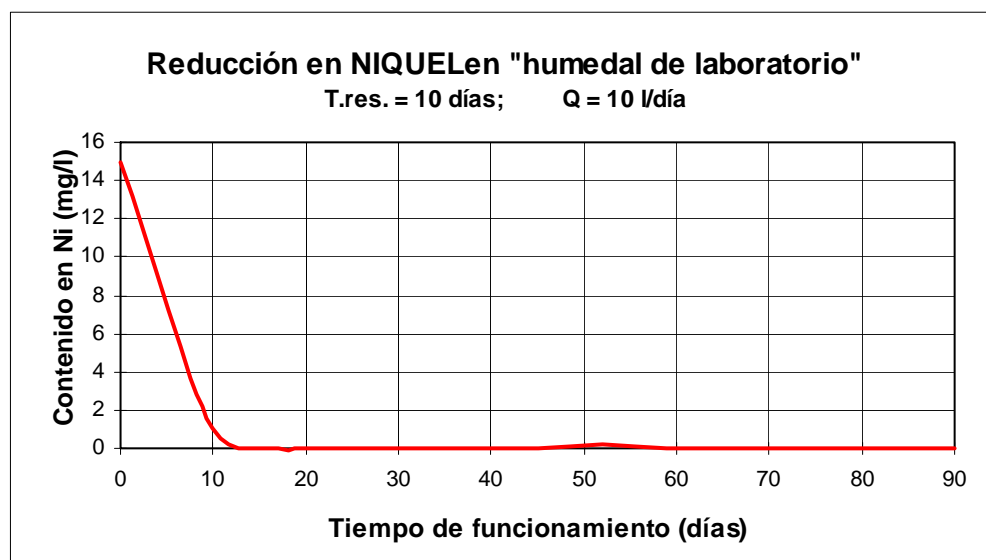
Graf. 12.3.1.3.a: Evolución temporal del contenido en Al del agua de mina desde el comienzo de la experiencia



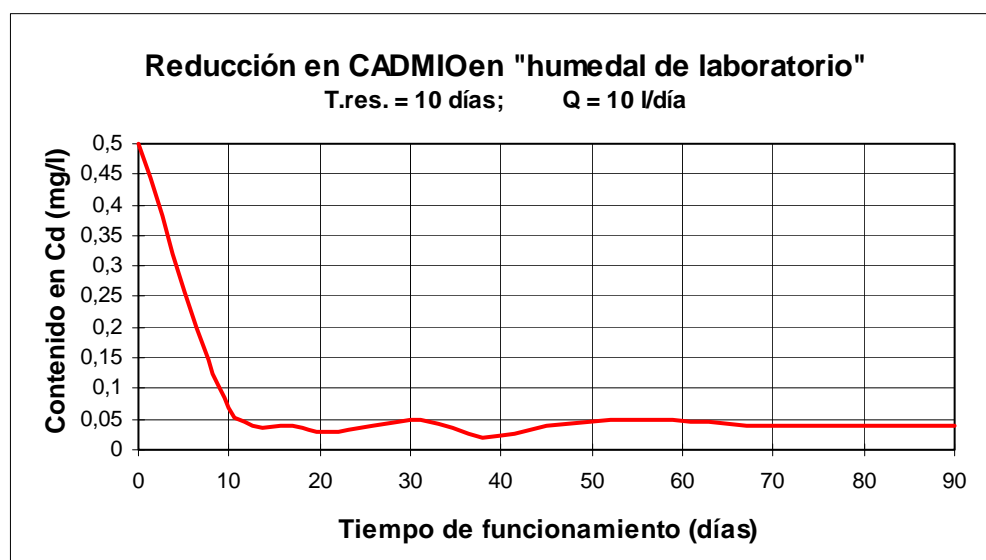
Graf. 12.3.1.3.b: Evolución temporal del contenido en Zn del agua de mina desde el comienzo de la experiencia



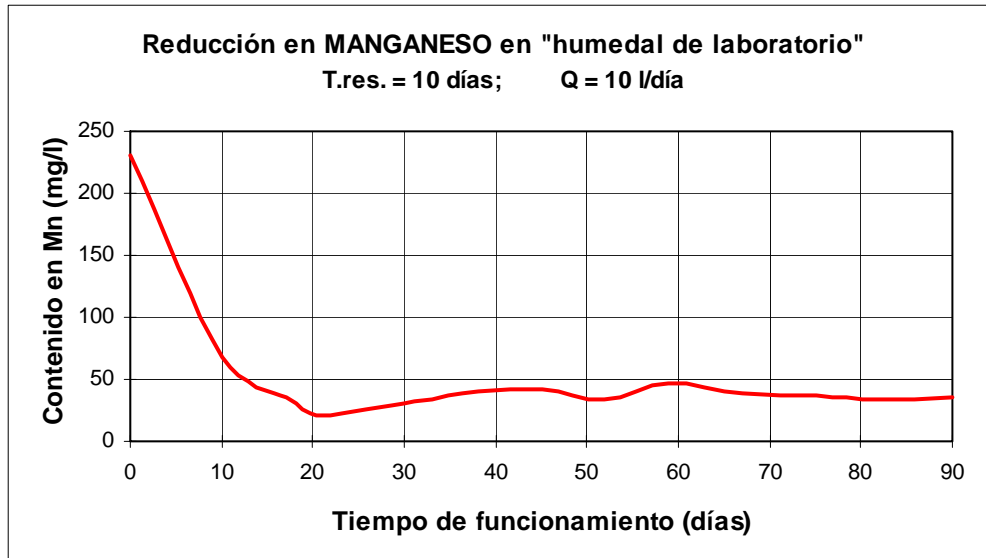
Graf. 12.3.1.3.c: Evolución temporal del contenido en Fe del agua de mina desde el comienzo de la experiencia



Graf. 12.3.1.3.d: Evolución temporal del contenido en Ni del agua de mina desde el comienzo de la experiencia



Graf. 12.3.1.3.e: Evolución temporal del contenido en Cd del agua de mina desde el comienzo de la experiencia



Graf. 12.3.1.3.f: Evolución temporal del contenido en Mn del agua de mina desde el comienzo de la experiencia

12.3.1.4. ANÁLISIS BACTERIOLÓGICO

Fue realizado un análisis bacteriológico de una muestra del agua de salida de la celda aerobia/anaerobia, del cual se concluye que, realizada una siembra en medio reductor de sulfato se obtiene crecimiento de **Bacterias sulfato-reductoras** después de 20 días de incubación a 20°C, en número de **10 ufc*/ml**.

* **ufc** = unidades formadoras de colonias.



12.3.2. ANÁLISIS DE SUSTRATOS

Los resultados del análisis de pH, determinados por el “método de la pasta saturada”, ya descrito, se recogen en la tabla 12.3.2.a. Los contenidos elementales en el sustrato de relleno del “humedal de laboratorio”, en distintos perfiles y a distintas profundidades se muestran en la tabla 12.3.2.b.

	pH			
	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	3,3	4,3	5,8	6,1
PARTE INTERMEDIA	3,5	5,2	5,7	5,9
PARTE PROFUNDA	4,9	5,5	6,1	5,8
LECHO DE BENTONITA	7,4	7,8	7,7	8
Compost original	5,9			
Bentonita original	7,9			

Tabla 12.3.2.a: pH de las muestras de sustrato distribuidas tridimensionalmente dentro del humedal de laboratorio

	Ag (ppm)				Al (%)			
	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	<0,3	7,8	<0,3	<0,3	2,05	2,81	0,75	0,8
PARTE INTERMEDIA	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	1,23	0,81	0,38	0,33
PARTE PROFUNDA	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	1,14	0,51	0,66	0,55
LECHO DE BENTONITA	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	1,81	1,71	2,07	1,88
Compost original	<0,3				0,81			
Bentonita original	<0,3				0,55			
	As (ppm)				Au (ppm)			
	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	13	10	10	9	<2	<2	<2	<2
PARTE INTERMEDIA	6	8	8	5	<2	<2	<2	<2
PARTE PROFUNDA	16	6	17	10	<2	<2	<2	<2
LECHO DE BENTONITA	19	15	19	17	<2	<2	<2	<2
Compost original	<2				<2			
Bentonita original	2				<2			



	B (ppm)				Ba (ppm)			
	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	9	3	10	4	12	12	21	33
PARTE INTERMEDIA	8	10	10	8	16	12	25	22
PARTE PROFUNDA	11	8	5	9	9	19	23	37
LECHO DE BENTONITA	6	7	9	9	49	53	69	61
Compost original	4				58			
Bentonita original	12				115			
	Bi (ppm)				Ca (%)			
	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	<2	<2	<2	<2	2,11	3,06	1,33	1,2
PARTE INTERMEDIA	<2	4	<2	<2	1,6	1,82	1,18	0,84
PARTE PROFUNDA	<2	6	<2	3	2,53	2,19	2,05	1,63
LECHO DE BENTONITA	<2	<2	<2	4	1,74	1,55	1,94	1,67
Compost original	<2				1,07			
Bentonita original	<2				1,79			
	Cd (ppm)				Co (ppm)			
	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	21	12,1	0,4	0,5	36	25	352	32
PARTE INTERMEDIA	3,9	0,9	0,4	<0,2	32	77	56	8
PARTE PROFUNDA	0,5	0,5	0,3	0,3	104	60	12	8
LECHO DE BENTONITA	0,4	<0,2	<0,2	0,4	39	8	9	7
Compost original	0,2				2			
Bentonita original	0,7				3			
	Cr (ppm)				Cu (ppm)			
	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	10	7	7	17	364	128	13	32
PARTE INTERMEDIA	8	8	7	9	49	9	6	7
PARTE PROFUNDA	7	8	4	8	9	8	3	9
LECHO DE BENTONITA	12	14	16	16	8	7	10	10
Compost original	4				4			
Bentonita original	1				5			
	Fe (%)				Hg (ppm)			
	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	2,6	3,8	1	1,21	1	1	<1	<1
PARTE INTERMEDIA	0,52	0,89	0,67	0,85	<1	<1	<1	<1
PARTE PROFUNDA	0,75	0,69	0,27	0,63	<1	<1	<1	1
LECHO DE BENTONITA	1,02	10,7	1,22	1,16	<1	<1	<1	<1
Compost original	0,43				<1			
Bentonita original	0,28				1			



	K (%)				La (ppm)			
	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	0,07	0,08	0,09	0,12	70	71	137	29
PARTE INTERMEDIA	0,05	0,07	0,08	0,09	96	62	26	7
PARTE PROFUNDA	0,8	0,08	0,06	0,11	66	21	5	6
LECHO DE BENTONITA	0,32	0,39	0,43	0,43	31	10	13	12
Compost original	0,04				5			
Bentonita original	0,26				29			
	Mg (%)				Mn (ppm)			
	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	0,66	0,83	1,07	1,09	955	877	2796	2112
PARTE INTERMEDIA	0,43	0,69	1,14	0,77	639	1327	2385	1174
PARTE PROFUNDA	1,13	0,88	1,03	1,08	2809	1493	1875	1220
LECHO DE BENTONITA	7,87	8,8	10,56	9,53	1298	659	885	793
Compost original	0,12				87			
Bentonita original	0,43				742			
	Mo (ppm)				Na (%)			
	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	<1	<1	<1	<1	0,08	0,27	0,18	0,21
PARTE INTERMEDIA	<1	<1	<1	1	0,03	0,08	0,16	0,14
PARTE PROFUNDA	1	<1	1	<1	0,39	0,26	0,58	0,32
LECHO DE BENTONITA	<1	1	<1	<1	1,75	2,11	1,43	1,75
Compost original	1				0,06			
Bentonita original	<1				1,11			
	Ni (ppm)				P (%)			
	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	120	87	641	82	0,143	0,223	0,167	0,151
PARTE INTERMEDIA	109	171	87	17	0,053	0,075	0,073	0,044
PARTE PROFUNDA	249	95	33	16	0,336	0,077	0,084	0,098
LECHO DE BENTONITA	93	18	11	13	0,06	0,051	0,042	0,053
Compost original	7				0,037			
Bentonita original	8				0,017			
	Pb (ppm)				Sb (ppm)			
	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	26	18	17	16	21	11	<2	<2
PARTE INTERMEDIA	9	22	12	9	2	<2	<2	<2
PARTE PROFUNDA	32	13	34	14	<2	<2	<2	<2
LECHO DE BENTONITA	19	13	19	15	<2	<2	<2	<2
Compost original	13				<2			
Bentonita original	16				2			



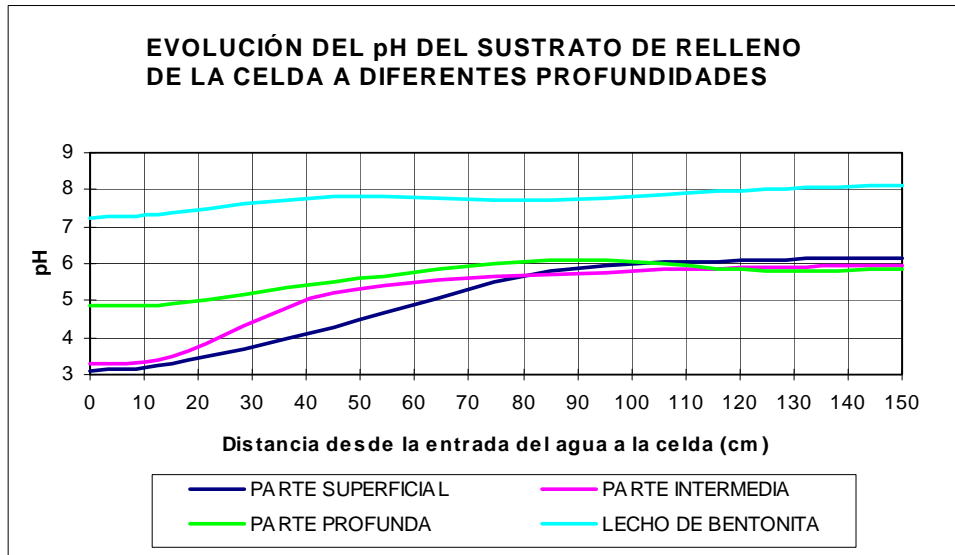
	Sr (ppm)				Th (ppm)			
	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	48	63	58	61	106	57	9	13
PARTE INTERMEDIA	38	52	54	40	14	5	<2	<2
PARTE PROFUNDA	88	55	59	52	2	<2	<2	<2
LECHO DE BENTONITA	84	75	101	85	2	2	3	4
Compost original	17				<2			
Bentonita original	23				13			
	Ti (%)				Tl (ppm)			
	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	0,01	0,01	0,01	0,01	<5	<5	<5	<5
PARTE INTERMEDIA	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<5	<5	<5	<5
PARTE PROFUNDA	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<5	<5	<5	<5
LECHO DE BENTONITA	0,04	0,04	0,05	0,05	<5	<5	<5	<5
Compost original	0,01				<5			
Bentonita original	<0,01				<5			
	U (ppm)				V (ppm)			
	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	6140	3653	293	76	42	25	11	12
PARTE INTERMEDIA	762	260	38	<5	16	15	13	15
PARTE PROFUNDA	23	130	<5	37	9	16	5	14
LECHO DE BENTONITA	36	<5	22	26	23	26	31	29
Compost original	<5				5			
Bentonita original	<5				2			
	W (ppm)				Zn (ppm)			
	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	2ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	<2	<2	<2	<2	2714	6695	25524	5446
PARTE INTERMEDIA	2	<2	<2	<2	9859	12218	12693	1187
PARTE PROFUNDA	<2	<2	<2	<2	11832	24320	14056	1140
LECHO DE BENTONITA	<2	<2	<2	<2	10885	3805	1294	1836
Compost original	<2				50			
Bentonita original	<2				37			

Tabla 12.3.2.b: Resultados analíticos elementales de muestras de sustrato distribuidas sistemáticamente dentro del humedal de laboratorio

En las gráficas 12.3.2.a-j se representa la distribución del pH y el contenido en los elementos Ni, Mn, Zn, Cd, Pb, Cu, Fe, Al y U a lo largo del humedal y en función

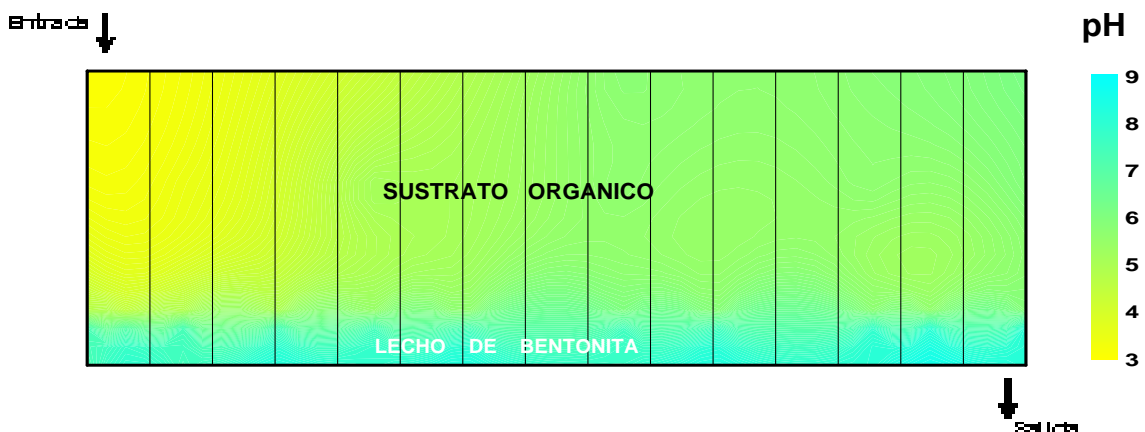


de la profundidad dentro del mismo. A continuación se muestra también la distribución de pH y dichos elementos según una sección de la celda (Grafs. 12.3.2.a'-j')



Graf. 12.3.2.a: Distribución del pH en el sustrato según la distancia a la entrada del influente

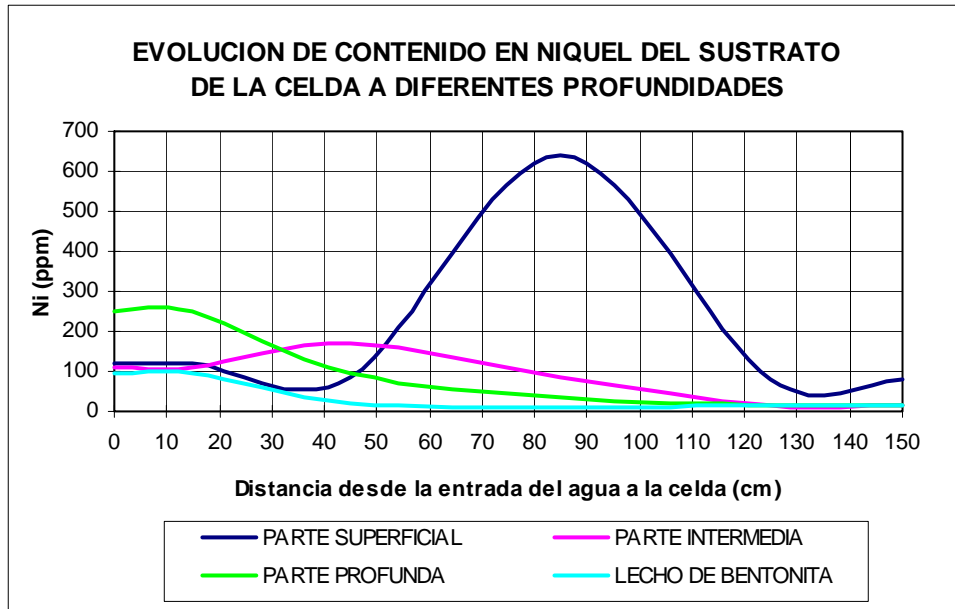
Distribución de pH en una sección del sustrato de relleno del "humedal de laboratorio"



pH de compost original: 5.9

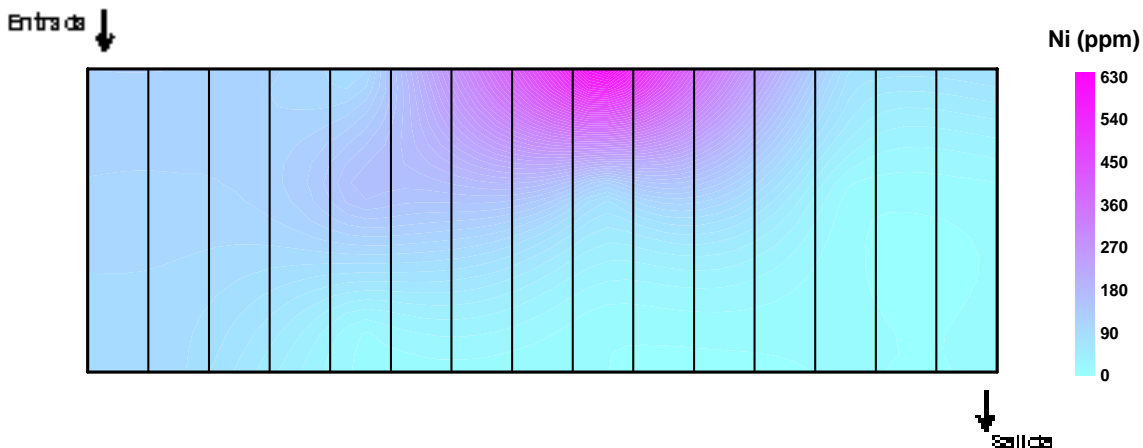
pH de bentonita original: 7.9

Fig. 12.3.2.a': Distribución de pH según una sección transversal del humedal



Graf. 12.3.2.b: Contenido de Ni en el sustrato según la distancia a la entrada del influente

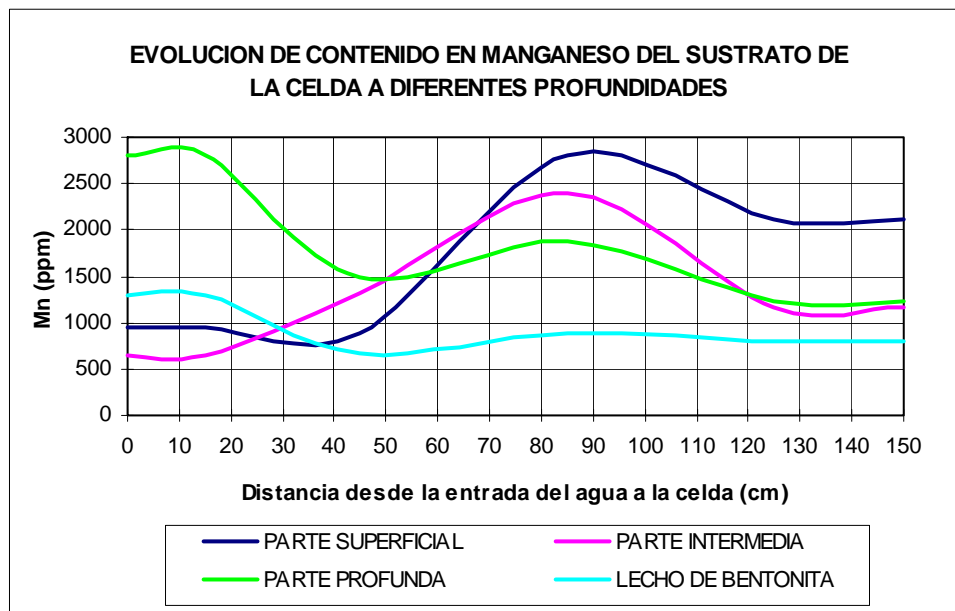
Distribución de Ni (ppm) en una sección del sustrato de relleno del "humedal de laboratorio"



Contenido en Ni del compost original: 28 ppm

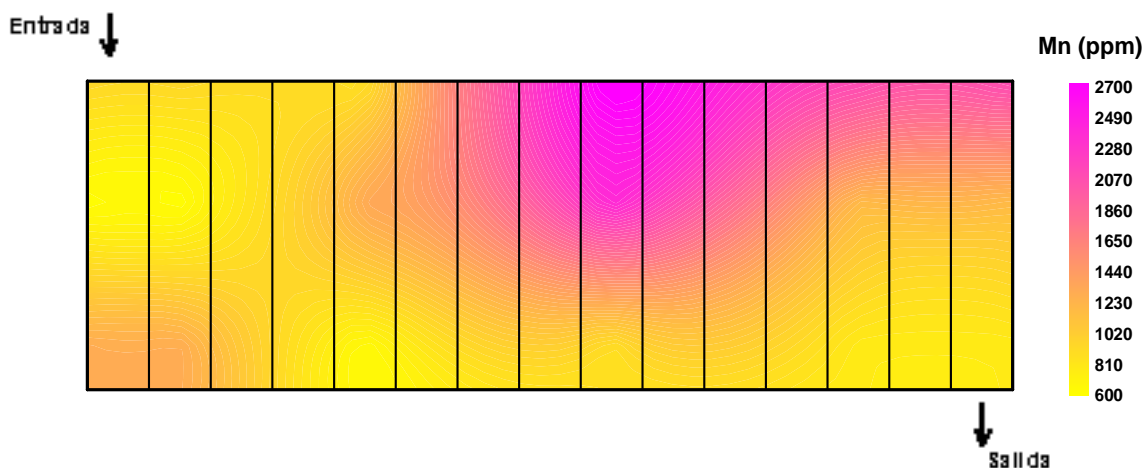
Contenido en Ni de la bentonita original: 8 ppm

Fig. 12.3.2.b': Distribución de contenido en Ni según una sección transversal del humedal



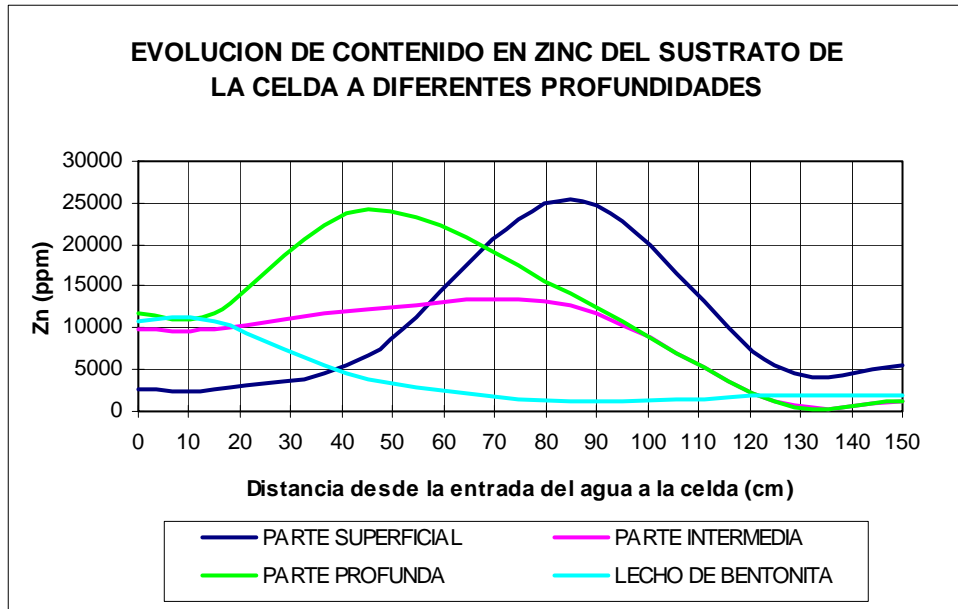
Graf. 12.3.2.c: Contenido de Mn en el sustrato según la distancia a la entrada del influente

Distribución de Mn (ppm) en una sección del sustrato de relleno del "humedal de laboratorio"



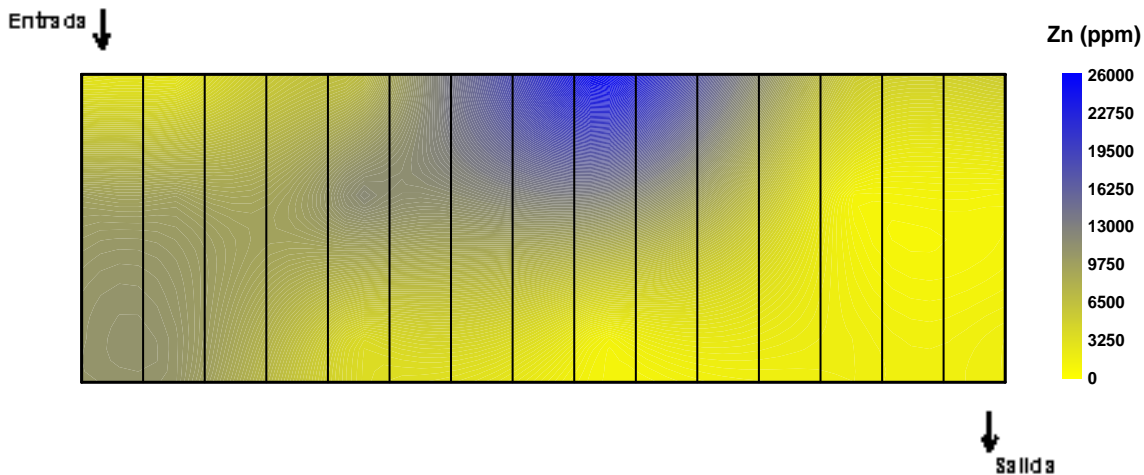
Contenido en Mn del compost original: 87 ppm
Contenido en Mn de la bentonita original: 742 ppm

Fig. 12.3.2.c': Distribución de contenido en Mn según una sección transversal del humedal



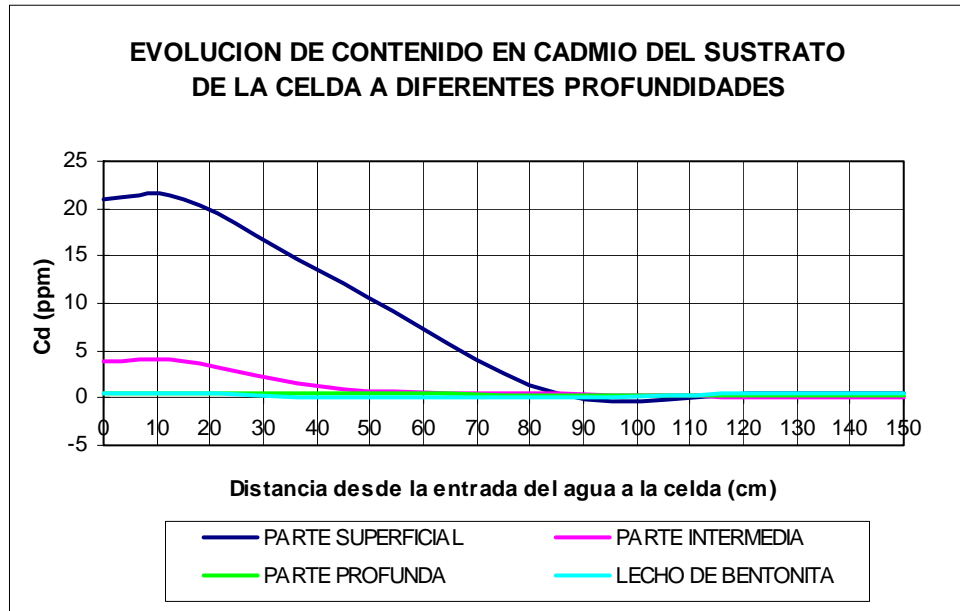
Graf. 12.3.2.d: Contenido de Zn en el sustrato según la distancia a la entrada del influente

Distribución de Zn (ppm) en una sección del sustrato de relleno del "humedal de laboratorio"



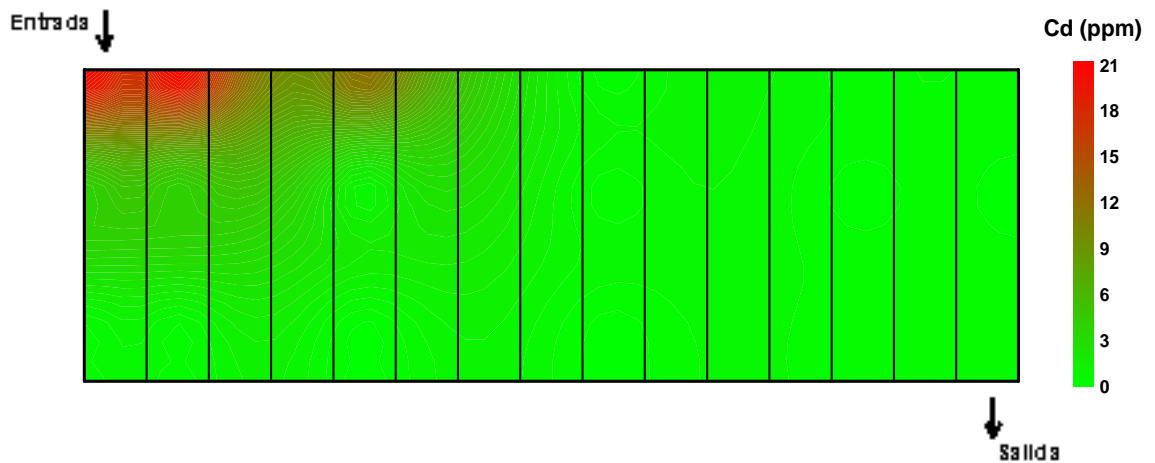
Contenido en Zn del compost original: 39 ppm
Contenido en Zn de la bentonita original: 37 ppm

Fig. 12.3.2.d': Distribución de contenido en Zn según una sección transversal del humedal



Graf. 12.3.2.e: Contenido de Cd en el sustrato según la distancia a la entrada del influente

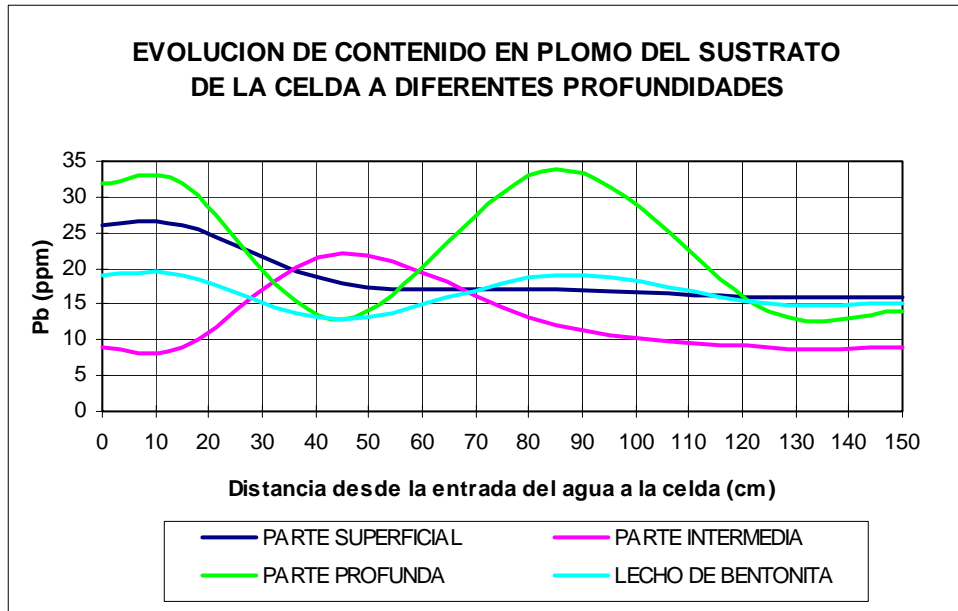
Distribución de Cd (ppm) en una sección del sustrato de relleno del "humedal de laboratorio"



Contenido en Cd del compost original: 0.2 ppm

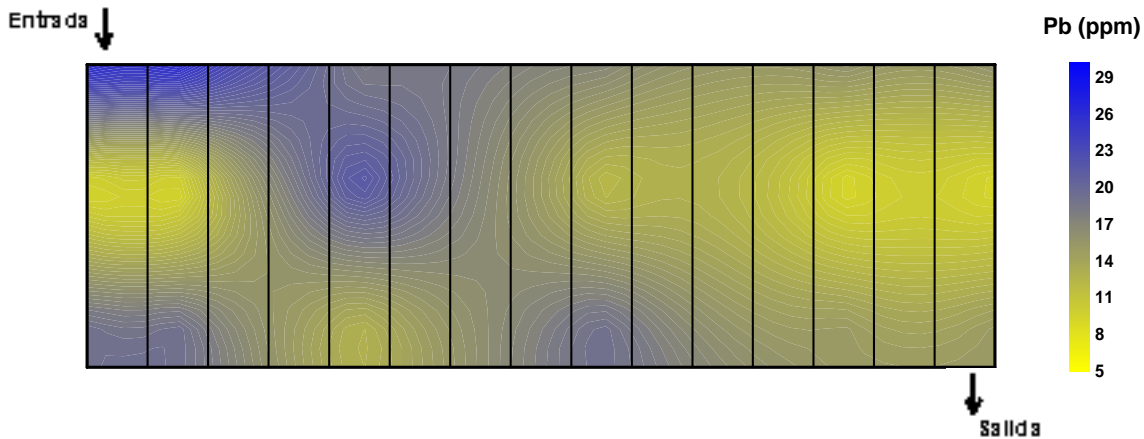
Contenido en Cd de la bentonita original: 0.7 ppm

Fig. 12.3.2.e': Distribución de contenido en Cd según una sección transversal del humedal



Graf. 12.3.2.f: Contenido de Pb en el sustrato según la distancia a la entrada del influente

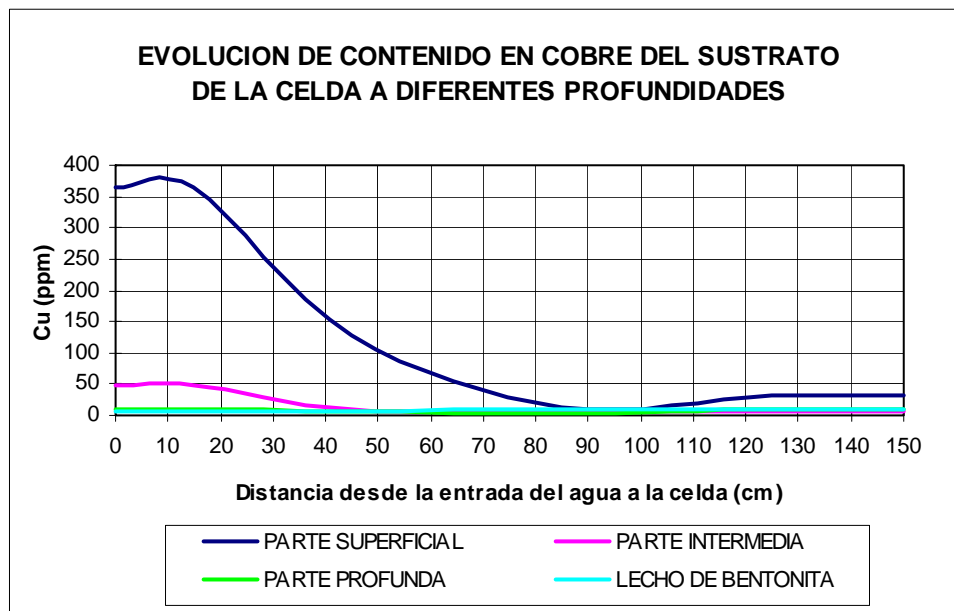
Distribución de Pb (ppm) en una sección del sustrato de relleno del "humedal de laboratorio"



Contenido en Pb del compost original: 37 ppm

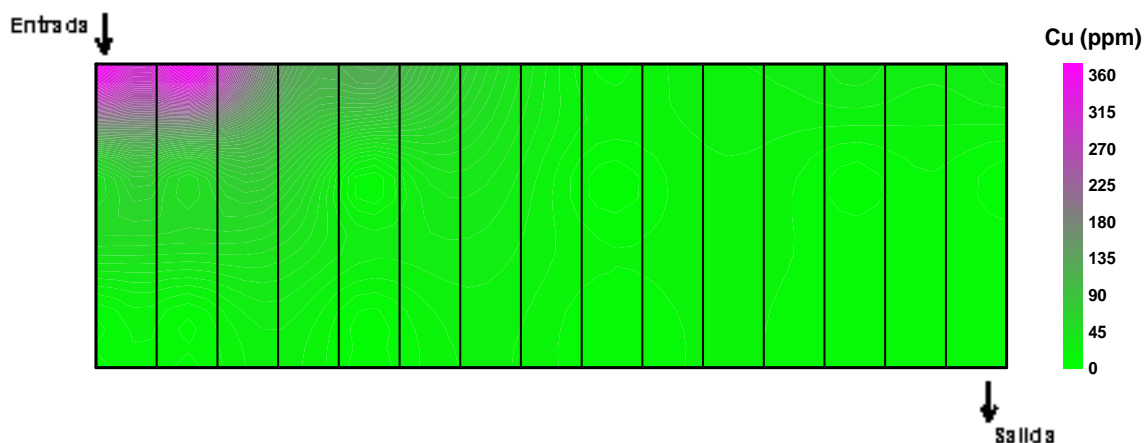
Contenido en Pb de la bentonita original: 16 ppm

Fig. 12.3.2.f: Distribución de contenido en Pb según una sección transversal del humedal



Graf. 12.3.2.g: Contenido de Cu en el sustrato según la distancia a la entrada del influente

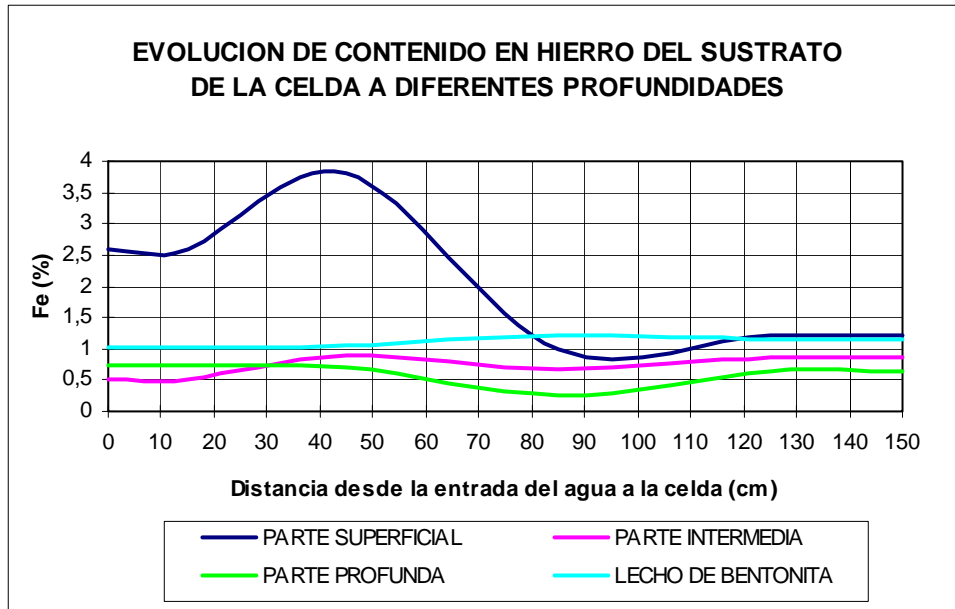
Distribución de Cu (ppm) en una sección del sustrato de relleno del "humedal de laboratorio"



Contenido en Cu del compost original: 4 ppm

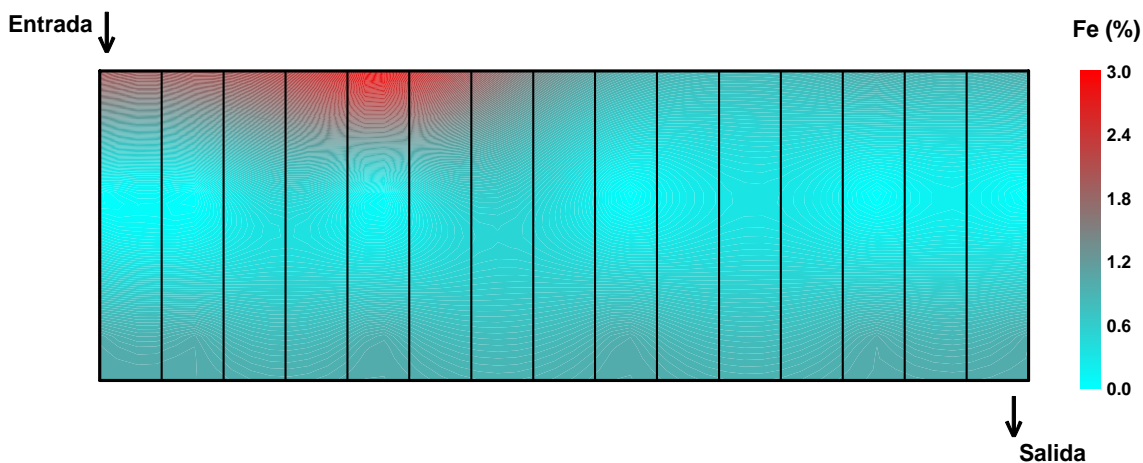
Contenido en Cu de la bentonita original: 5 ppm

Fig. 12.3.2.g': Distribución de contenido en Cu según una sección transversal del humedal



Graf. 12.3.2.b: Contenido de Fe en el sustrato según la distancia a la entrada del influente

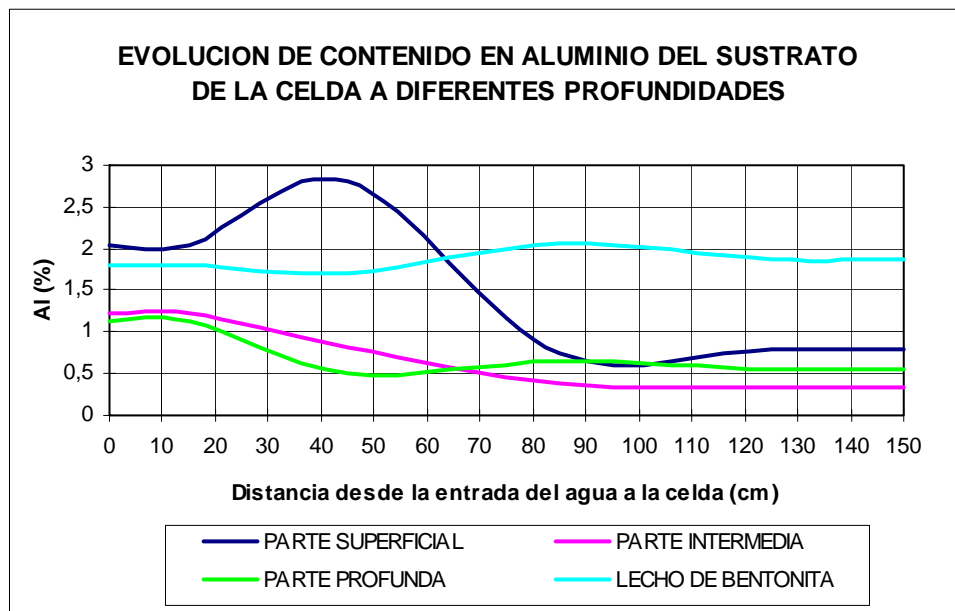
**Distribución de Fe (%) en una sección del sustrato de relleno
del "humedal de laboratorio"**



Contenido en Fe del compost original: 0.43%

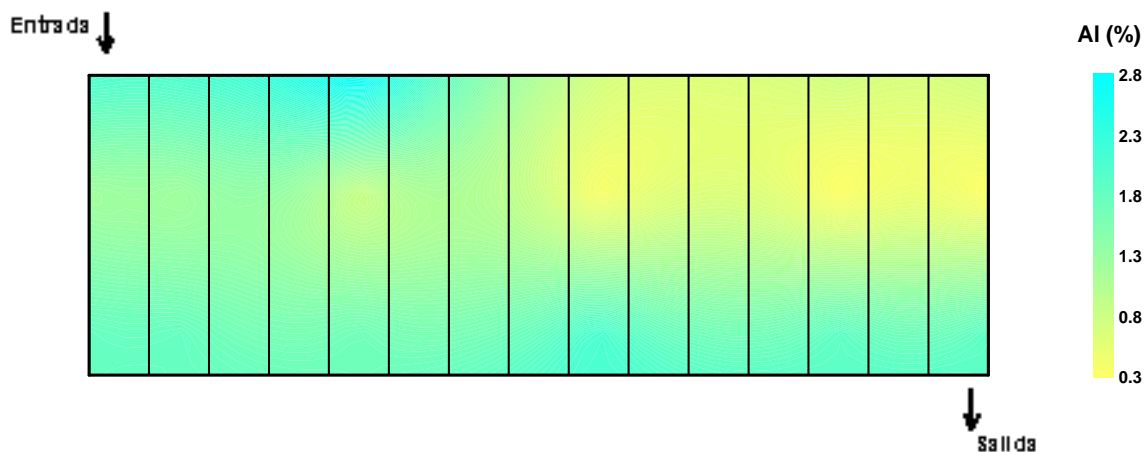
Contenido en Fe de la bentonita original: 0.28%

Fig. 12.3.2.b': Distribución de contenido en Fe según una sección transversal del humedal



Graf. 12.3.2.i: Contenido de Al en el sustrato según la distancia a la entrada del influente

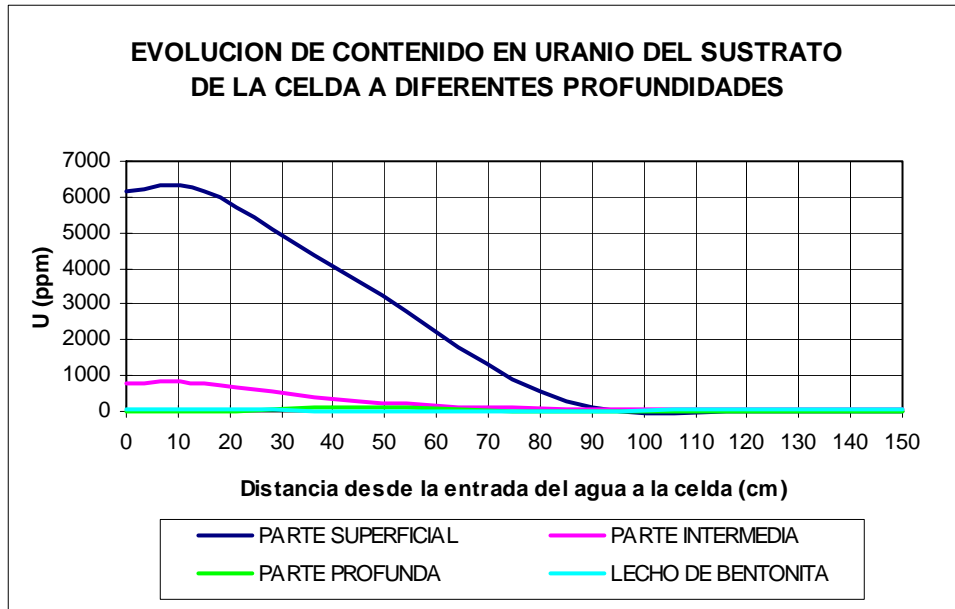
Distribución de Al (%) en una sección del sustrato de relleno del "humedal de laboratorio"



Contenido en Al del compost original: 0.81%

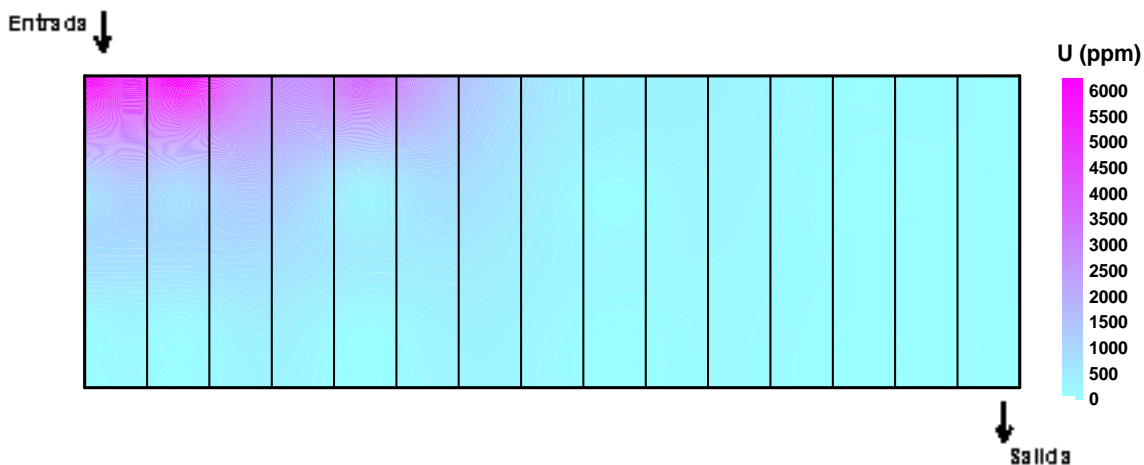
Contenido en Al de la bentonita original: 0.55%

Fig. 12.3.2.i': Distribución de contenido en Al según una sección transversal del humedal



Graf. 12.3.2.j: Contenido de U en el sustrato según la distancia a la entrada del influente

Distribución de U (ppm) en una sección del sustrato de relleno del "humedal de laboratorio"



Contenido en U del compost original: <5 ppm

Contenido en U de la bentonita original: <5 ppm

Fig. 12.3.2.j': Distribución de contenido en U según una sección transversal del humedal



12.3.3. ANÁLISIS DE VEGETALES

Al finalizar la experiencia, en el “humedal de laboratorio” se podían distinguir dos zonas bien diferenciadas: en la primera parte de la celda, donde se había depositado una costra superficial de óxidos de hierro, los vegetales aparecían en mal estado y con depósitos de yeso; en la segunda mitad de la celda, por el contrario, no se evidencian tales depósitos y los vegetales se mostraban robustos.

Por ello se decidió analizar por separado los vegetales de la primera y segunda mitad, distinguiendo en cada uno de ellos las partes: raíz, tallo, hojas y rizoma.

El análisis fue efectuado de forma análoga a como se había realizado para los ejemplares de plantas naturales pre-proceso (no empleadas para tratamiento) y cuyo método y resultados analíticos correspondientes se describen a continuación.

12.3.3.1. ANÁLISIS QUÍMICO ELEMENTAL DE PLANTAS VASCULARES

12.3.3.1.1. DESCRIPCIÓN

Al igual que se hizo con los sustratos empleados en el tratamiento del agua de mina en las distintas experiencias, también fue realizado un análisis químico de los contenidos elementales presentes en varios ejemplares de *Typha angustifolia*



natural. Los resultados obtenidos se podrán comparar con los correspondientes a estos vegetales una vez utilizados en la depuración, y evaluar así su eficacia.

Para la preparación de la muestra, los vegetales, tomados en un área natural, se dejaron secar al aire durante varios días. Luego se separó en cada uno de los ejemplares las partes: raíz, rizoma, tallo y hojas. Se constituyeron así, para el conjunto de ejemplares, y una vez realizada la homogeneización, cuatro muestras independientes.

Posteriormente se secaron en estufa a una temperatura de unos 50°C para ser luego molidas manualmente, mediante mortero. A continuación se les sometió a un tamizado y unos 5 g de la fracción menor de 0.5 mm fue enviada en cada caso a analizar.

Durante todo el proceso se cuidó meticulosamente de no incluir partículas del suelo de donde fueron tomados los vegetales dentro de la muestra, ya que el contenido metálico en las plantas es tan inferior al del suelo que cualquier pequeña contaminación, falsearía de forma importante los resultados.

Para mayor fiabilidad se prepararon las muestras por duplicado en todos los casos a excepción del rizoma, por disponer de menor cantidad de muestra relativa.

12.3.3.1.2. RESULTADOS

Los resultados analíticos de los vegetales naturales se recogen en la tabla 12.3.3.1.2.a.



MUESTRA	Ag (ppm)	Al (%)	As (ppm)	Au (ppm)	B (ppm)	Ba (ppm)	Bi (ppm)	Ca (%)
Raiz1	<0,3	0,69	62	<2	10	81	<2	1,02
Raiz2	<0,3	0,78	52	<2	5	92	<2	0,94
Media	-	0,735	57	-	7,5	86,5	-	0,98
Tallo1	<0,3	0,17	10	<2	26	57	<2	1,76
Tallo2	<0,3	0,21	9	<2	26	55	<2	1,66
Media	-	0,19	9,5	-	26	56	-	1,71
Hojas1	<0,3	0,17	8	<2	21	56	<2	1,54
Hojas2	<0,3	0,24	10	<2	18	71	<2	1,7
Media	-	0,205	9	-	19,5	63,5	-	1,62
Rizomas	<0,3	0,38	38	<2	20	67	<2	1,54

MUESTRA	Cd (ppm)	Co (ppm)	Cr (ppm)	Cu (ppm)	Fe (%)	Hg (ppm)	K (%)	La (ppm)
Raiz1	0,3	13	5	5	1,1	<1	1,03	4
Raiz2	0,4	12	6	5	1,05	<1	0,89	5
Media	0,35	12,5	5,5	5	1,075	-	0,96	4,5
Tallo1	<,2	6	1	7	0,26	<1	5,06	1
Tallo2	0,2	5	2	5	0,27	1	4,55	2
Media	0,2	5,5	1,5	6	0,265	1	4,805	1,5
Hojas1	<,2	4	1	5	0,15	2	4,67	1
Hojas2	0,3	5	2	6	0,19	2	4,87	2
Media	0,3	4,5	1,5	5,5	0,17	2	4,77	1,5
Rizomas	0,5	9	4	3	0,81	<1	1,37	2

Tabla 12.3.3.1.2.a: Resultados analíticos elementales de los vegetales naturales



MUESTRA	Mg (%)	Mn (ppm)	Mo (ppm)	Na (%)	Ni (ppm)	P (%)	Pb (ppm)	Sb (ppm)
Raiz1	0,31	954	1	0,19	13	0,183	23	<2
Raiz2	0,28	847	1	0,16	17	0,16	18	<2
Media	0,295	900,5	1	0,175	15	0,1715	20,5	-
Tallo1	0,65	1593	1	0,76	4	0,495	9	<2
Tallo2	0,61	1481	<1	0,66	5	0,469	10	<2
Media	0,63	1537	1	0,71	4,5	0,482	9,5	-
Hojas1	0,59	1424	2	0,48	8	0,388	6	<2
Hojas2	0,61	1493	2	0,5	11	0,431	7	<2
Media	0,6	1458,5	2	0,49	9,5	0,4095	6,5	-
Rizomas	0,32	816	1	0,22	13	0,212	16	<2

MUESTRA	Sr (ppm)	Th (ppm)	Ti (%)	Tl (ppm)	U (ppm)	V (ppm)	W (ppm)	Zn (ppm)
Raiz1	31	2	<,01	<5	12	7	<2	69
Raiz2	29	3	<,01	<5	7	7	<2	65
Media	30	2,5	-	-	9,5	7	-	67
Tallo1	64	<2	<,01	<5	<5	1	<2	64
Tallo2	63	<2	<,01	<5	6	2	<2	63
Media	63,5	-	-	-	6	1,5	-	63,5
Hojas1	50	<2	<,01	<5	<5	1	<2	59
Hojas2	54	<2	<,01	<5	8	1	<2	67
Media	52	-	-	-	8	1	-	63
Rizomas	42	<2	<,01	<5	<5	3	<2	59

Se aprecia que los contenidos más elevados en metales se localizan en las partes radicales (raíces y rizomas) (Foto 12.3.3.1.2)



Foto 12.3.3.1.2: Typha en un humedal natural

Una vez finalizada la experiencia, fueron analizados los vegetales utilizados en la misma, de modo análogo a como se hiciera con los vegetales primitivos. En este caso, los resultados analíticos de los vegetales usados en el proceso, comparados con los contenidos primitivos de los vegetales naturales, se recogen en la tabla 12.3.3.1.2.b. Algunos de estos resultados se comparan en las gráficas 12.3.3.1.2.a-i.

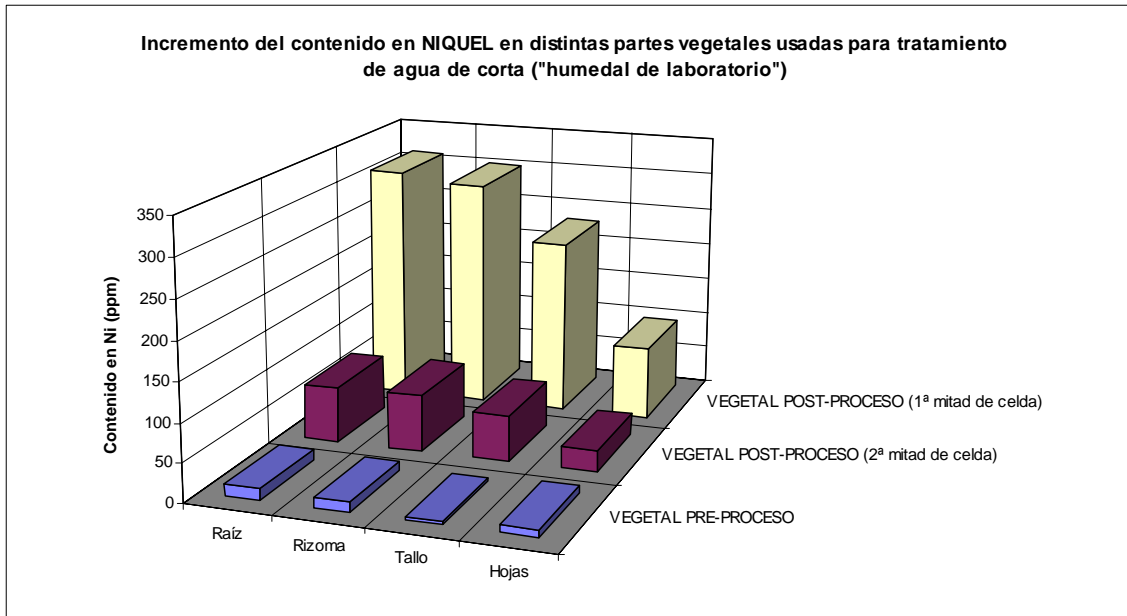


		RAIZ			TALLO		
		Pre-Proceso	Post-Proceso		Pre-Proceso	Post-Proceso	
ELEMENTO			1ª Parte	2ª Parte		1ª Parte	2ª Parte
Ag	(ppm)	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Al	(%)	0,73	1,19	0,91	0,19	0,45	0,11
As	(ppm)	57	45	17	9,5	6	8
Au	(ppm)	<2	<2	<2	<2	<2	<2
B	(ppm)	7,5	6	<3	26	12	9
Ba	(ppm)	86,5	11	10	56	8	15
Bi	(ppm)	<2	<2	4	<2	<2	2
Ca	(%)	0,98	2,03	1,53	1,71	2,68	2,46
Cd	(ppm)	0,35	33,2	0,6	0,2	3,9	0,9
Co	(ppm)	12,5	161	32	5,5	107	21
Cr	(ppm)	5,5	8	8	1,5	2	3
Cu	(ppm)	5	213	23	6	29	11
Fe	(%)	1,07	2,9	0,99	0,26	0,37	0,36
Hg	(ppm)	<1	<1	<1	1	<1	<1
K	(%)	0,96	0,23	0,16	4,8	1,98	2,97
La	(ppm)	4,5	121	34	1,5	52	8
Mg	(%)	0,29	1,6	0,9	0,63	4,47	2,4
Mn	(ppm)	900,5	2694	3551	1537	6252	3698
Mo	(ppm)	1	1	1	1	<1	<1
Na	(%)	0,17	0,31	0,24	0,71	1,88	1,6
Ni	(ppm)	15	311	72	4,5	229	60
P	(%)	0,17	0,323	0,196	0,48	0,439	0,487
Pb	(ppm)	20,5	19	8	9,5	8	4
Sb	(ppm)	<2	6	<2	<2	3	<2
Sr	(ppm)	30	95	60	63,5	135	90
Th	(ppm)	2,5	28	3	<2	7	<2
Ti	(%)	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Tl	(ppm)	<5	<5	<5	<5	<5	<5
U	(ppm)	9,5	1539	77	5	481	14
V	(ppm)	7	25	10	1,5	4	4
W	(ppm)	<2	<2	<2	<2	<2	<2
Zn	(ppm)	67	17436	3395	63,5	9847	2083

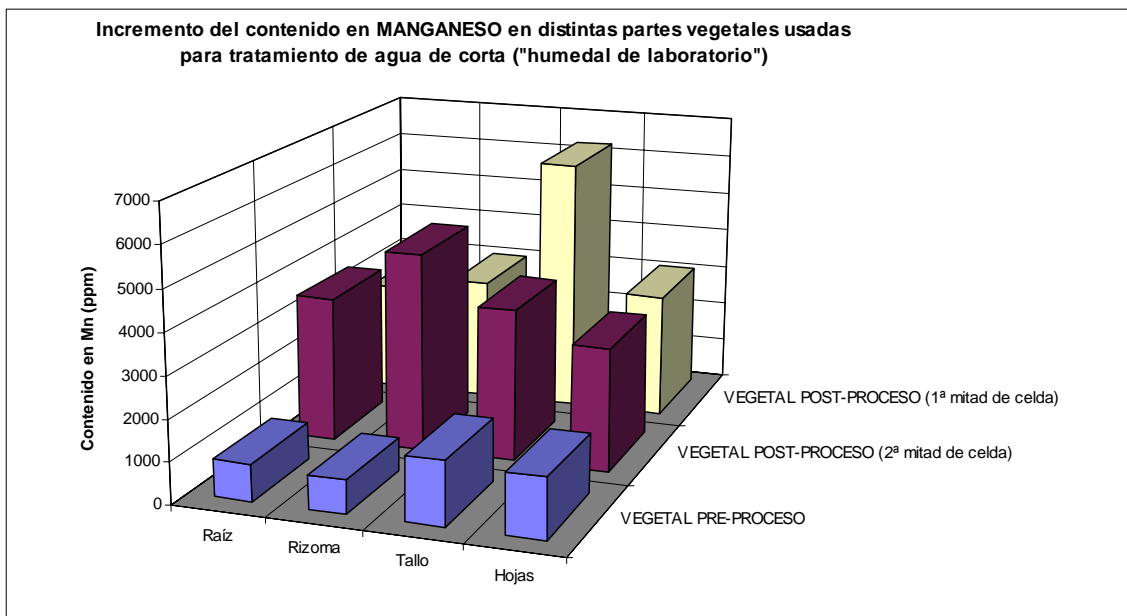


		HOJAS			RIZOMAS		
		Pre-Proceso	Post-Proceso		Pre-Proceso	Post-Proceso	
ELEMENTO			1ª Parte	2ª Parte		1ª Parte	2ª Parte
Ag	(ppm)	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3
Al	(%)	0,21	0,56	0,13	0,38	1,38	0,08
As	(ppm)	9	5	4	38	77	25
Au	(ppm)	<2	<2	<2	<2	<2	<2
B	(ppm)	19,5	32	14	20	6	5
Ba	(ppm)	63,5	19	15	67	16	40
Bi	(ppm)	<2	2	<2	<2	2	<2
Ca	(%)	1,62	1,36	1,77	1,54	2,66	3,05
Cd	(ppm)	0,3	1,3	0,7	0,5	18,6	0,5
Co	(ppm)	4,5	42	12	9	181	35
Cr	(ppm)	1,5	1	4	4	4	2
Cu	(ppm)	5,5	18	16	3	197	1
Fe	(%)	0,17	0,79	0,14	0,81	5,56	1,43
Hg	(ppm)	2	1	1	<1	<1	<1
K	(%)	4,77	4,73	3,64	1,37	0,69	1,31
La	(ppm)	1,5	56	8	2	141	11
Mg	(%)	0,6	2,36	1,99	0,32	2,04	2,29
Mn	(ppm)	1458,5	3060	3016	816	3008	4863
Mo	(ppm)	2	<1	<1	1	<1	<1
Na	(%)	0,49	0,89	1,09	0,22	0,64	1,33
Ni	(ppm)	9,5	96	29	13	301	74
P	(%)	0,41	0,557	0,542	0,21	0,748	0,615
Pb	(ppm)	6,5	4	<3	16	21	<3
Sb	(ppm)	<2	2	<2	<2	3	<2
Sr	(ppm)	52	54	64	42	110	120
Th	(ppm)	<2	8	<2	<2	25	<2
Ti	(%)	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Tl	(ppm)	<5	<5	<5	<5	<5	<5
U	(ppm)	6	486	19	<5	1339	16
V	(ppm)	1	4	2	3	16	4
W	(ppm)	<2	<2	<2	<2	<2	<2
Zn	(ppm)	63	4065	1582	59	29346	7383

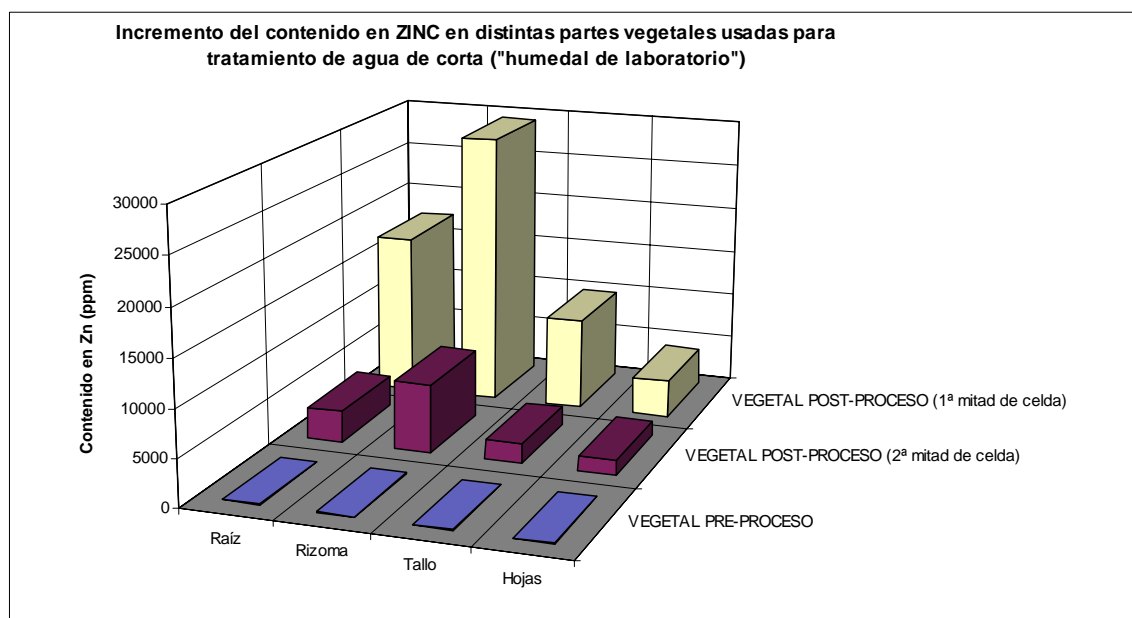
Tabla 12.3.3.1.2.b: Resultados analíticos elementales de los vegetales usados en la experiencia



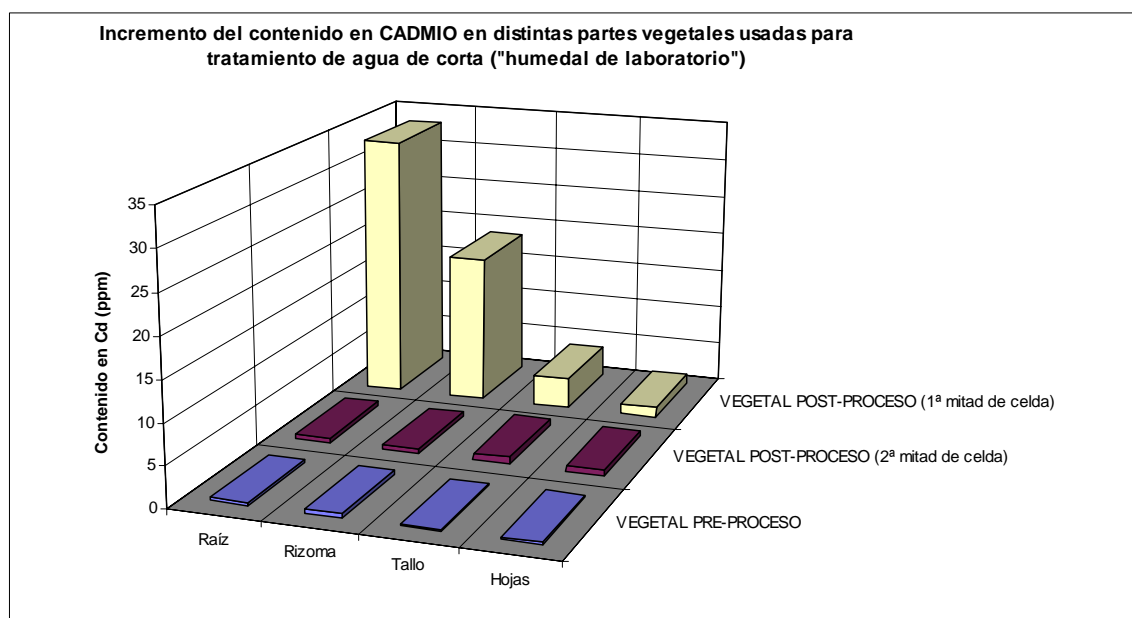
Graf. 12.3.3.1.2.a: Contenido en Ni de vegetales pre- y post-proceso en sus distintas partes



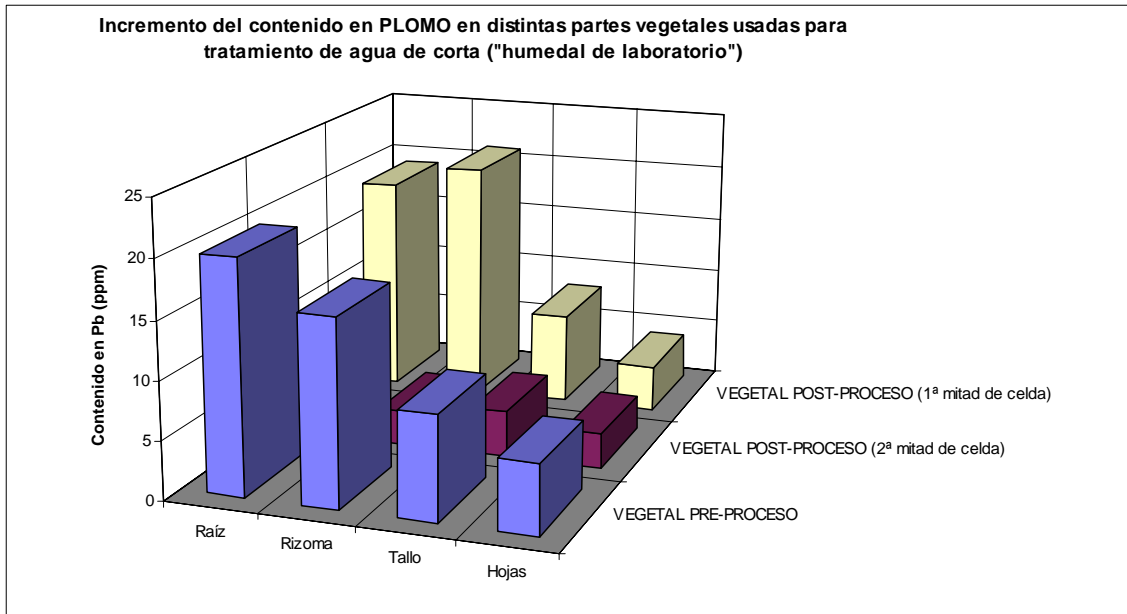
Graf. 12.3.3.1.2.b: Contenido en Mn de vegetales pre- y post-proceso en sus distintas partes



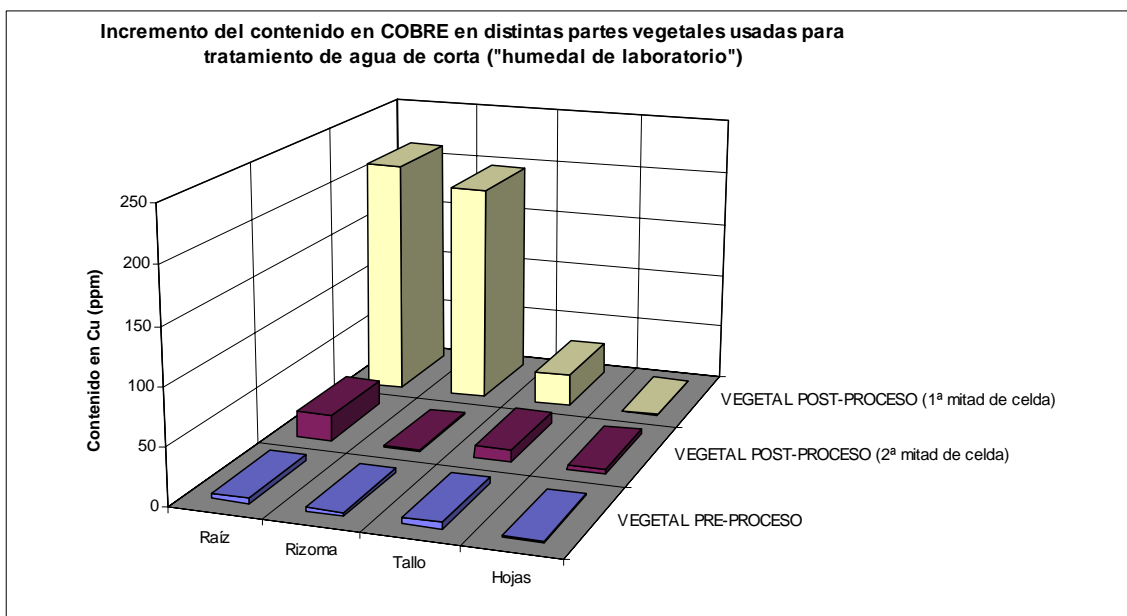
Graf. 12.3.3.1.2.c: Contenido en Zn de vegetales pre- y post-proceso en sus distintas partes



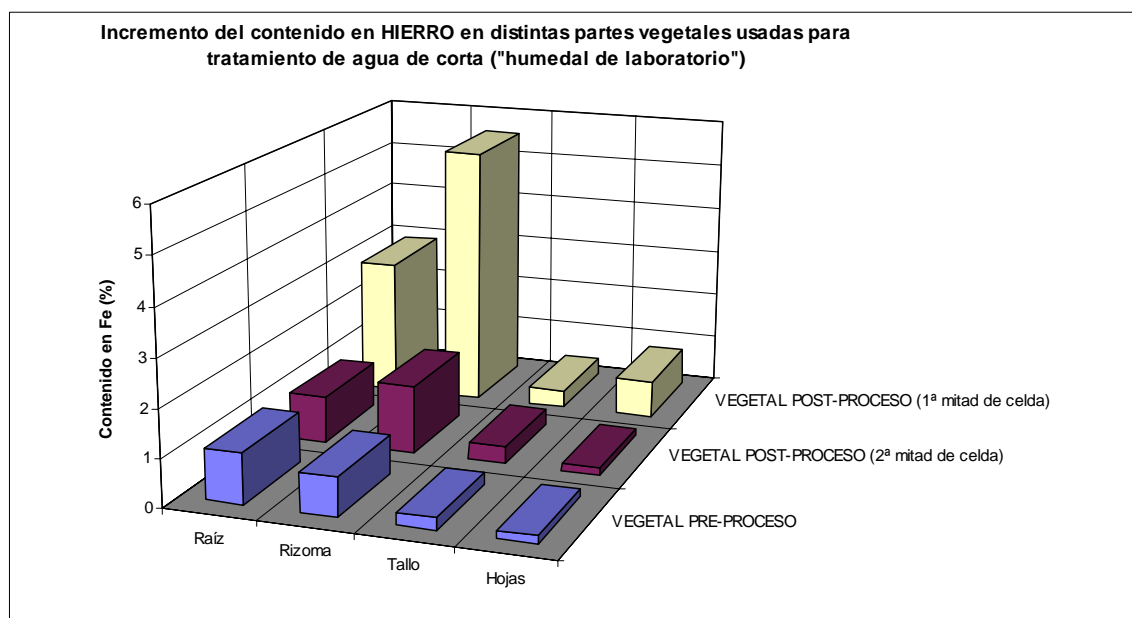
Graf. 12.3.3.1.2.d: Contenido en Cd de vegetales pre- y post-proceso en sus distintas partes



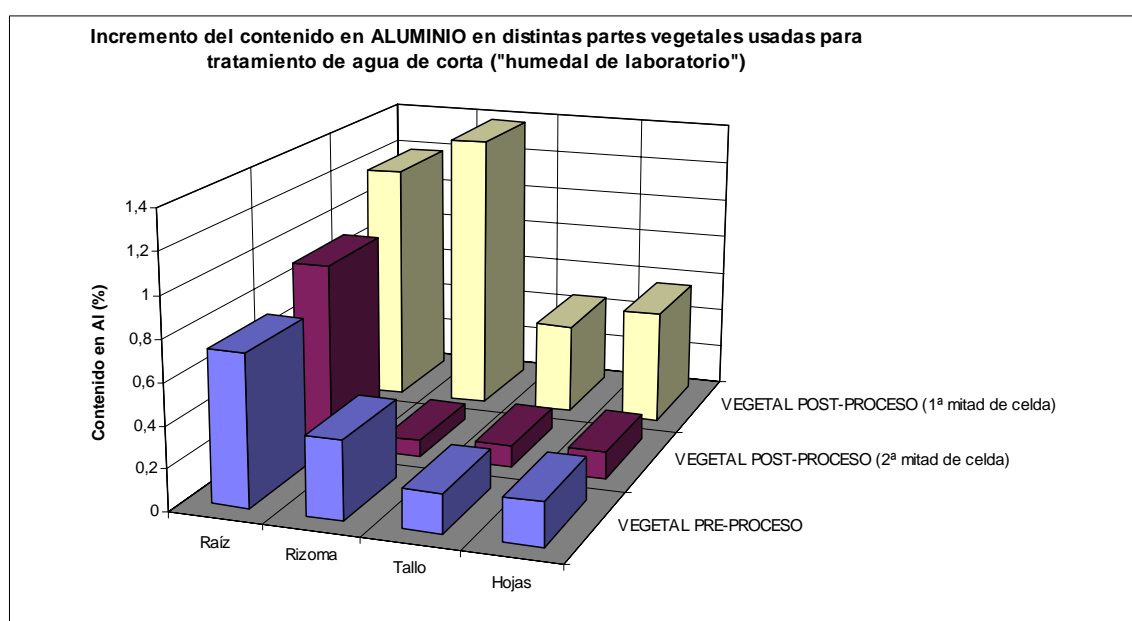
Graf. 12.3.3.1.2.e: Contenido en Pb de vegetales pre- y post-proceso en sus distintas partes



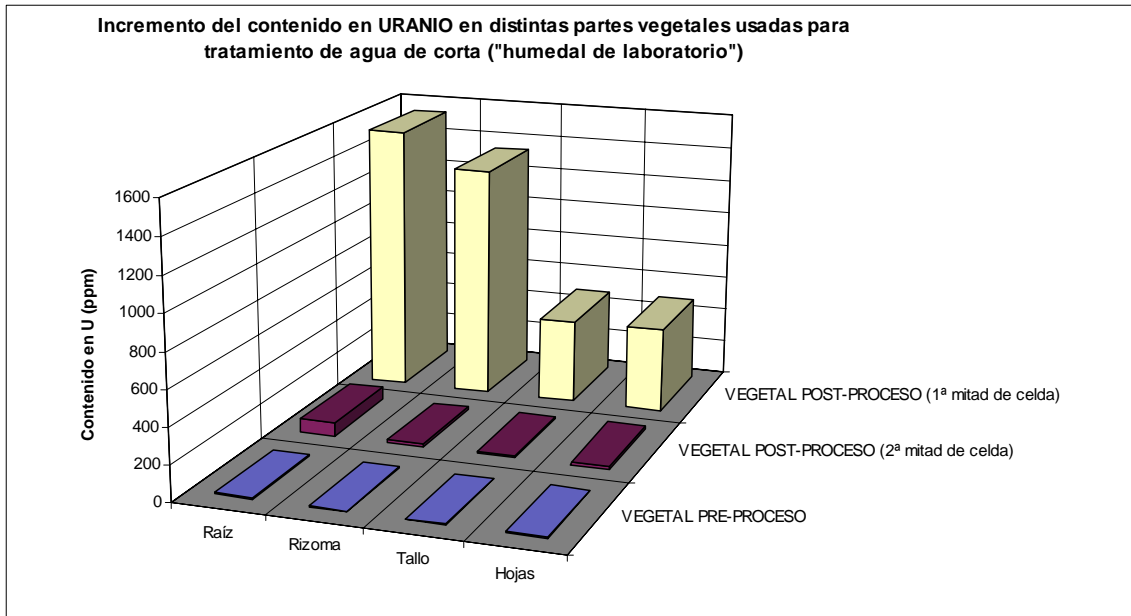
Graf. 12.3.3.1.2.f: Contenido en Cu de vegetales pre- y post-proceso en sus distintas partes



Graf. 12.3.3.1.2.g: Contenido en Fe de vegetales pre- y post-proceso en sus distintas partes



Graf. 12.3.3.1.2.b: Contenido en Al de vegetales pre- y post-proceso en sus distintas partes



Graf. 12.3.3.1.2.i: Contenido en U de vegetales pre- y post-proceso en sus distintas partes



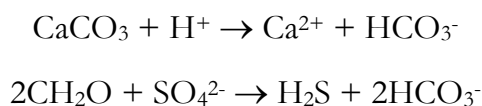
Foto 12.3.3.1.2: Detalle de la parte radicular de uno de los ejemplares de Typha latifolia empleados en la celda



12.4. CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos en esta experiencia se consideran muy satisfactorios, ya que se han conseguido importantes reducciones en cuanto a acidez, contenidos metálicos y especialmente contenido en sulfatos, para los que se ha alcanzado una disminución de un 70% respecto al contenido original del agua de corta. Cabe destacar la reducción de las concentraciones de Fe y Mn en el agua tratada, que en anteriores experimentos no se había conseguido.

Existen dos procesos generadores de alcalinidad en los sistemas acuáticos: disolución de carbonato y reducción de sulfatos:



donde CH_2O representa materia orgánica. Ambos procesos requieren la presencia de condiciones reductoras que inhiban el recubrimiento del carbonato por hidróxidos férricos e inducen a la actividad de bacterias anaerobias sulfato-reductoras.

En este caso, el aumento de pH del agua tras contacto con la caliza del interior del depósito obedece a la primera reacción. La segunda explica la evolución en función del recorrido lineal del agua a través de la celda. Por otro lado, observando la distribución del pH en profundidad según una sección del sustrato, se deduce el recorrido preferente que ha seguido el agua al atravesarlo.



Tras el análisis de sustratos en distintas secciones y a diferentes profundidades, se ha podido deducir, en términos generales que:

- ❖ las mayores retenciones elementales tienen lugar en la parte superficial del sustrato, por ser ésta la primera en entrar en contacto con el agua a tratar.
- ❖ la mayoría de los elementos analizados se depositan mayoritariamente en la primera parte del “humedal de laboratorio”, a excepción del Mn, que lo hace a partir de la séptima celda. Esto se corresponde con la teoría de que para eliminar el Mn es necesario haber reducido previamente el Fe existente; puede comprobarse que eso es lo que ha sucedido en esta experiencia.
- ❖ la mayor parte de los metales son fijados también de forma importante en el lecho de bentonita. Se puede observar que esta reducción por parte de la bentonita es mayor en las últimas celdas del “humedal de laboratorio”, debido a que la salida del agua por la parte inferior del mismo obliga al contacto de dicho agua con la capa inferior de bentonita.

Una vez analizados los vegetales empleados en el proceso de tratamiento realizado, y comparando resultados relativos a ejemplares originales, se deduce que se han obtenido enormes incrementos en sus contenidos elementales en algunos casos. Cabe destacar que dicho incremento es, en casi todos los casos, muy superior en la primera parte del “humedal de laboratorio”, a excepción de ciertos elementos, como el Mn que presenta mayor incremento de contenido en las partes radiculares de los vegetales de la segunda mitad de la celda general. Esta tendencia se corresponde con la encontrada para las muestras de sustrato analizadas.



Se ha observado una cierta tendencia hacia menores reducciones, en general, con el paso del tiempo. Esto es debido a la formación creciente de depósitos de hidróxidos de hierro sobre la superficie del sustrato (Foto 12.4.a), que dificulta la penetración del agua en profundidad, con lo que la parte efectiva del sustrato es sucesivamente reducida. Una posible solución de este problema sería la entrada del agua de forma subsuperficial.

Se ha observado, además, la formación de yeso a la salida del depósito, donde los sulfatos del agua entran en contacto con el carbonato cálcico. Este yeso cristaliza en la celda y sobre la superficie de los vegetales (Foto 12.4.b).

Al finalizar la experiencia se pueden distinguir claramente dos partes en el “humedal de laboratorio”: la primera, correspondiente a la entrada del agua posee mayor acidez, depósitos de sulfato cálcico hidratado (yeso) y de óxidos de hierro, lo que le da una coloración rojiza (Foto 12.4.c). Por todo ello, los vegetales pertenecientes a esta primera parte de la celda son escasos, frágiles y de corta existencia (Foto 12.4.d). Sin embargo, en la segunda parte de la celda, estas condiciones extremas no se dan aún y los vegetales aparecen robustos y en mayor densidad.



Foto 12.4.a: Depósitos de óxidos de hierro sobre la superficie del sustrato en la celda



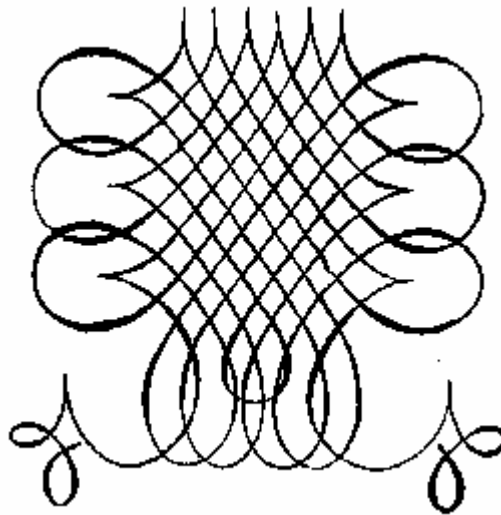
*Foto 12.4.b: Cristalización de **yeso** en la superficie de los vegetales*



Foto 12.4.c: Diferenciación en dos partes del “humedal de laboratorio” según los depósitos de hierro



Foto 12.4.d: Diferencias entre 2 ejemplares vegetales de la primera parte del “humedal de laboratorio” (dos de la izquierda) y un ejemplar de la segunda parte (derecha).



13. Experiencia XI

Sistema mixto: “ALD-celdas de oxidación-humedal de laboratorio” para agua de mina



13. EXPERIENCIA XI: *SISTEMA MIXTO: “ALD - CELDAS DE OXIDACIÓN - HUMEDAL DE LABORATORIO” PARA AGUA DE MINA*

13.1. DESCRIPCIÓN

Tras los resultados obtenidos en la experiencia 10, en la que se usaba de modo satisfactorio el llamado “humedal de laboratorio”, se decidió repetir su aplicación a posteriores experiencias. En ellas. Se trató de corregir las deficiencias encontradas anteriormente, así como mejorar la eficacia del sistema como depurador del agua de mina estudiada.

El sistema utilizado en esta experiencia para tratar el agua de mina consiste en una combinación de tres unidades clásicas dentro de los sistemas pasivos usados para tal fin.

- **“ALD de laboratorio”**

En primer lugar, el sistema consta de un “ALD” (Anoxic Limestone Drainage) a escala de laboratorio, al cual es dosificado el agua que alimentará a todo el sistema por gravedad desde un depósito elevado. Como ya se ha explicado, el objetivo de estos sistemas calizos anaerobios es el de básicamente generar alcalinidad y reducir la acidez del agua que los atraviesa. Su utilización posee interés cuando se trata de neutralizar agua ácida de mina, como es este caso.



El “ALD” de laboratorio está constituido por una columna anaerobia similar a las utilizadas en las experiencias 2 a 9, pero de mayores dimensiones. Se trata de una columna cilíndrica de PVC de 1.30 m de alto y 0.25 m de diámetro. Sus aproximadamente 60 l de capacidad fueron rellenos en su totalidad con caliza de granulometría tipo “trito” (12-20 mm de diámetro), para la que se ha calculado una porosidad del 48%. Con una morfología idéntica a otras columnas ya descritas, el “ALD de laboratorio” permite el flujo continuo de agua a su través. Fue sellado en su parte inferior y una tapa en su parte superior con un pequeño orificio para la exclusiva alimentación del agua de mina evita la entrada de oxígeno. Mediante un dispositivo de “sifón” se consigue mantener constante el tiempo de residencia del agua en el interior de la columna. Aunque la morfología de este dispositivo dista mucho de la que suelen presentar los sistemas reales –en los que el ALD está formado por un canal relleno de caliza excavado en el suelo y cubierto con tierra para conseguir las condiciones anóxicas-, de esta forma se han conseguido reproducir a pequeña escala las condiciones que deben reinar en una unidad de estas características.

- **Celdas de oxidación en cascada**

El efluente del “ALD de laboratorio” –que supuestamente ha aumentado su alcalinidad, en condiciones anaerobias- atraviesa una segunda fase en la que se pretende precisamente conseguir lo contrario: condiciones aerobias. Es por ello que fue dispuesta una serie de cuatro celdas idénticas en disposición escalonada, para facilitar la aireación del efluente. Cada una de las celdas que forman la cascada, constituye a su vez una pequeña balsa de retención del agua pretratada, que tiene como finalidad la sedimentación de los hidróxidos de hierro (ocre) que se forman durante la aireación, evitando así su depósito sobre la superficie del humedal. Se pretende así evitar el motivo fundamental de pérdida de efectividad del “humedal de



laboratorio" empleado en la experiencia 10: el recubrimiento del sustrato orgánico con óxidos metálicos que reducen la fracción útil del mismo y afectan severamente a los vegetales que se pudieran desarrollar en su interior. Con esta disposición, la fase de oxidación tiene lugar dentro del sistema de balsas en cascada, antes de la penetración en el humedal y se evita así un certero declive de su rendimiento en función del tiempo (Foto 13.1.b).

Cada una de las cuatro balsas de oxigenación es un paralelepípedo de material PVC de 50 cm de largo por 15 cm de ancho y por 10 cm de alto como dimensiones aproximadas, estimándose una capacidad de unos 7 l en cada una de las mismas. Además de que todas ellas permanecen abiertas a la atmósfera, su disposición escalonada facilita la aireación del agua en el paso entre dos celdas consecutivas.

- **"Humedal de laboratorio"**

Desde la última celda de aireación, el agua, ya con un pH más elevado y un menor contenido en metales con respecto al influente original, entra al llamado "humedal de laboratorio" a través de un pequeño tubo plástico que permite el control del caudal de entrada. Se trata de la misma celda -ya descrita- que fue empleada en la experiencia 10, aunque en este caso se han introducido ligeras variaciones con respecto a las condiciones de funcionamiento seguidas en dicha experiencia. Algunos aspectos característicos de este sistema, son los siguientes.

La entrada del agua en el humedal, en este caso es de tipo subsuperficial, para ayudar a evitar la formación de una "costra" superficial de óxidos de hierro y otros elementos, que impidan un correcto flujo vertical. La Fig. 13.1. muestra un esquema del sistema usado en esta experiencia.



El fondo de la celda fue cubierto con una primera capa de bentonita de un espesor más reducido que el empleado en la experiencia 10, ya que se ha podido comprobar que solamente resulta efectiva la película superficial de dicha capa de arcilla, debido a su capacidad de cambio de ión (Foto 13.1).

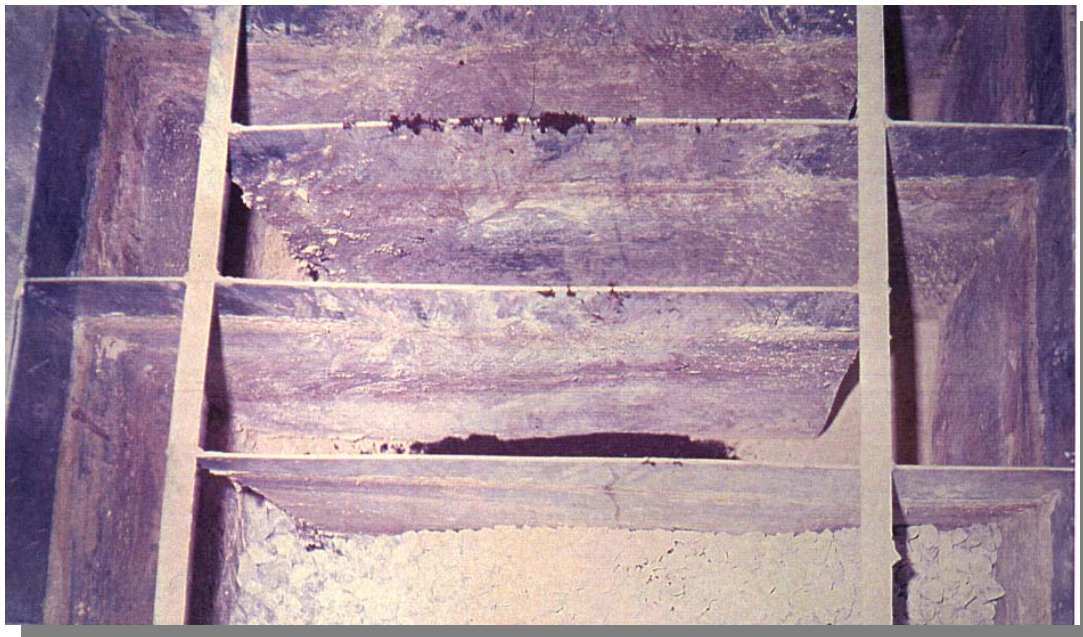


Foto 13.1.a: Relleno con bentonita del fondo del humedal de laboratorio

El sustrato orgánico elegido es también compost (tierra vegetal), pero sin embargo en este caso, no se le adiciona estiércol de pollo, para no perjudicar su conductividad hidráulica. Por el contrario, se ha añadido grava caliza, distribuida de forma aleatoria dentro de la masa de compost y a diferentes alturas dentro del humedal (ésta proporciona una fuente adicional de alcalinidad y mejora la permeabilidad del sistema). Además se realiza la adición de materia orgánica (ejemplares de *Typha* troceados) en su parte superficial para simular, en la etapa inicial de funcionamiento, la biomasa constituida naturalmente en un humedal



construido tras un periodo de funcionamiento. Como se ha demostrado en ensayos previos de laboratorio, esta adición mejora mucho la eficacia de depuración del agua, por parte del sustrato orgánico.

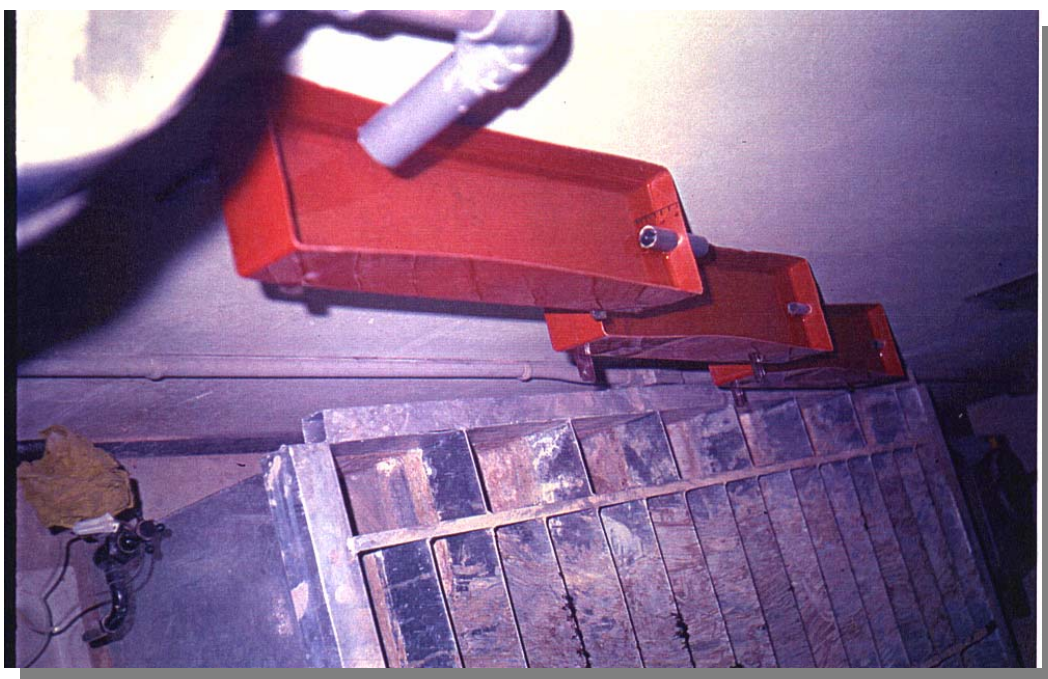


Foto 13.1.b: Detalle del sistema ALD-humedal de laboratorio en el que se aprecia el efluente del ALD penetrando en la primera de las celdas de la cascada de oxidación

El agua utilizada en la experiencia fue la llamada “**agua de dique**”, ya que ésta posee un menor contenido en hierro y aluminio que el otro tipo de agua (“de corta”) empleado en otras experiencias. El caudal se ha mantenido constante e igual a $10 \text{ l/día} = 7 \text{ ml/min}$, durante toda de la experiencia. Dada la porosidad de la caliza, se estima un tiempo aproximado de retención en el interior del “ALD de laboratorio” de unos **tres días**. El tiempo de residencia del agua en la cascada de oxidación (4 balsas) es de un total de unos **tres días** y en el interior del “humedal de laboratorio”, el agua permanece unos **diez días**. El tiempo total de retención dentro



del sistema es de unas **dos semanas**, periodo suficientemente largo par un tratamiento de estas características.

El resto de condiciones, en lo que se refiere a sentido de circulación serpenteante, vegetación vascular vascular -fueron transplantedos ejemplares de *typha latifolia* procedentes de una laguna natural (Foto 13.1.c)-, regulación de caudal, etc., se mantienen inalteradas con respecto a la experiencia anterior. Esta experiencia comenzó el día 24-3-98 y se prolongó durante 48 días. En el siguiente esquema se representa la disposición adoptada para el sistema mixto de tratamiento de esta experiencia.



Foto 13.1.c: Detalle de la vegetación plantada en el humedal de laboratorio

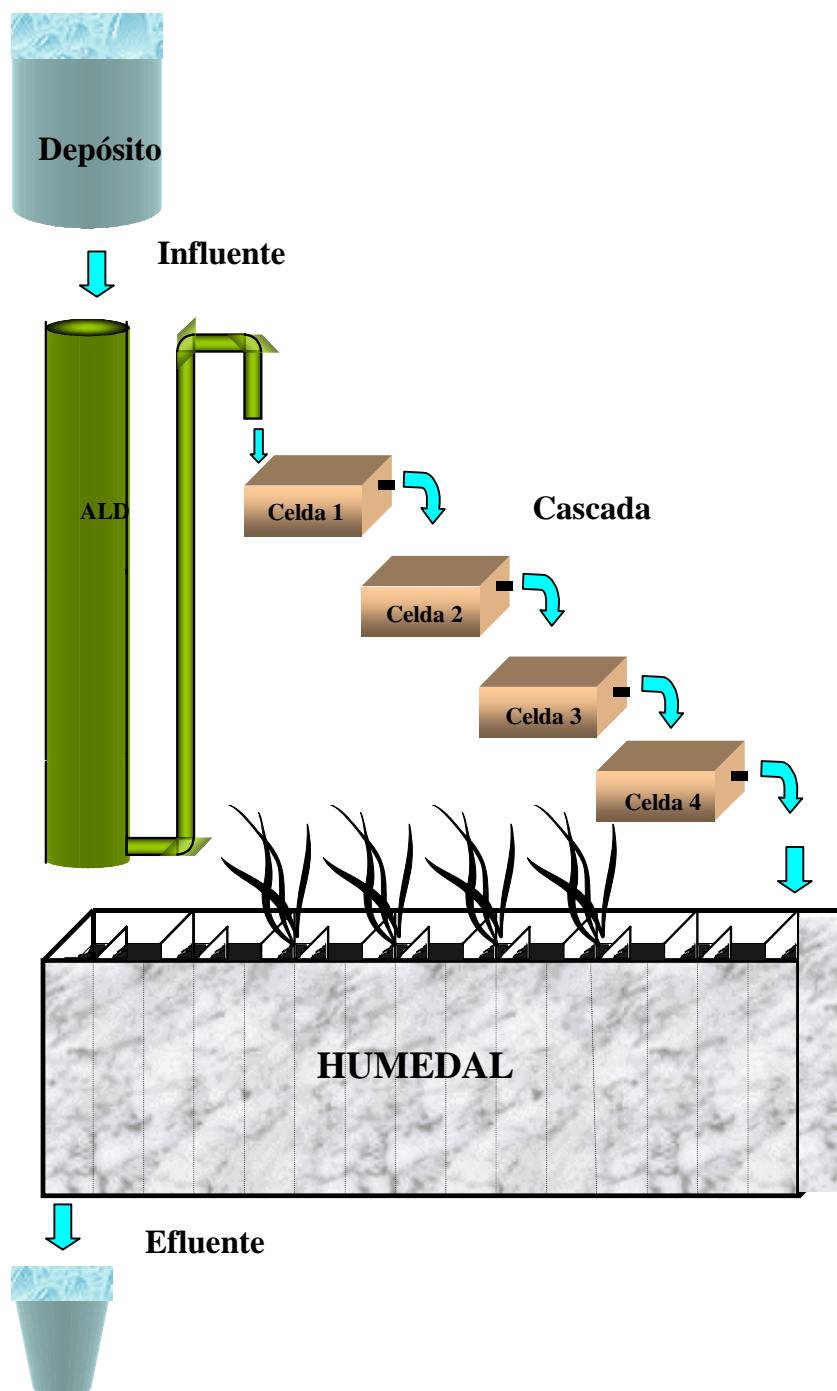


Fig. 13.1: Esquema del sistema “humedal construido-ALD”.



13.2. MUESTREO Y ANÁLISIS

En lo que se refiere al seguimiento de la eficacia del sistema de tratamiento se plantean 7 puntos de muestreo del agua en distintas fases del proceso:

- A la entrada de la columna anóxica (ALD), para conocer las variaciones en la composición del influente con el tiempo.
- A la salida de la columna anóxica, para evaluar su efectividad.
- A la salida de cada una de las balsas de aireación
- A la entrada al humedal, para discernir el efecto de la aireación producida en el sistema de cascada.
- A la salida del humedal de laboratorio para evaluar la eficacia depuradora que éste posee y que coincidirá con la calidad del efluente final del sistema.

En todos los casos se han analizado -al igual que se hiciera en anteriores experiencias- los contenidos en sulfatos y metales y las variaciones de acidez y alcalinidad con una periodicidad semanal. Con mayor frecuencia fueron medidos valores de pH, y Potencial Redox (Eh) en todas y cada una de las fases, incluyendo las balsas de aireación y cada una de las celdas en las que está dividido el humedal. En este caso, la alcalinidad ha sido medida por medio del empleo del indicador *fenolftaleína* (pH de transición 8 - 9.8). Las medidas de pH y Eh fueron realizadas con el pHmetro/mVmetro: HI 9025 portable microcomputer.

El Eh es una medida de la tendencia oxidante o reductora (redox) de una solución y determina el voltaje necesario para cambiar el estado de valencia de los metales presentes. El conocimiento de los potenciales redox en diferentes ambientes es fundamental para valorar la migración o movilidad de ciertos elementos,



especialmente aquellos que se pueden presentar con más de un estado de valencia y cuyos componentes poseen diferentes solubilidades en función de dichas valencias.

Al finalizar la experiencia, se analizó el sustrato empleado en el humedal, a diferentes profundidades (parte superficial, intermedia y profunda) y en diferentes puntos a lo largo de la celda (secciones 1ª, 6ª y 14ª, del total de 15 en las que está dividido el humedal), con la intención de poder evaluar la distribución espacial de los elementos analizados en una sección transversal del humedal. En cada una de las muestras fueron analizados 32 elementos siguiendo el mismo método que se empleara para el análisis de sustratos en experiencias anteriores.

Finalmente, en este caso fue analizado el sedimento residual de las balsas de aireación. Este se obtuvo tras evaporación del agua –dado lo somero de su profundidad- tras la finalización de la experiencia. El método de análisis utilizado fue el mismo que el empleado para el análisis de sustratos ya comentado.

13.3. RESULTADOS

Tras 48 días de funcionamiento, y siendo la primera y última fecha de muestreo igual a 5-4-98 y 5-5-98, respectivamente, se han obtenido los siguientes resultados para la experiencia 11:

13.3.1. ANÁLISIS DE AGUAS



En la Tabla 13.3.1 se muestran los resultados obtenidos en cuanto a alcalinidad, acidez calculada (expresadas ambas como mg/l de CaCO_3) y contenidos en sulfatos y en los metales: manganeso, hierro total (mg/l), zinc, aluminio, cadmio y níquel (mg/l) de las muestras de agua recogidas.

Los puntos de toma de muestra que aparecen referenciados en tablas y gráficas, corresponden a los siguientes:

1. Influyente = Entrada a ALD de laboratorio
2. Salida de ALD de laboratorio = Entrada Celda de oxidación 1
3. Salida Celda de Oxidación 1 = Entrada Celda de oxidación 2
4. Salida Celda de Oxidación 2 = Entrada Celda de oxidación 3
5. Salida Celda de Oxidación 3 = Entrada Celda de oxidación 4
6. Salida Celda de Oxidación 4 = Entrada Humedal de laboratorio
7. Salida Humedal de laboratorio = Efluente del sistema

Es de destacar que no ha sido posible determinar la alcalinidad en las muestras de efluente del sistema debido a la elevada turbidez que presentan (carga orgánica tras atravesar el sustrato del humedal de laboratorio). Por otro lado, destaca que los contenidos en aluminio son inferiores al rango mínimo de detección del sistema de medida, por lo que no han sido consideradas.



07/04/98										
	Alcalinidad	Acidez Calc.	Sulfatos	Mn	Fe	Zn	Al	Cd	Ni	
	mg/l CaCO ₃	mg/l CaCO ₃	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Influente=Entrada ALD	0	262,6	5878	142,0	0,5	0,15	-	0,05	0,45	
Salida ALD	62	258,4	5969	142,0	0,1	0,17	-	0,05	0,42	
Salida Celda 1	62	262,0	5929	144,0	0,1	0,25	-	0,06	0,42	
Salida Celda 2	58	254,7	5979	140,0	0,1	0,22	-	0,05	0,45	
Salida Celda 3	62	251,1	6035	138,0	0,1	0,28	-	0,06	0,45	
Sal.Celda 4=Entr.Humedal	62	251,1	6014	138,0	0,1	0,50	-	0,06	0,45	
Efluente Humedal	-	2,5	658	1,2	0,2	9,30	-	0,01	0,04	
13/04/98										
	Alcalinidad	Acidez Calc.	Sulfatos	Mn	Fe	Zn	Al	Cd	Ni	
	mg/l CaCO ₃	mg/l CaCO ₃	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Influente=Entrada ALD	0	267,8	6154	144,0	3,3	0,33	-	0,07	0,46	
Salida ALD	25	254,7	5981	140,0	0,1	0,21	-	0,05	0,42	
Salida Celda 1	54	272,9	6263	150,0	0,1	0,26	-	0,05	0,46	
Salida Celda 2	137	265,6	6044	146,0	0,1	0,31	-	0,06	0,48	
Salida Celda 3	54	272,9	6238	150,0	0,1	0,32	-	0,06	0,46	
Sal.Celda 4=Entr.Humedal	62	265,6	6173	146,0	0,1	0,34	-	0,06	0,50	
Efluente Humedal	-	1,8	779	0,8	0,2	18,20	-	0,05	0,03	
21/04/98										
	Alcalinidad	Acidez Calc.	Sulfatos	Mn	Fe	Zn	Al	Cd	Ni	
	mg/l CaCO ₃	mg/l CaCO ₃	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Influente=Entrada ALD	0	265,7	5921	142,0	2,0	0,11	-	0,05	0,46	
Salida ALD	58	254,7	5964	140,0	0,1	0,13	-	0,05	0,42	
Salida Celda 1	48	272,9	6168	150,0	0,1	0,23	-	0,04	0,46	
Salida Celda 2	48	265,6	6272	146,0	0,1	0,24	-	0,05	0,45	
Salida Celda 3	52	276,5	6346	152,0	0,1	0,24	-	0,05	0,46	
Sal.Celda 4=Entr.Humedal	43	269,3	6334	148,0	0,1	0,24	-	0,06	0,48	
Efluente Humedal	-	1,8	802	0,7	0,3	9,60	-	0,04	0,03	
29/04/98										
	Alcalinidad	Acidez Calc.	Sulfatos	Mn	Fe	Zn	Al	Cd	Ni	
	mg/l CaCO ₃	mg/l CaCO ₃	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Influente=Entrada ALD	0	257,8	5953	140,0	0,7	0,09	-	0,05	0,45	
Salida ALD	54	305,6	5983	168,0	0,1	0,12	-	0,05	0,42	
Salida Celda 1	56	254,7	6076	140,0	0,1	0,40	-	0,04	0,43	
Salida Celda 2	46	247,5	6053	136,0	0,1	0,15	-	0,05	0,45	
Salida Celda 3	125	247,5	6204	136,0	0,1	0,16	-	0,05	0,42	
Sal.Celda 4=Entr.Humedal	31	265,6	6322	146,0	0,1	0,18	-	0,07	0,48	
Efluente Humedal	-	1,8	721	0,6	0,4	5,00	-	0,03	0,04	
04/05/98										
	Alcalinidad	Acidez Calc.	Sulfatos	Mn	Fe	Zn	Al	Cd	Ni	
	mg/l CaCO ₃	mg/l CaCO ₃	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Influente=Entrada ALD	0	257,4	5961	140,0	0,2	0,11	-	0,05	0,46	
Salida ALD	35	243,8	5959	134,0	0,1	0,10	-	0,05	0,43	
Salida Celda 1	81	258,4	6269	142,0	0,1	0,14	-	0,04	0,43	
Salida Celda 2	94	269,3	6395	148,0	0,1	0,15	-	0,04	0,45	
Salida Celda 3	110	269,3	6556	148,0	0,1	0,18	-	0,04	0,43	
Sal.Celda 4=Entr.Humedal	52	269,3	6484	148,0	0,1	0,18	-	0,04	0,47	
Efluente Humedal	-	2,3	834	0,6	0,7	10,30	-	0,03	0,03	

Tabla 13.3.1: Resultados analíticos de influente y efluentes de todas las fases del sistema

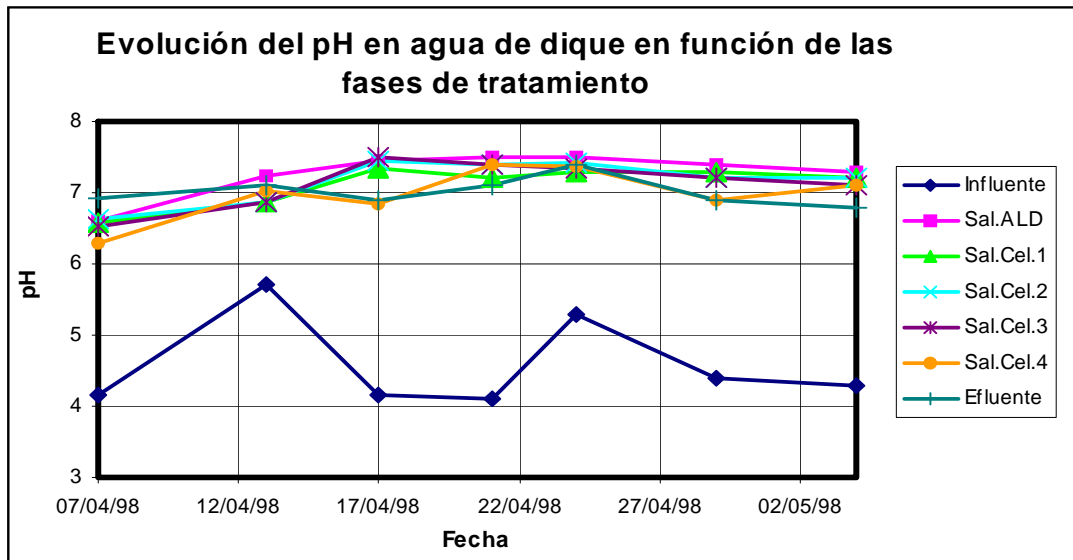
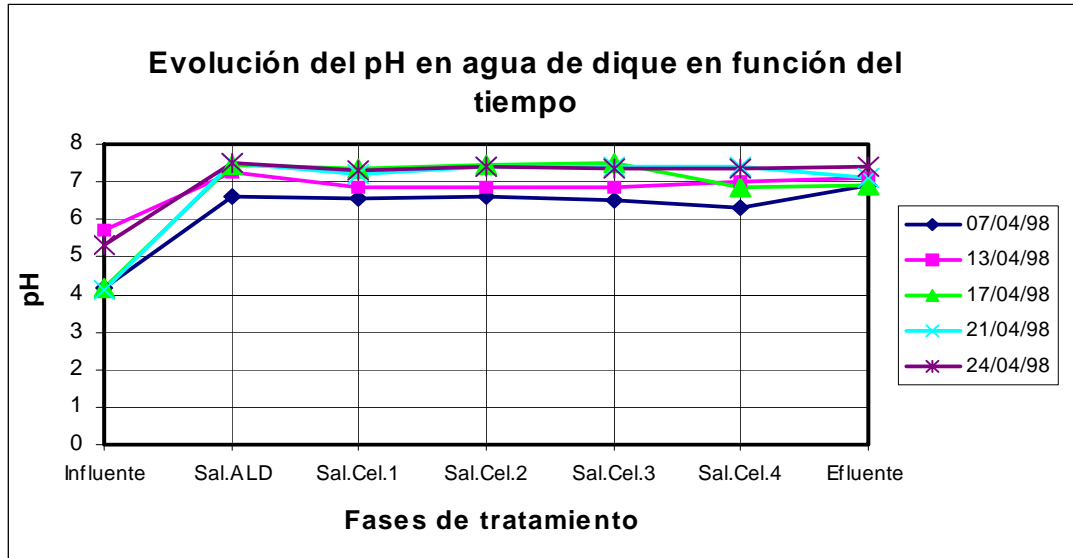


13.3.1.1. POTENCIAL REDOX, ACIDEZ Y ALCALINIDAD

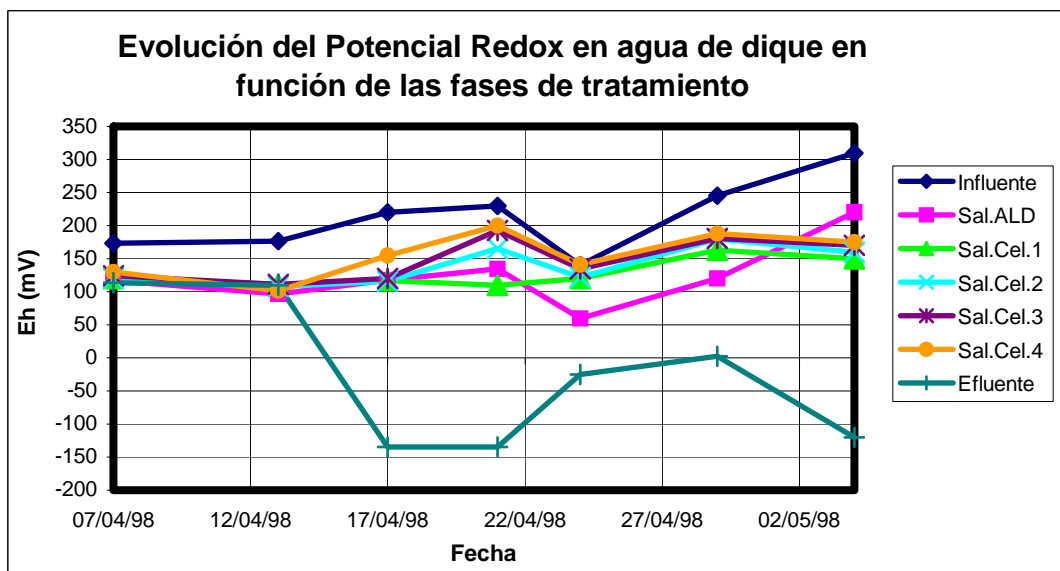
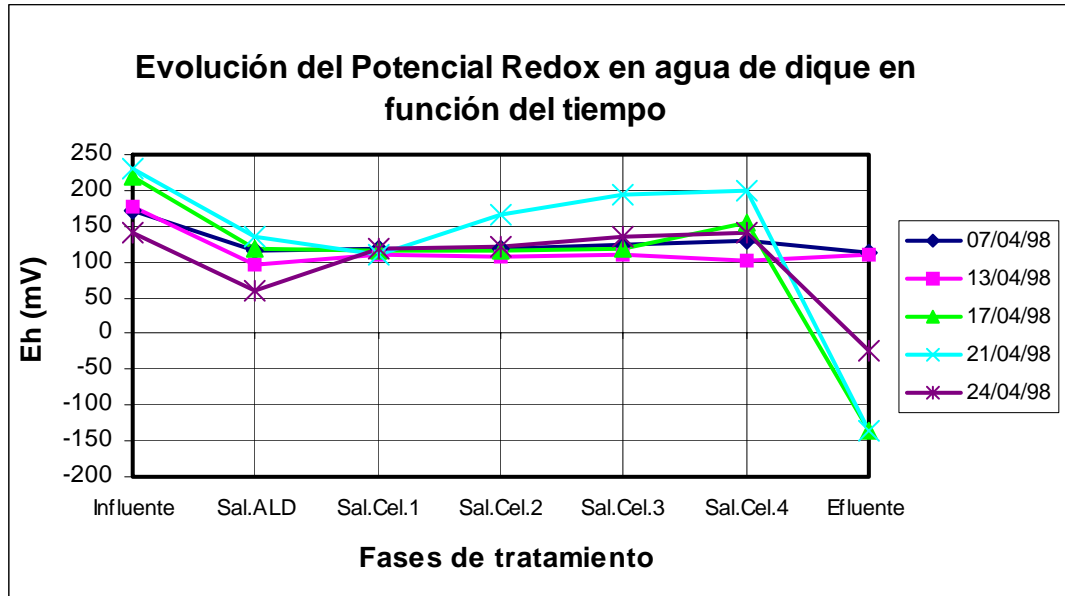
En la tabla 13.3.1.1.a se muestran los valores de pH y Potencial Redox medidos en muestras recogidas en el sistema. Asimismo, se muestran posteriormente las gráficas correspondientes a la evolución de pH, Potencial Redox, Alcalinidad y Acidez calculada (según Hedin *et al.*, 1993) de las muestras analizadas, en función del tiempo (Graf. 13.3.1.1.a-d) y las distintas fases del sistema (Graf. 13.3.1.1.a'-d').

pH y Potencial Redox	07/04/98		13/04/98		17/04/98		21/04/98		24/04/98		29/04/98		04/05/98	
	pH	Eh	pH	Eh	pH	Eh	pH	Eh	pH	Eh	pH	Eh	pH	Eh
	Unids.	mV	Unids.	mV	Unids.	mV	Unids.	mV	Unids.	mV	Unids.	mV	Unids.	mV
Influente	4,2	173	5,7	177	4,2	220	4,1	230	5,3	140	4,4	245	4,3	310
Salida ALD	6,6	117	7,2	97	7,5	118	7,5	135	7,5	60	7,4	120	7,3	220
Salida Celda 1	6,6	120	6,9	111	7,3	117	7,2	110	7,3	120	7,3	163	7,2	150
Salida Celda 2	6,6	120	6,9	108	7,5	116	7,4	165	7,4	122	7,2	180	7,2	160
Salida Celda 3	6,5	124	6,9	111	7,5	120	7,4	193	7,3	135	7,2	181	7,1	170
Entr. Humedal	6,3	130	7,0	102	6,9	155	7,4	200	7,4	141	6,9	188	7,1	175
Efluente Humedal	6,9	114	7,1	110	6,9	-135	7,1	-135	7,4	-25	6,9	2,8	6,8	-120

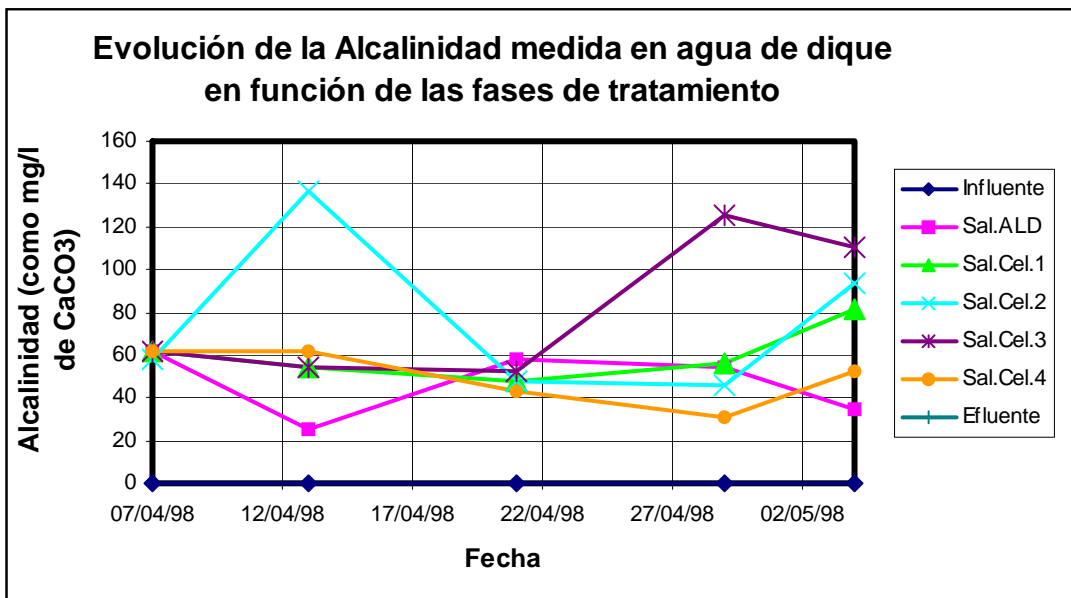
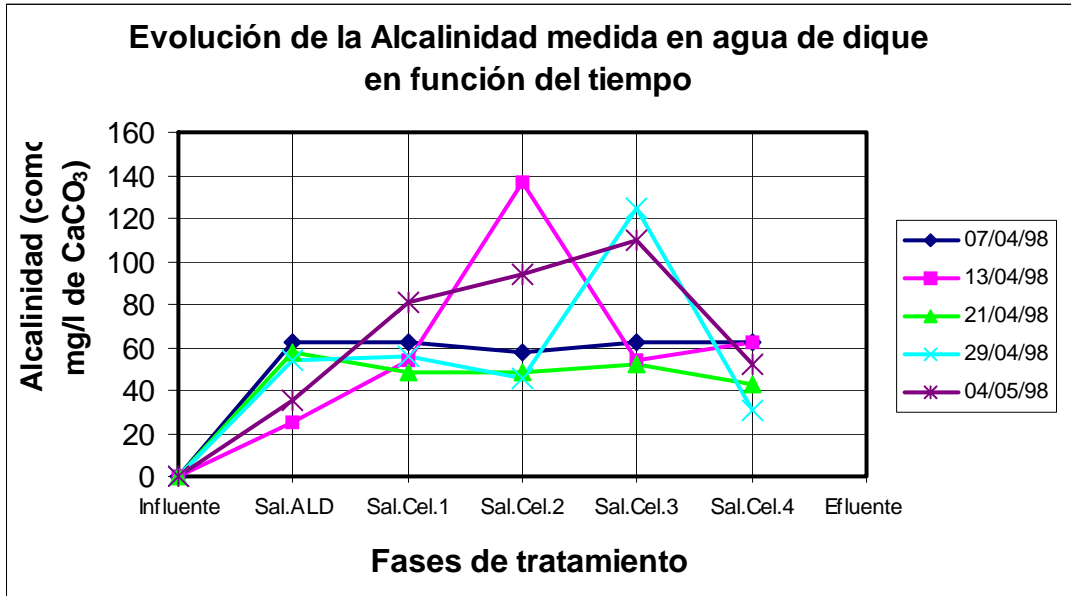
Tabla 13.3.1.1.a: Resultados de las medidas periódicas de pH y potencial redox en enfluennte y efluentes de cada fase del sistema



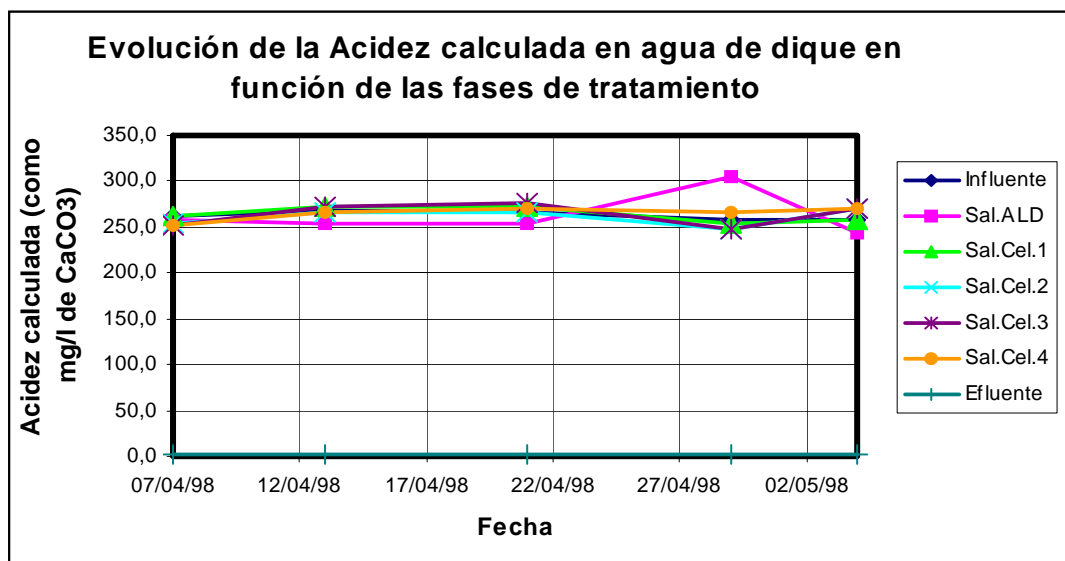
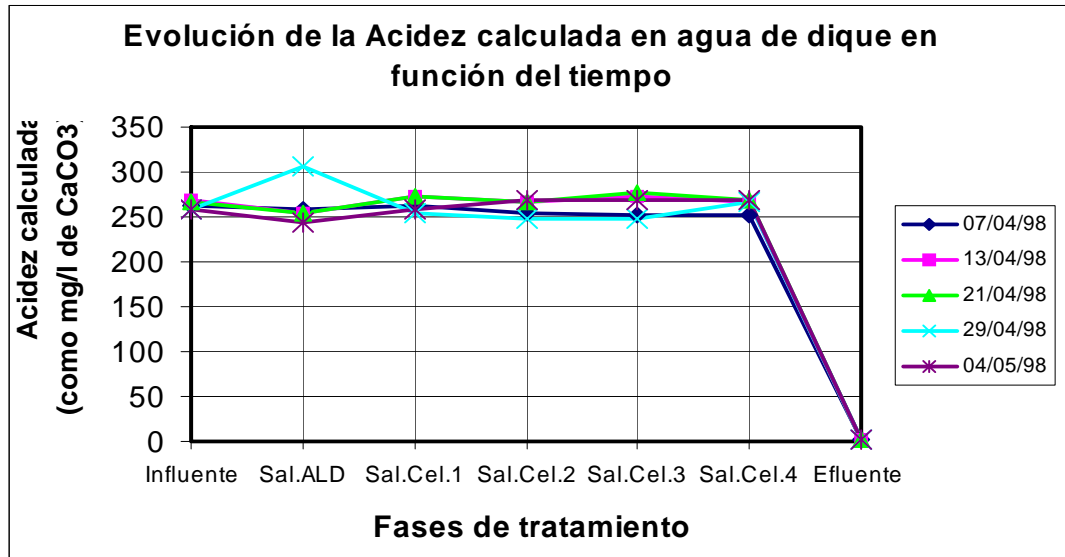
Grafs. 13.3.1.1.a-a': Valores de pH en el influente y el efluente de cada fase del sistema, para cada día de muestreo.



Grafs. 13.3.1.1.b-b': Valores de Eh en el influente y el efluente de cada fase del sistema, para cada día de muestreo.



Grafs. 13.3.1.1.c-c': Alcalinidad en el influente y el efluente de cada fase del sistema, para cada día de muestreo.



Grafs. 13.3.1.1.d-d': Acidez calculada en el influente y el efluente de cada fase del sistema, para cada día de muestreo.



En las Figs. 13.3.1.1.a y 13.3.1.1.b se ha representado la evolución de pH y Potencial Redox medidos en el sustrato orgánico de cada una de las secciones del humedal de laboratorio, en función del tiempo. En la tabla 13.3.1.1.b se muestran los valores correspondientes.

	17/4/98		21/4/98		24/4/98		29/4/98		4/5/98	
	pH	Eh	pH	Eh	pH	Eh	pH	Eh	pH	Eh
	Unids.	mV	Unids.	mV	Unids.	mV	Unids.	mV	Unids.	mV
Entrada	6,85	155	7,4	200	7,37	141	6,9	188	7,1	175
Sección 1	6,85	155	6,5	212	6,2	-115	6,3	-250	6,1	-3
Sección 2	6,15	185	5,7	210	5,6	-41	6,4	-180	6,3	-110
Sección 3	6,41	98	6,1	170	6,1	-60	6,1	-320	6,7	-70
Sección 4	6,55	20	6,8	60	6,3	-250	6,5	-250	6,6	-180
Sección 5	6,8	30	6,8	-50	7,3	-320	6,5	-140	6,5	-125
Sección 6	6,9	17	6,7	-202	6,8	-205	6,6	-160	7	-210
Sección 7	6,8	40	6,3	-120	6,1	-105	6,8	-160	7,1	-310
Sección 8	7,09	21	6,6	-90	6,8	-109	6,8	-245	6,9	-320
Sección 9	7,14	-55	6,7	-120	6,6	-250	6,9	-247	7,2	-285
Sección 10	6,7	-130	6,6	-150	6,3	-227	6,8	-155	6,9	-370
Sección 11	6,6	-66	7	-250	6,6	-110	6,6	-220	6,7	-290
Sección 12	7	-300	7,1	-295	6,5	-300	6,8	-278	7	-180
Sección 13	7,3	-220	6,8	-290	7	-280	6,8	-290	6,8	-265
Sección 14	7,4	-290	7,4	-300	7,5	-290	6,9	-155	7,2	-280
Sección 15	7	-220	7,5	-180	7,7	-85	7,4	-130	7,7	-170
Salida	6,9	-135	7,1	-135	7,4	-25	6,9	-3	6,8	-120

Tabla 13.3.1.1.b: Valores de pH y Eh medidos en cada una de las secciones en que está dividido el humedal de laboratorio

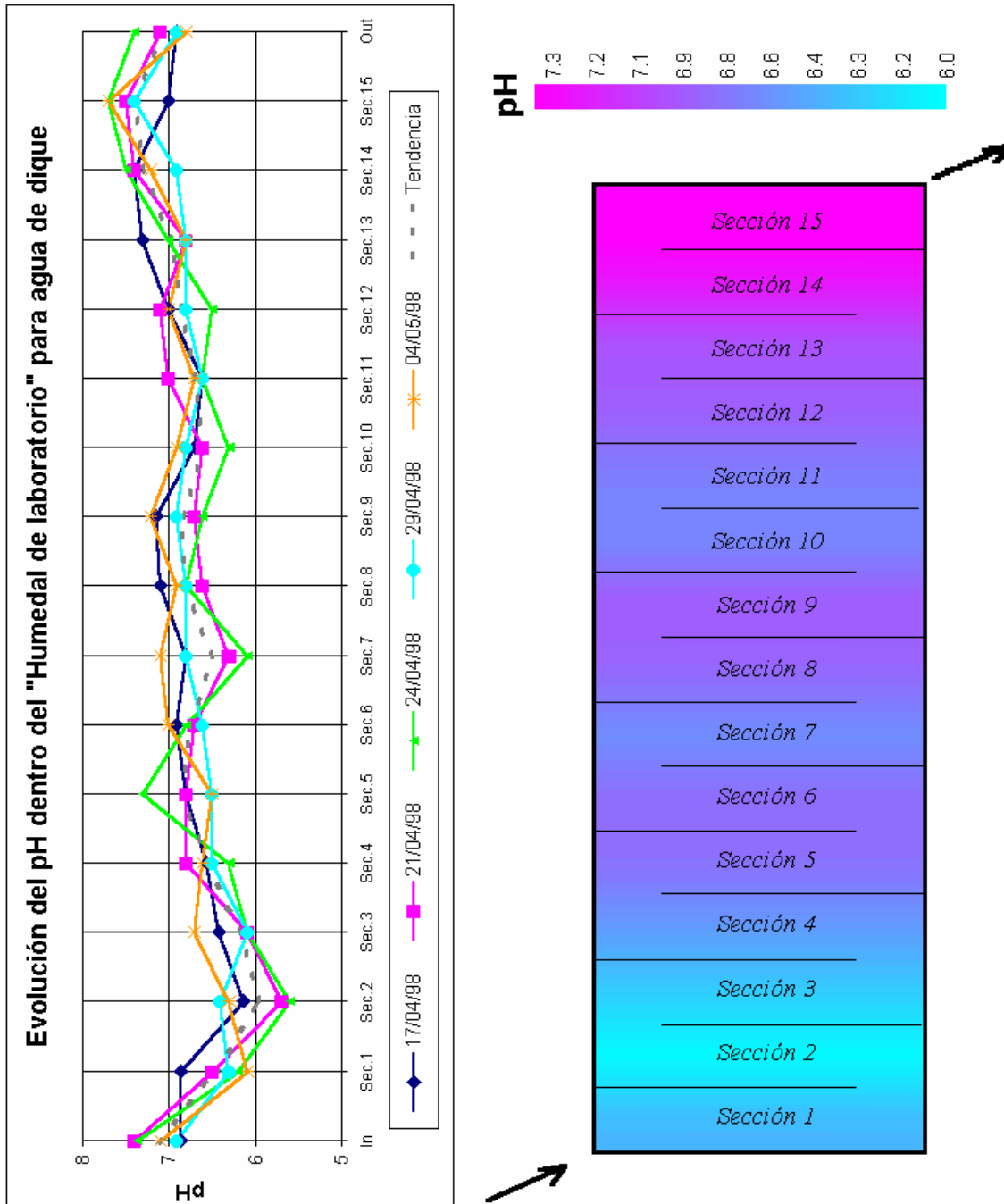


Fig. 13.3.1.1.a: Distribución de los valores de pH medidos en la parte superficial del sustrato orgánico del humedal de laboratorio (vista en planta)

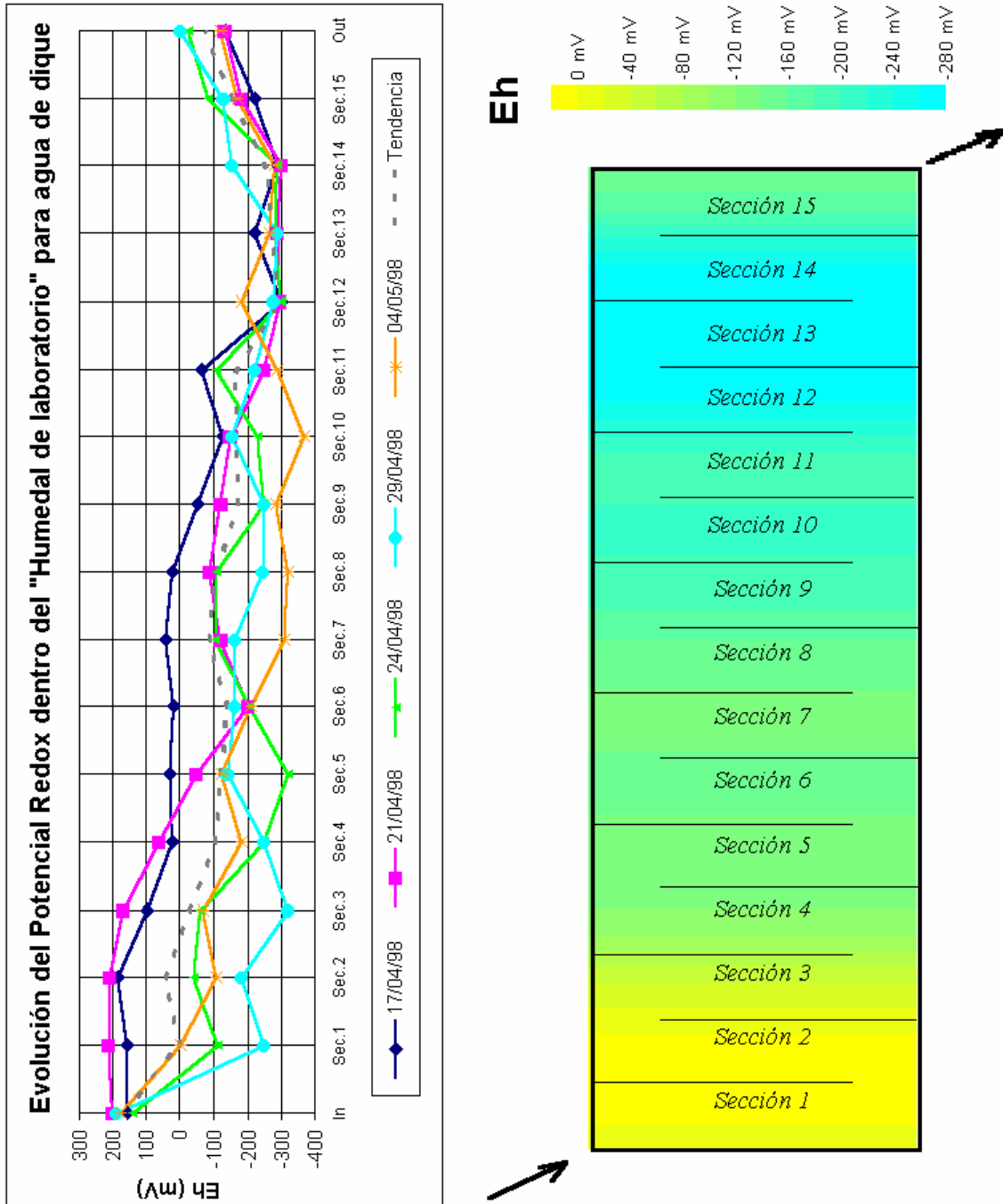
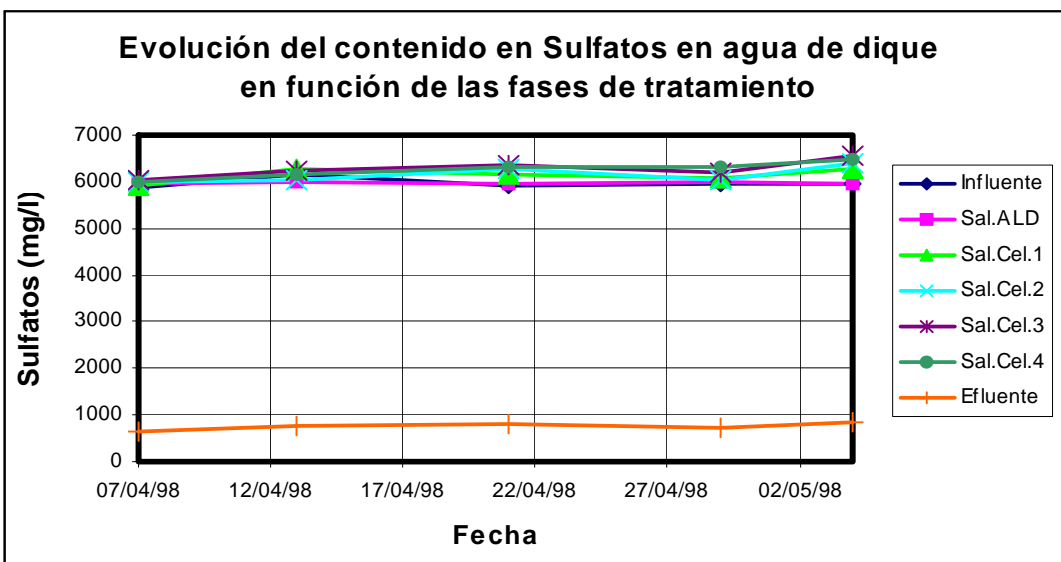
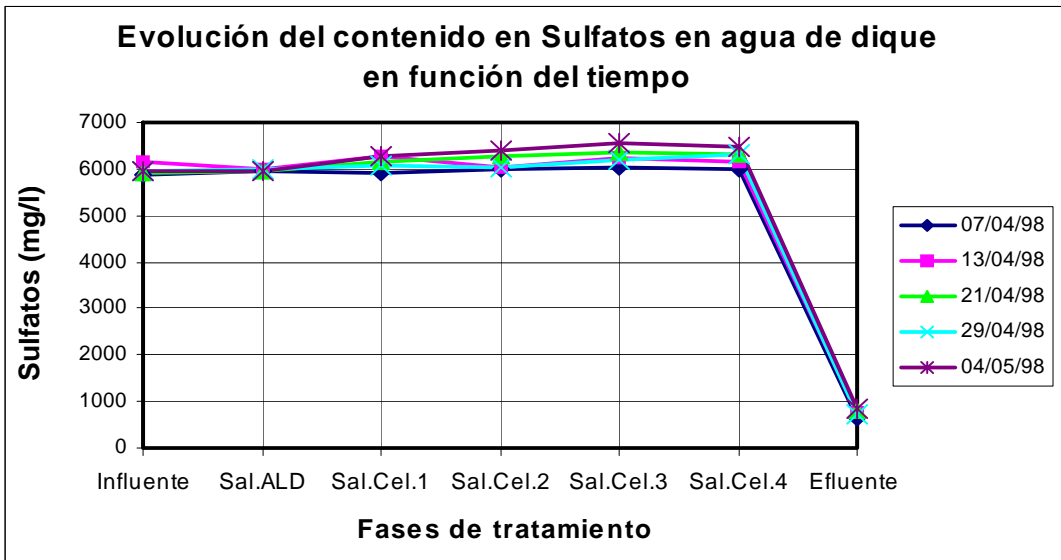


Fig. 13.3.1.1.a: Distribución de los valores de Eh medidos en la parte superficial del sustrato orgánico del humedal de laboratorio (vista en planta)

13.3.1.2. REDUCCIÓN DE SULFATOS



La evolución del contenido en sulfatos en función del tiempo y las distintas fases del sistema se muestra gráficamente como sigue (Graf.13.3.1.2.a-a’):

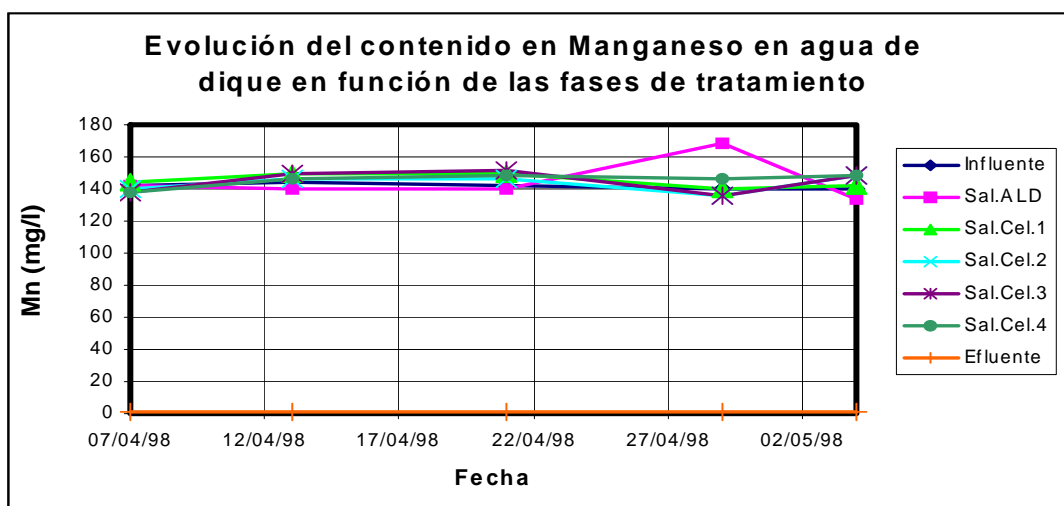
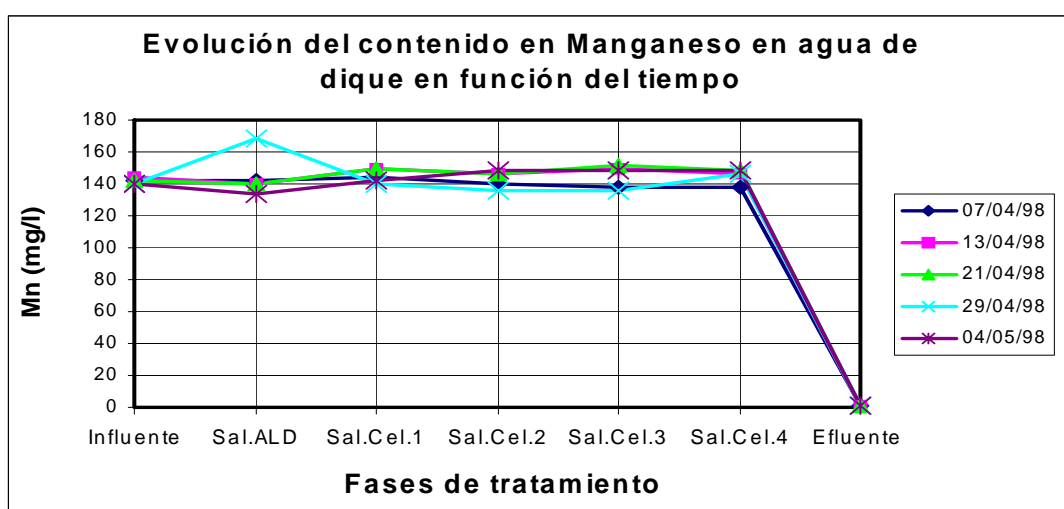


Graf. 13.3.1.2.a-a’: Evolución del contenido en sulfatos de influente y efluentes de las distintas fases del sistema en función del tiempo

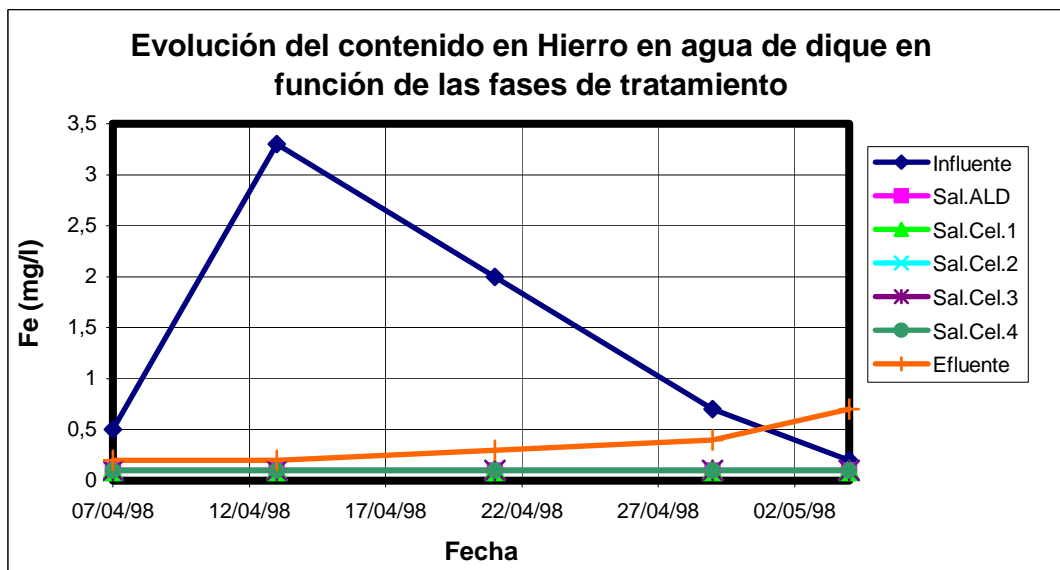
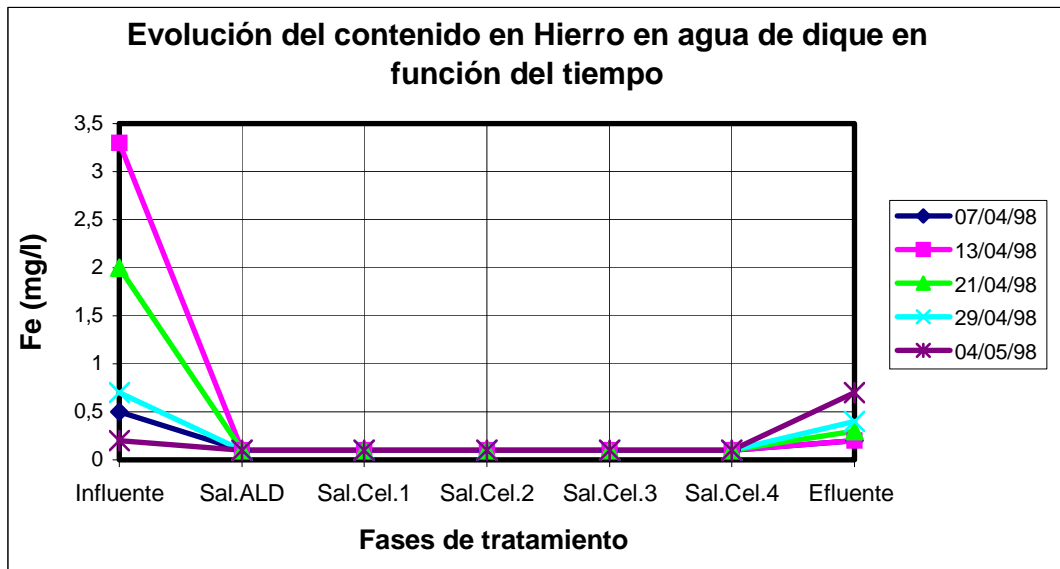
13.3.1.3. REDUCCIÓN DE METALES



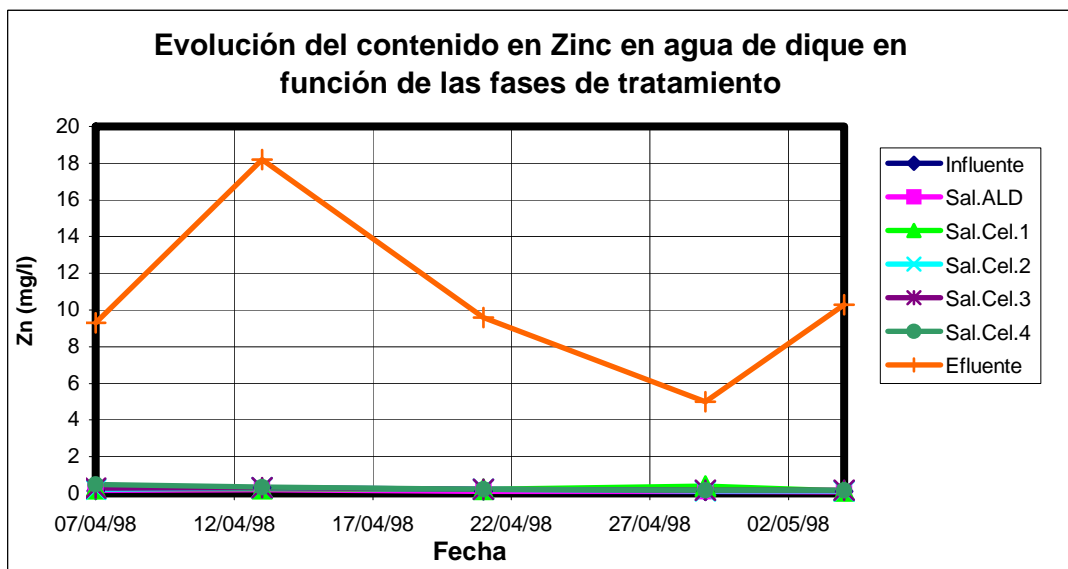
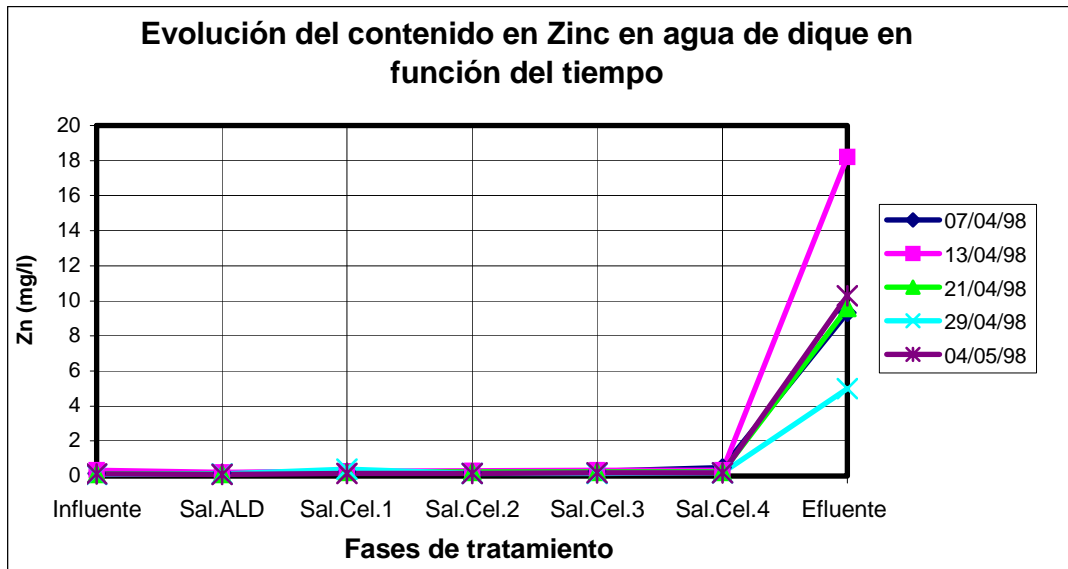
Se incluye en este apartado una representación gráfica de la evolución del contenido en los metales Mn, Fe, Zn, Cd y Ni (los contenidos en Al encontrados son prácticamente nulos) en el agua analizada, en función del periodo de funcionamiento y de las distintas fases del sistema (Grafs. 13.3.1.3.a-e y 13.3.1.3.a'-e').



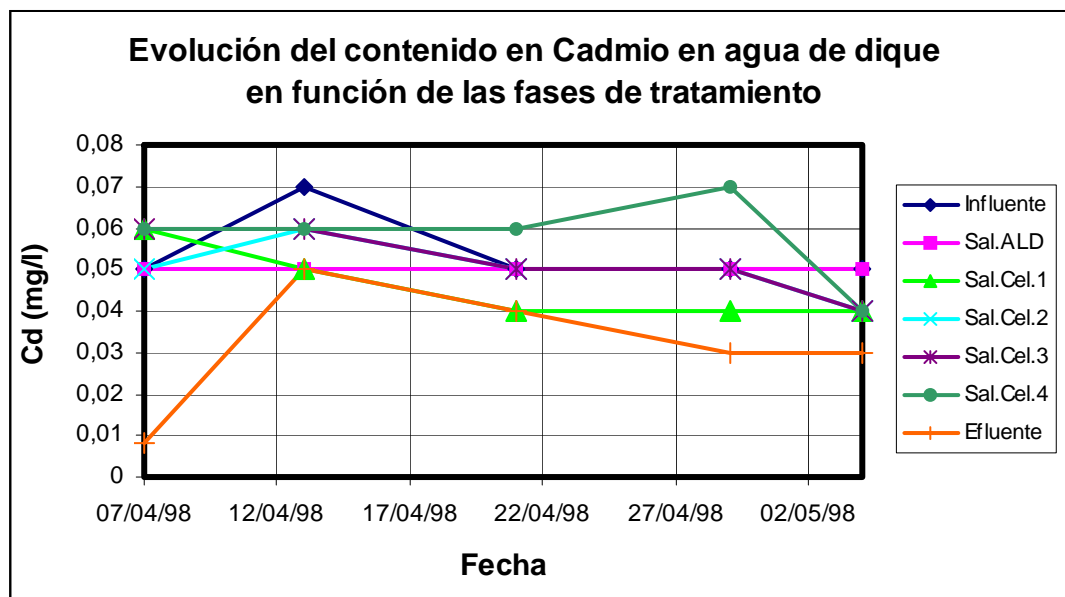
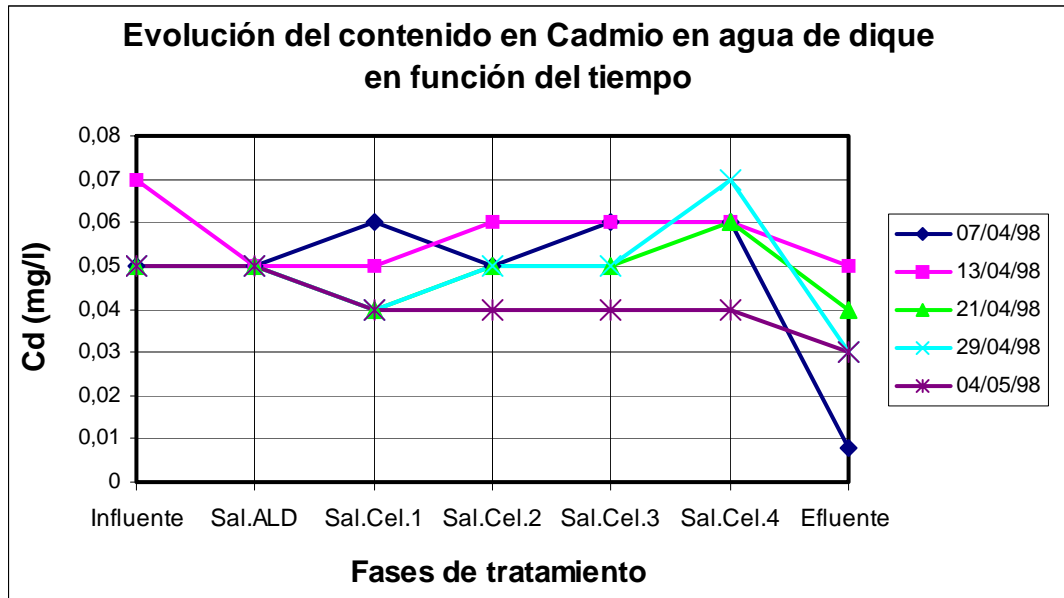
Grafs. 13.3.1.2.a-a': Evolución del contenido en Mn de influente y efluentes de las distintas fases del sistema en función del tiempo



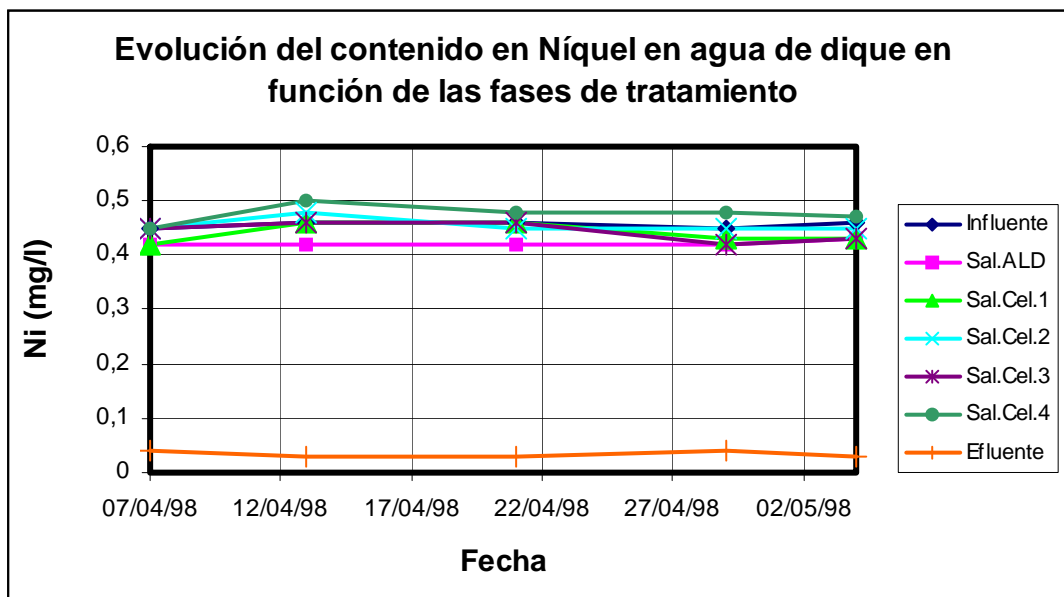
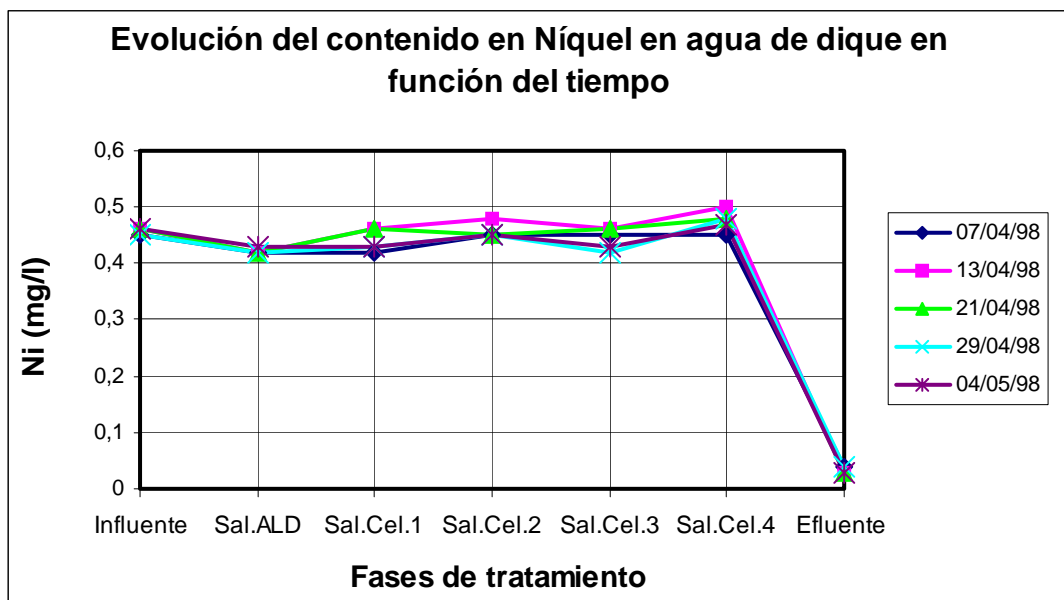
Grafs. 13.3.1.2.b-b': Evolución del contenido en Fe de influente y efluentes de las distintas fases del sistema en función del tiempo



Graf. 13.3.1.2.c-c': Evolución del contenido en Zn de influente y efluentes de las distintas fases del sistema en función del tiempo



Grafs. 13.3.1.2.d-d': Evolución del contenido en Cd de influente y efluentes de las distintas fases del sistema en función del tiempo



Graf. 13.3.1.2.e-e': Evolución del contenido en Ni de influente y efluentes de las distintas fases del sistema en función del tiempo

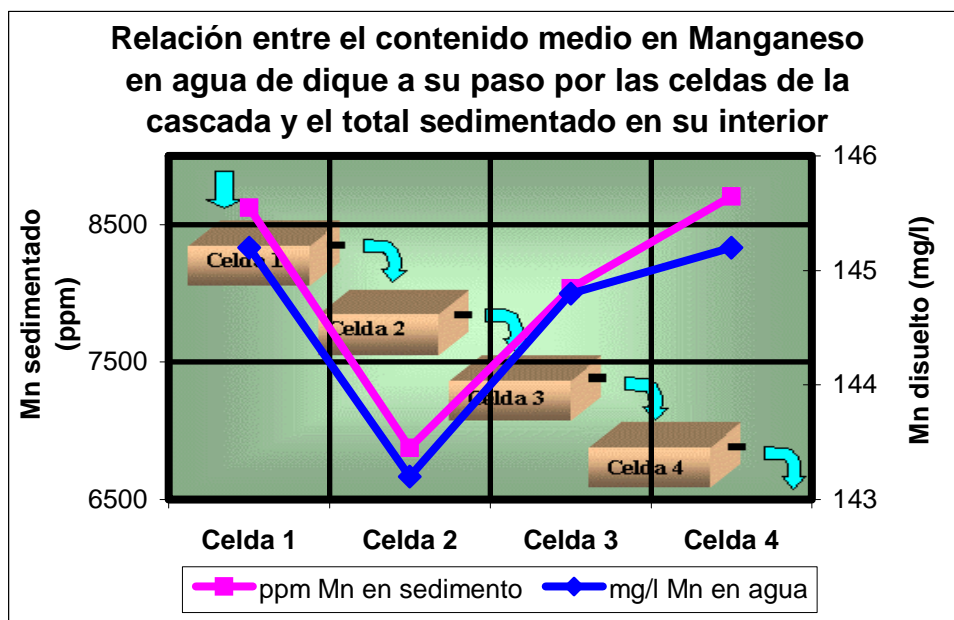


13.3.2. ANÁLISIS DE LOS SÓLIDOS SEDIMENTADOS EN LAS CELDAS DE OXIDACIÓN

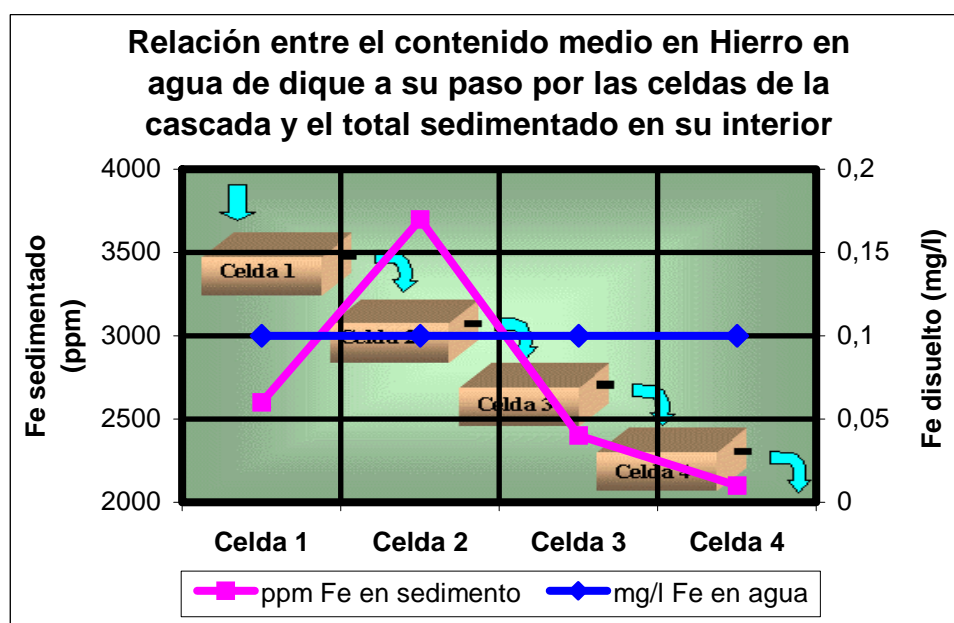
Como ya se ha comentado, los residuos que por precipitación fue dejando el agua al circular por los recipientes de oxidación, han sido analizados para conocer sus concentraciones en 32 elementos (tabla 13.3.2). También se han comparado, para cada metal analizado, las concentraciones medias del agua a su paso por cada una de las celdas y las correspondientes concentraciones del residuo precipitado en las mismas. Esto se muestra en las gráficas 13.3.2.a-e.

	Ag (ppm)	Al (%)	As (ppm)	Au (ppm)	B (ppm)	Ba (ppm)	Bi (ppm)	Ca (%)
Celda 1	<0,3	0,09	3	<2	4	11	<3	11,1
Celda 2	<0,3	0,17	6	<2	6	13	<3	7,17
Celda 3	<0,3	0,09	7	<2	4	8	<3	7,52
Celda 4	<0,3	0,05	4	<2	4	8	<3	5,44
	Cd (ppm)	Co (ppm)	Cr (ppm)	Cu (ppm)	Fe (%)	Hg (ppm)	K (%)	La (ppm)
Celda 1	2,0	10	7	20	0,26	8	0,13	1
Celda 2	1,0	10	6	19	0,37	12	0,13	1
Celda 3	2,2	12	4	16	0,24	12	0,12	<1
Celda 4	0,8	11	7	11	0,21	3	0,13	<1
	Mg (%)	Mn (ppm)	Mo (ppm)	Na (%)	Ni (ppm)	P (%)	Pb (ppm)	Sb (ppm)
Celda 1	5,55	8624	1	0,51	36	0,020	47	<3
Celda 2	4,97	6876	1	0,45	35	0,030	76	<3
Celda 3	5,29	8036	1	0,48	39	0,012	83	<3
Celda 4	6,16	8704	1	0,57	33	0,007	37	<3
	Sr (ppm)	Th (ppm)	Ti (%)	Tl (ppm)	U (ppm)	V (ppm)	W (ppm)	Zn (ppm)
Celda 1	470	<2	<,01	<5	1880	3	<2	269
Celda 2	237	<2	<,01	<5	1380	6	<2	289
Celda 3	283	<2	<,01	<5	1480	3	<2	445
Celda 4	216	<2	<,01	<5	1375	2	<2	174

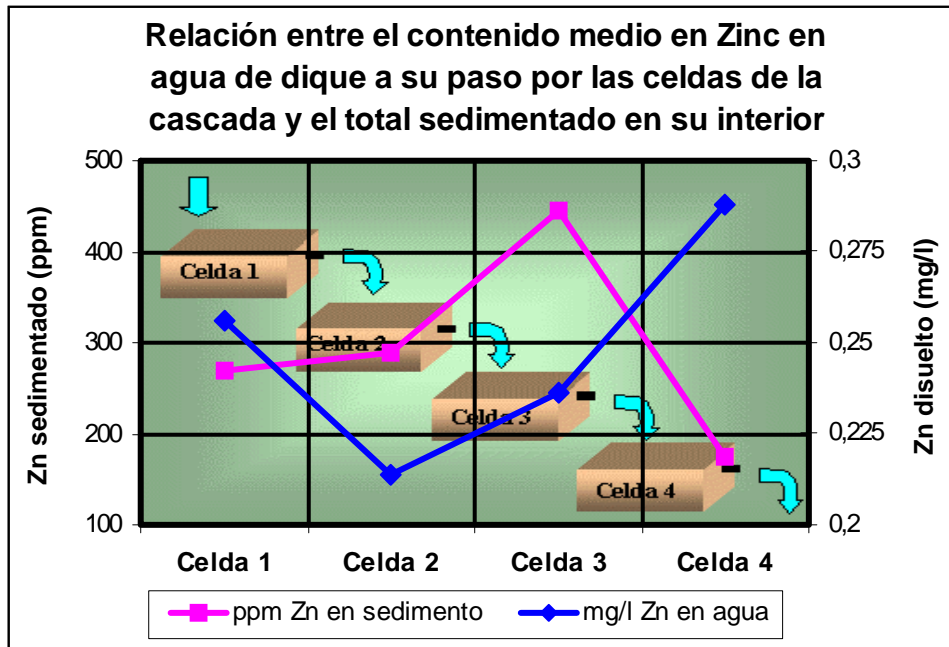
Tabla 13.3.2: Resultados analíticos de los sedimentos de las celdas de oxidación



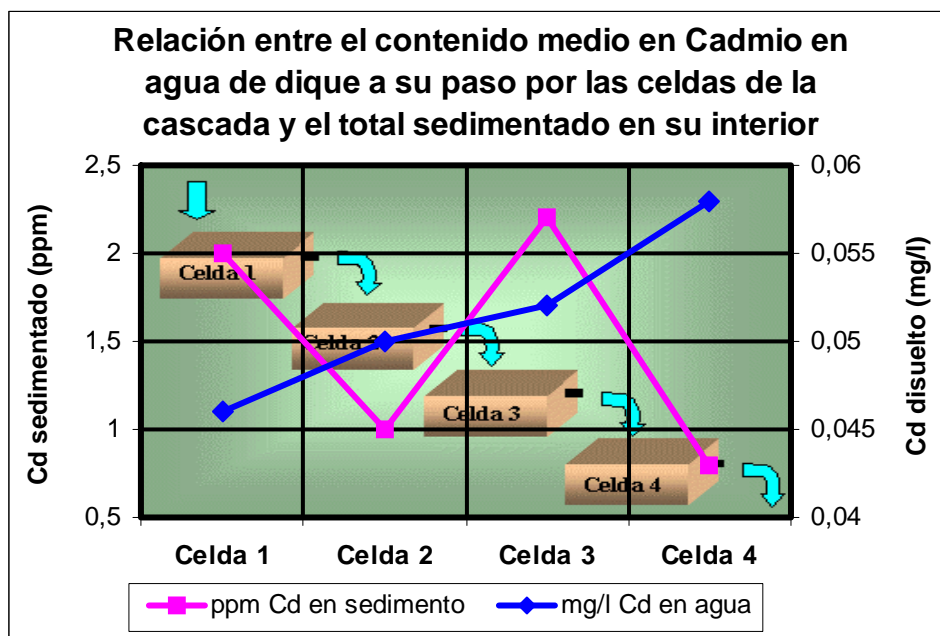
Graf. 13.3.2.a: Contenido en Mn en el efluente de las celdas de oxidación y en el sedimento de éstas



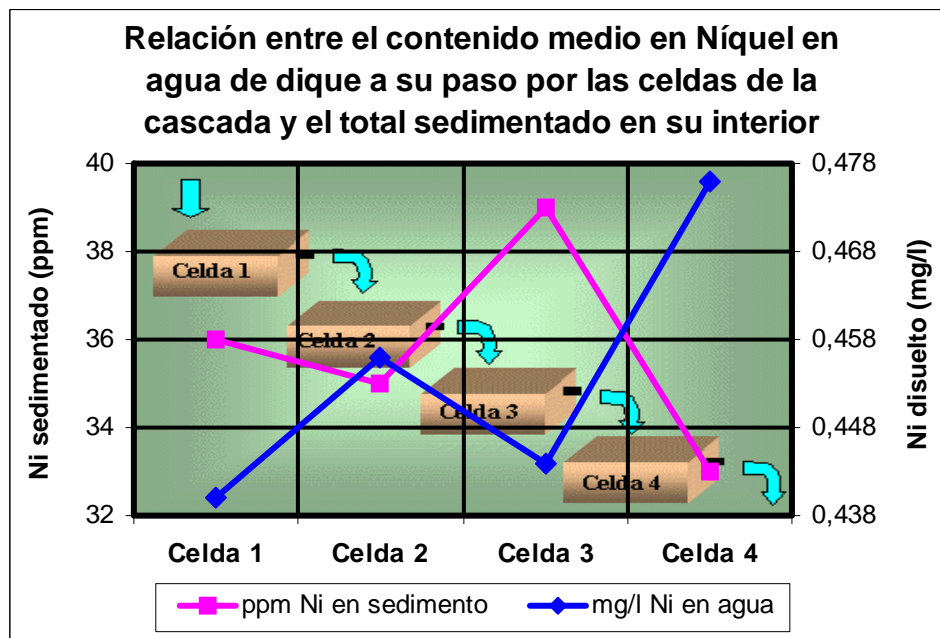
Graf. 13.3.2.b: Contenido en Fe en el efluente de las celdas de oxidación y en el sedimento de éstas



Graf. 13.3.2.c: Contenido en Zn en el efluente de las celdas de oxidación y en el sedimento de éstas



Graf. 13.3.2.d: Contenido en Cd en el efluente de las celdas de oxidación y en el sedimento de éstas



Graf. 13.3.2.e: Contenido en Ni en el efluente de las celdas de oxidación y en el sedimento de éstas



13.3.3. ANÁLISIS DE SUSTRATO

Los resultados del análisis multielemental del sustrato de relleno del humedal de laboratorio, realizados en muestras tomadas en distintos perfiles y a diferentes profundidades se exhiben en la tabla 13.3.3.

También se muestra una representación gráfica de los contenidos en ciertos elementos según un corte transversal del humedal de laboratorio, así como éstos comparados con los contenidos encontrados en los sedimentos de las celdas de la cascada para oxidación (Figs. 13.3.3.a-g).

Esta representación ayuda a comprender como se produce la deposición de cada uno de los metales a lo largo del sistema mixto, aunque de forma no homogénea, ya que en el caso del humedal, se representan los contenidos de un metal retenido en la matriz del sustrato respecto al total de dicho sustrato, y en el caso de las celdas, se representan los contenidos en el mismo metal respecto al total de lo que el agua ha sedimentado en su interior.



	Ag (ppm)			Al (%)		
	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	<0,3	<0,3	<0,3	0,24	0,12	0,11
PARTE INTERMEDIA	<0,3	<0,3	<0,3	0,11	0,11	0,1
PARTE PROFUNDA	<0,3	<0,3	<0,3	1,37	1,26	0,92
Compost original	<0,3			0,81		
	As (ppm)			Au (ppm)		
	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	17	6	3	<2	<2	<2
PARTE INTERMEDIA	3	125	<2	<2	<2	<2
PARTE PROFUNDA	15	641	6	<2	<2	<2
Compost original	<2			<2		
	B (ppm)			Ba (ppm)		
	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	10	7	7	35	21	20
PARTE INTERMEDIA	10	7	6	19	19	20
PARTE PROFUNDA	12	10	9	51	53	43
Compost original	4			58		
	Bi (ppm)			Ca (%)		
	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	<3	<3	<3	2,13	1,97	2,34
PARTE INTERMEDIA	<3	<3	<3	1,66	2,40	4,55
PARTE PROFUNDA	<3	<3	<3	2,21	2,32	3,50
Compost original	<2			1,07		
	Cd (ppm)			Co (ppm)		
	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	38,8	15,5	1,2	12	4	1
PARTE INTERMEDIA	0,9	3,0	0,6	4	2	1
PARTE PROFUNDA	1,4	1,5	0,6	5	5	3
Compost original	0,2			2		
	Cr (ppm)			Cu (ppm)		
	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	5	4	3	102	5	5
PARTE INTERMEDIA	5	4	2	7	6	9
PARTE PROFUNDA	16	17	11	16	14	11
Compost original	4			4		
	Fe (%)			Hg (ppm)		
	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	0,58	0,48	0,38	<1	<1	<1
PARTE INTERMEDIA	0,17	0,34	0,25	<1	2	<1
PARTE PROFUNDA	0,91	0,9	0,69	3	15	<1
Compost original	0,43			<1		
	K (%)			La (ppm)		
	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	0,04	0,08	0,17	14	8	8
PARTE INTERMEDIA	0,02	0,07	0,15	12	5	5
PARTE PROFUNDA	0,32	0,35	0,32	10	8	7
Compost original	0,04			5		

Tabla 13.3.3: Resultados analíticos elementales de muestras del sustrato del humedal



SISTEMAS DE TRATAMIENTO PASIVO PARA AGUAS ÁCIDAS DE MINA.
EXPERIENCIAS DE LABORATORIO, DISEÑO Y EJECUCIÓN.

Capítulo "SISTEMA MIXTO ALD-HUMEDAL DE LABORATORIO PARA AGUA DE MINA"

	Mg (%)			Mn (ppm)		
	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	1,81	0,54	0,20	5116	556	89
PARTE INTERMEDIA	1,20	0,58	0,20	4016	448	64
PARTE PROFUNDA	6,77	5,98	4,30	917	404	238
Compost original	0,12			87		
	Mo (ppm)			Na (%)		
	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	1	1	1	0,08	0,13	0,09
PARTE INTERMEDIA	1	4	4	0,07	0,23	0,36
PARTE PROFUNDA	2	4	3	1,16	0,78	1,28
Compost original	1			0,06		
	Ni (ppm)			P (%)		
	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	<0,3	<0,3	<0,3	0,097	0,063	0,067
PARTE INTERMEDIA	<0,3	<0,3	<0,3	0,061	0,053	0,065
PARTE PROFUNDA	0,6	<0,3	<0,3	0,043	0,056	0,055
Compost original	7			0,037		
	Pb (ppm)			Sb (ppm)		
	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	75	15	20	<3	<3	<3
PARTE INTERMEDIA	23	15	19	<3	<3	<3
PARTE PROFUNDA	18	39	23	<3	<3	<3
Compost original	13			<2		
	Sr (ppm)			Th (ppm)		
	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	186	102	119	<2	<2	<2
PARTE INTERMEDIA	166	98	144	<2	<2	<2
PARTE PROFUNDA	127	108	127	<2	<2	<2
Compost original	17			<2		
	Ti (%)			Tl (ppm)		
	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	<0,01	<0,01	<0,01	<5	<5	<5
PARTE INTERMEDIA	<0,01	<0,01	<0,01	<5	<5	<5
PARTE PROFUNDA	0,03	0,03	0,02	<5	<5	<5
Compost original	0,01			<5		
	U (ppm)			V (ppm)		
	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	100	<8	<8	7	5	5
PARTE INTERMEDIA	<8	<8	<8	3	5	4
PARTE PROFUNDA	9	<8	<8	22	22	17
Compost original	<5			5		
	W (ppm)			Zn (ppm)		
	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda	1ª Celda	6ª Celda	14ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	<2	2	3	3544	3010	2160
PARTE INTERMEDIA	2	2	3	710	1211	2656
PARTE PROFUNDA	<2	<2	<2	766	4301	3018
Compost original	<2			50		



Distribución de contenido en Mn (ppm) en una sección del sustrato del "humedal de laboratorio" y en el material sedimentado en las celdas

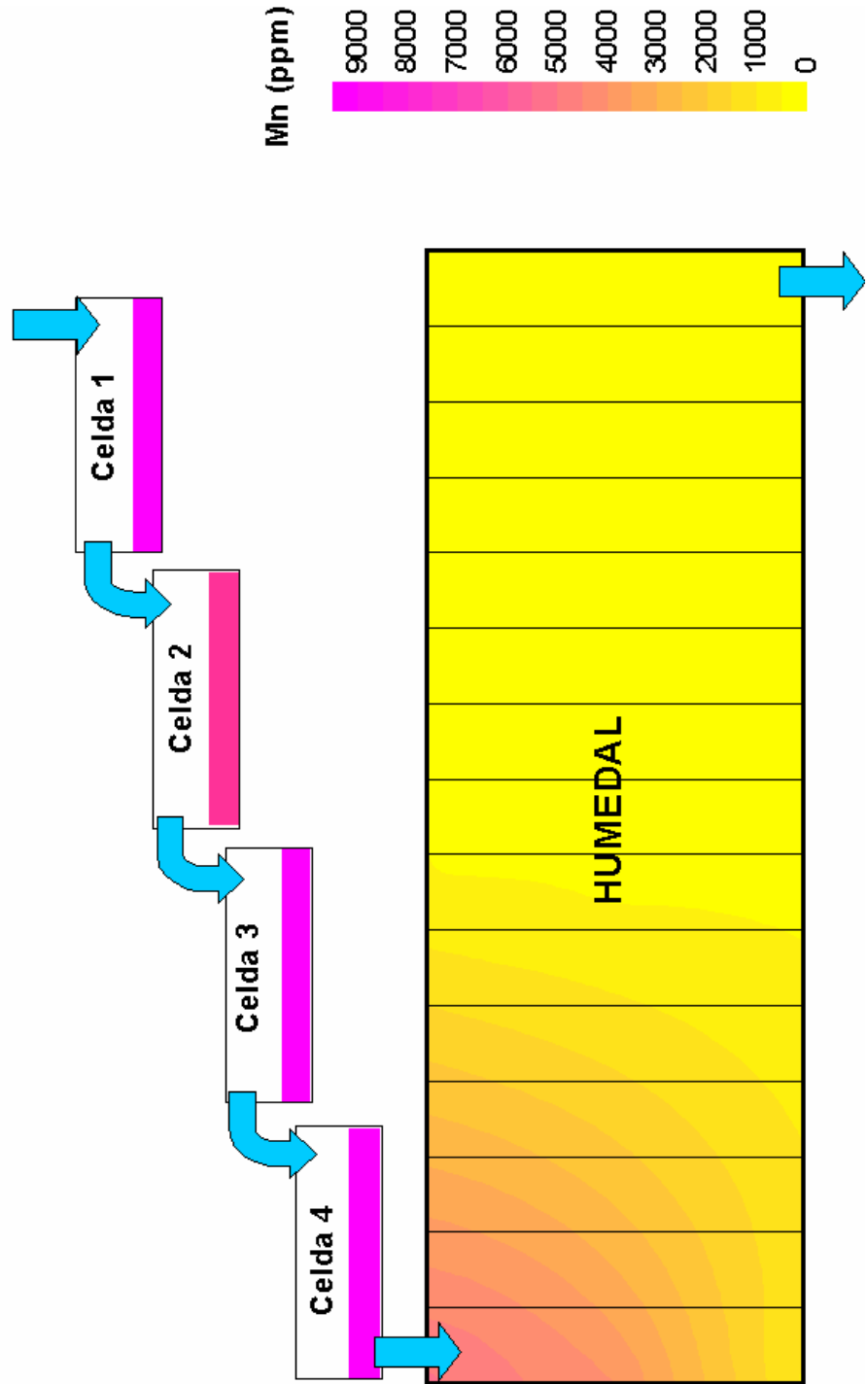


Fig. 13.3.3.a



Distribución de contenido en Fe (%) en una sección del sustrato del "humedal de laboratorio" y en el material sedimentado en las celdas

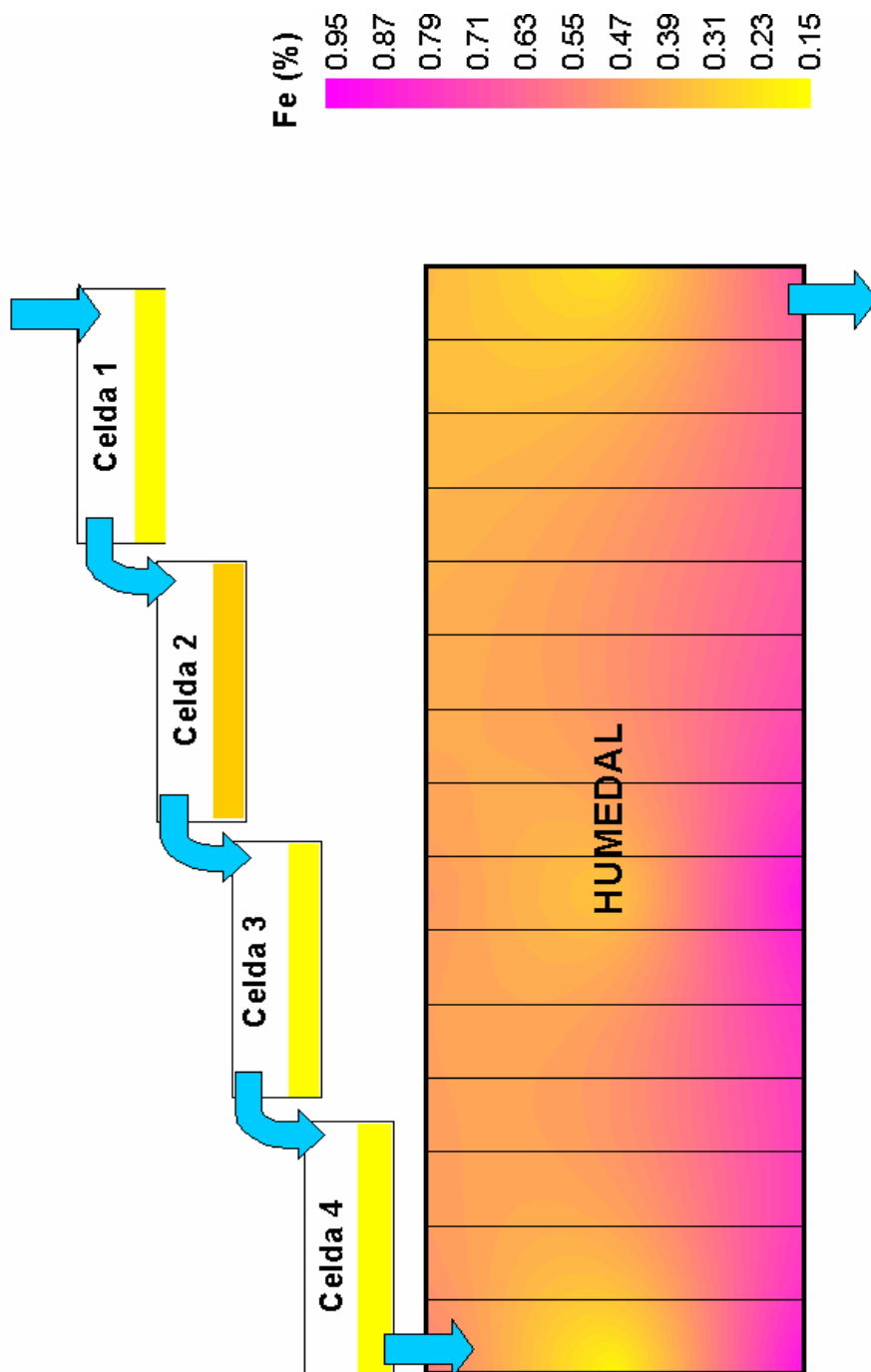


Fig. 13.3.3.b



Distribución de contenido en Zn (ppm) en una sección del sustrato del "humedal de laboratorio" y en el material sedimentado en las celdas

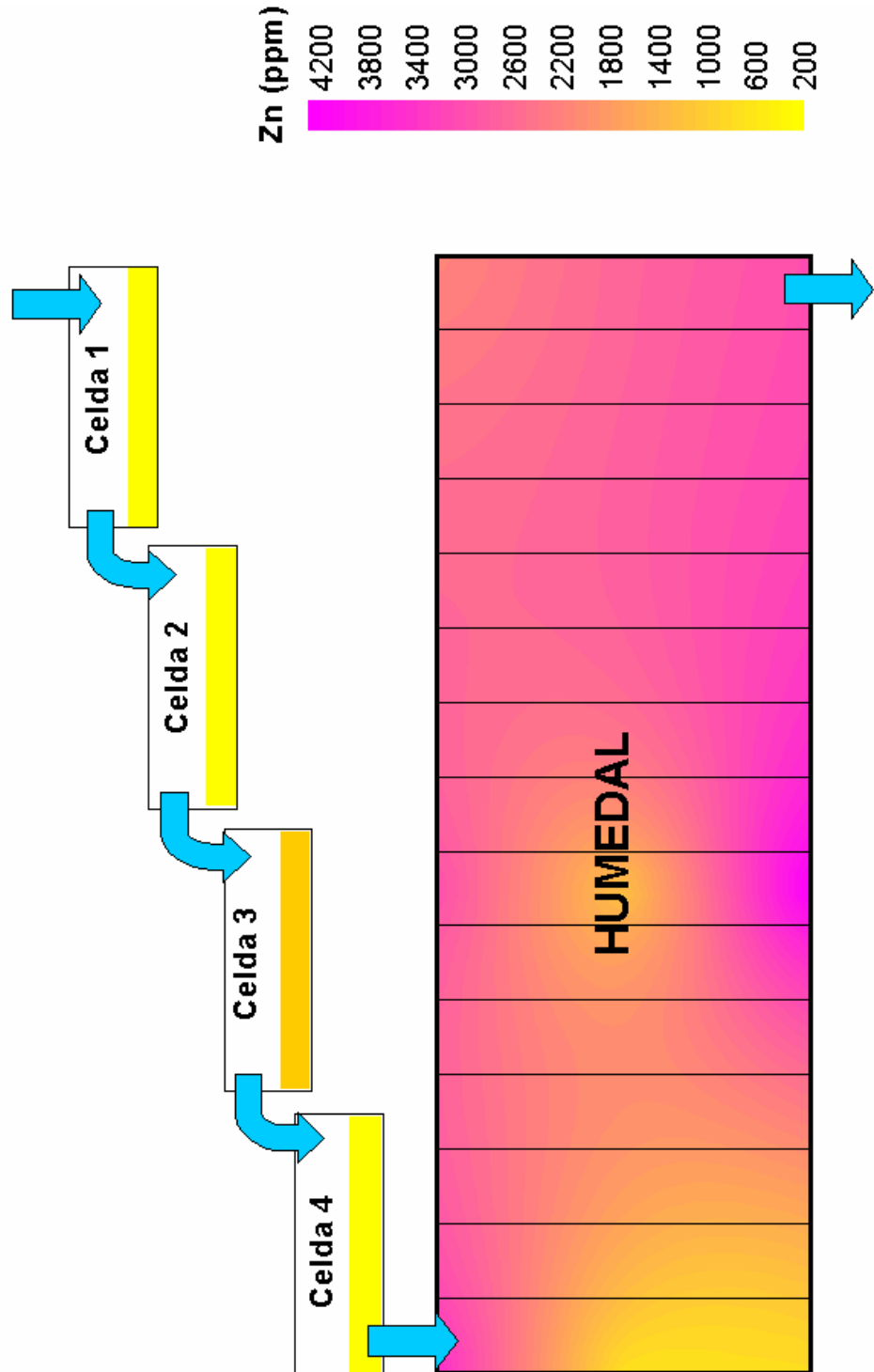


Fig. 13.3.3.c



Distribución de contenido en Fe (%) en una sección del sustrato del "humedal de laboratorio" y en el material sedimentado en las celdas

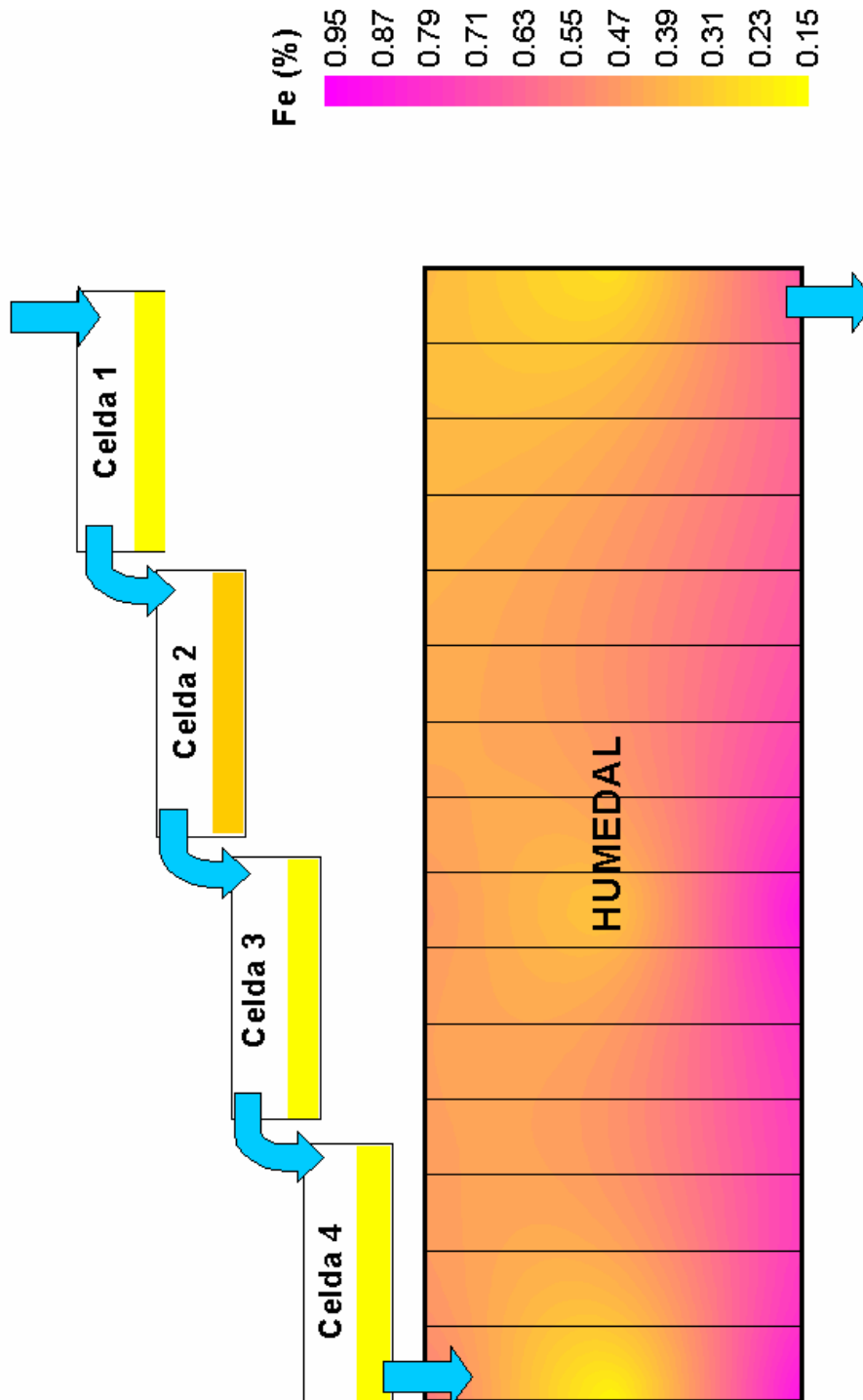


Fig. 13.3.3.d



Distribución de contenido en Ni (ppm) en una sección del sustrato del "humedal de laboratorio" y en el material sedimentado en las celdas

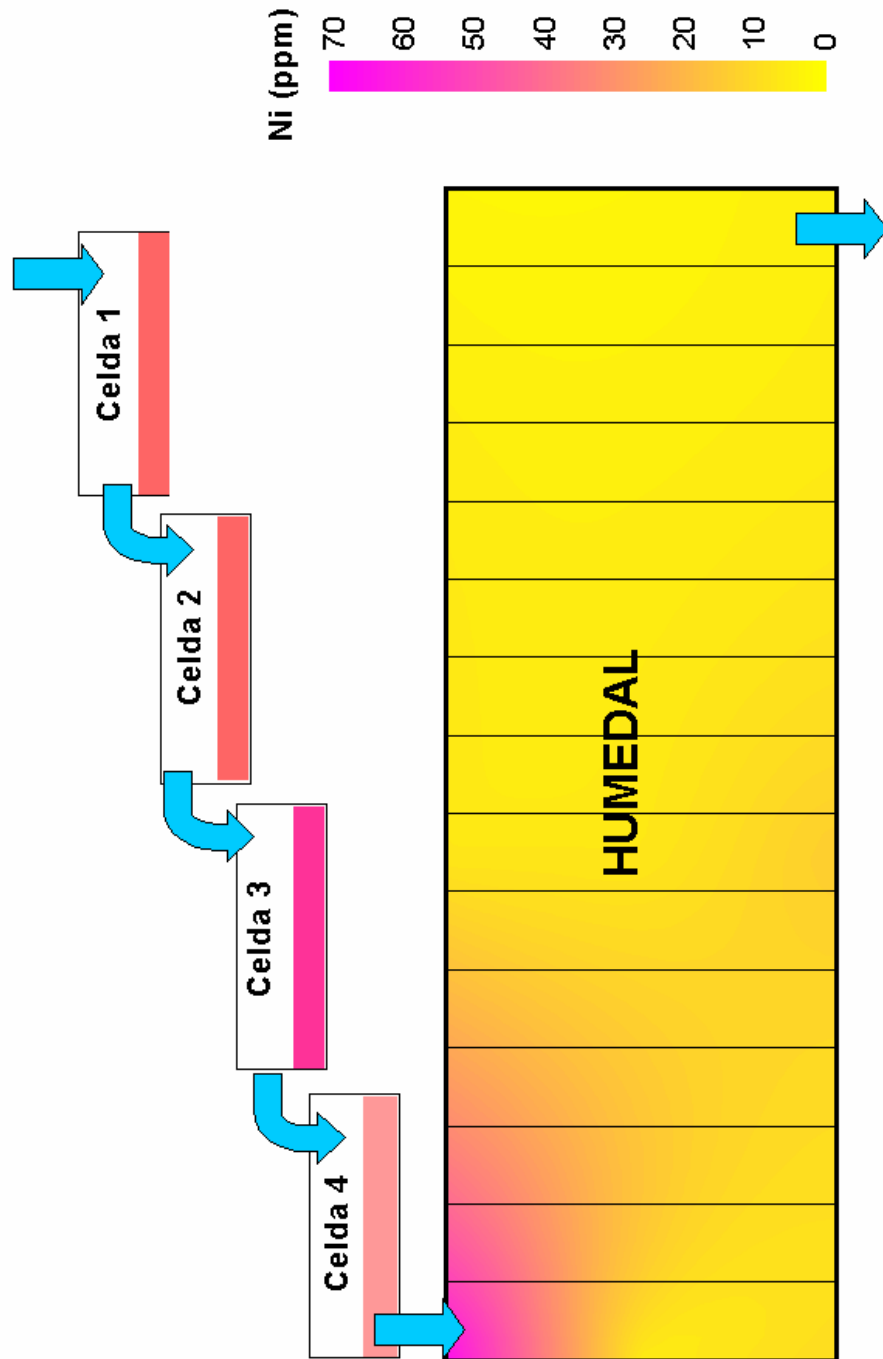


Fig. 13.3.3.e



Distribución de contenido en Cu (ppm) en una sección del sustrato del "humedal de laboratorio" y en el material sedimentado en las celdas

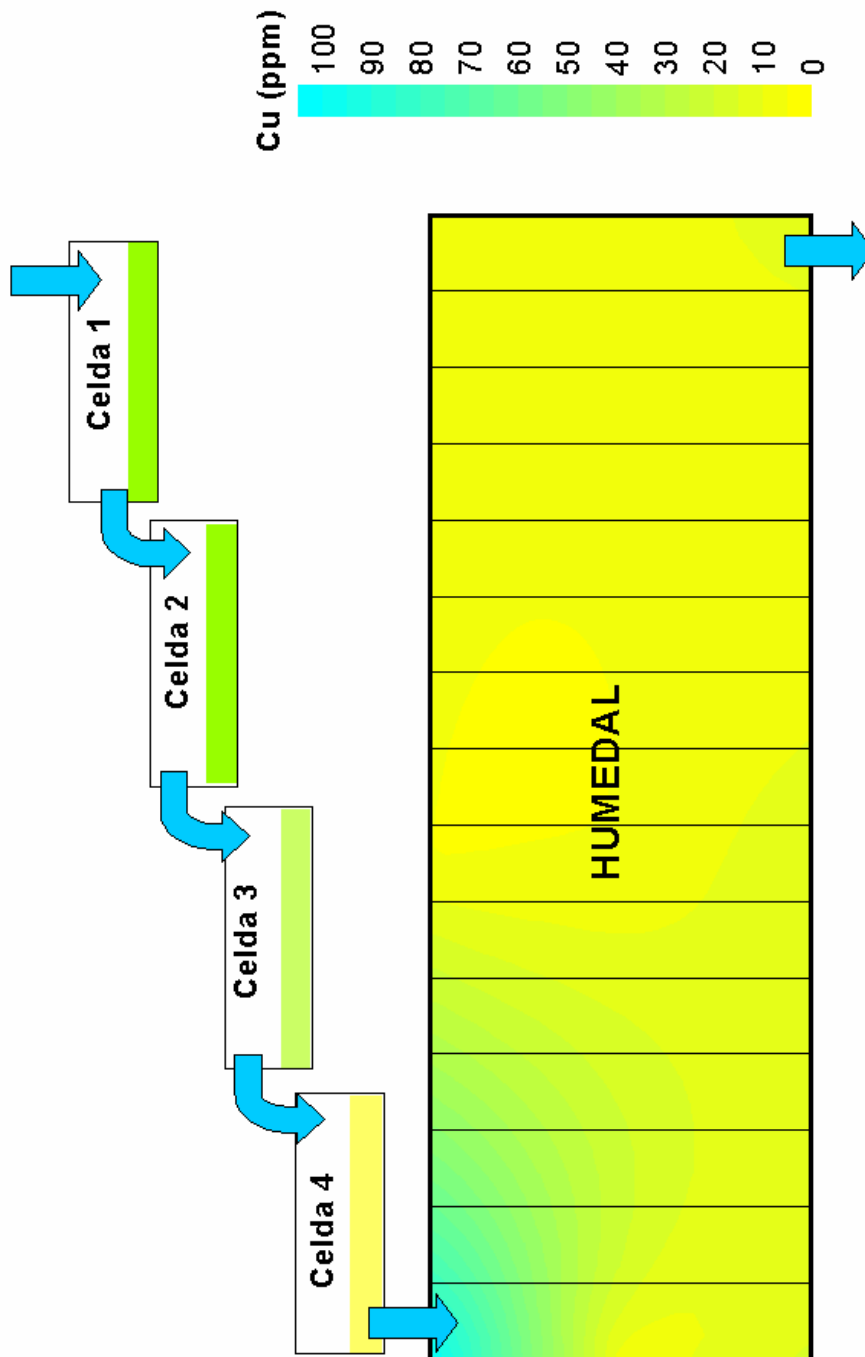


Fig. 13.3.3.f



Distribución de contenido en Ca (%) en una sección del sustrato del "humedal de laboratorio" y en el material sedimentado en las celdas

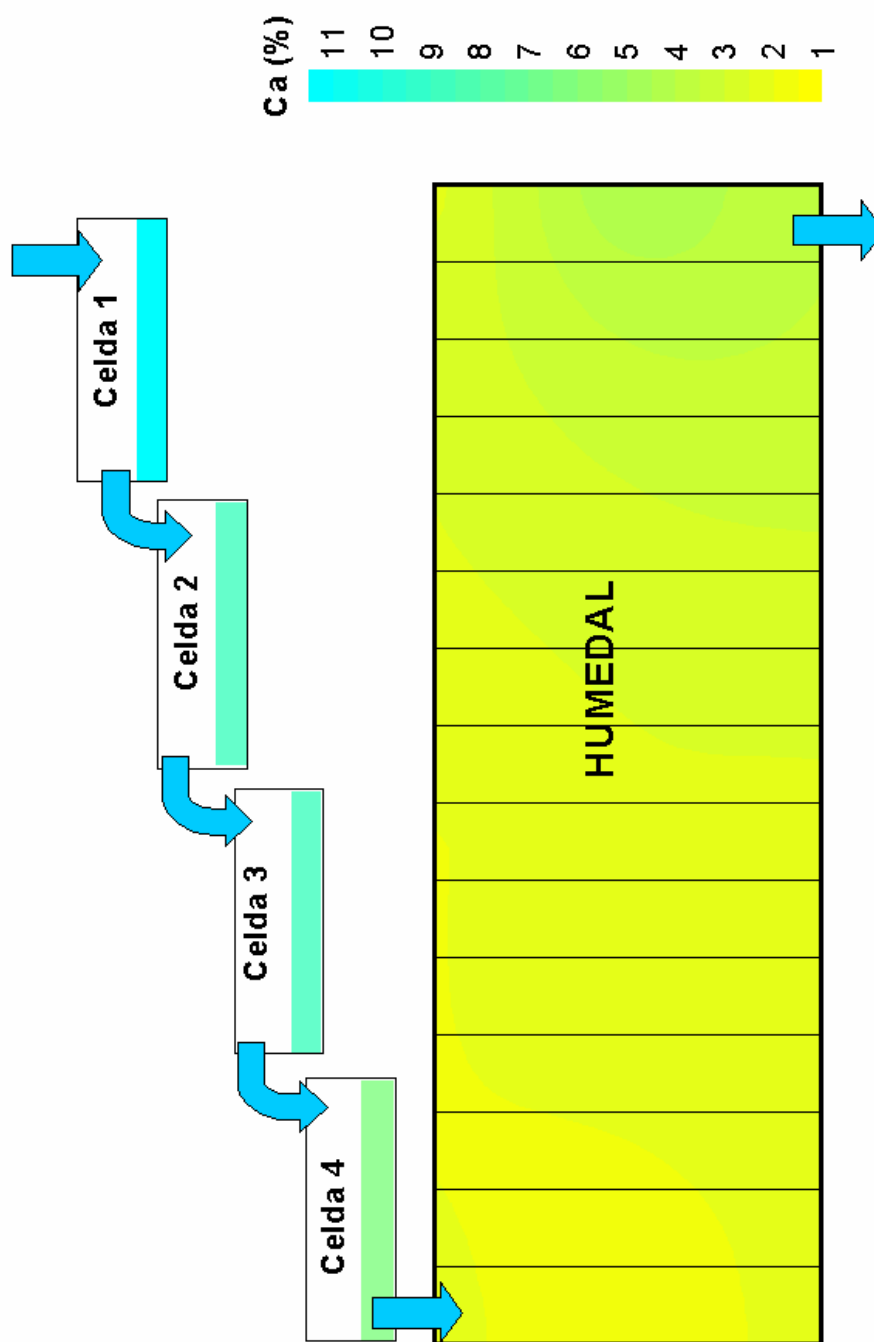


Fig. 13.3.3.g



13.4. CONCLUSIONES

Los **resultados** conseguidos mediante la aplicación del sistema mixto “ALD-Humedal” de laboratorio se pueden considerar satisfactorios, puesto que se han podido alcanzar importantes mejoras en la calidad del efluente de dicho sistema. Las reducciones medias obtenidas en dicho efluente con respecto al influente al sistema, se pueden resumir de la forma:

- Incremento de 2 mg/l/día de **alcalinidad** expresada como CaCO_3 (según Hedin *et al.*, 1993). La alcalinidad del efluente final del sistema no pudo ser determinada por su turbidez.
- Reducción de la **acidez** calculada en un 99%
- Reducción del contenido en **sulfatos** en un 87%
- Reducción del contenido en **manganeso** en un 99%
- Reducción del contenido en **hierro** en un 73%
- Reducción del contenido en **cadmio** en un 41%
- Reducción del contenido en **níquel** en un 93%
- Incremento de **pH** en 2.4 unidades
- Descenso del **Potencial Redox** en 240 mV (hasta alcanzar valores negativos)

Los contenidos en aluminio son prácticamente nulos en todos los análisis realizados. En el caso del zinc se han registrado incrementos de su contenido tras el paso por el humedal de laboratorio, pasando de un contenido medio inicial de 0.1 mg/l en el agua de dique empleada a los 10 mg/l de media en el efluente. Esto es debido al aporte de zinc por parte del sustrato orgánico del humedal (unos 50



mg/kg), que es lixiviado por el agua que lo atraviesa. Sin embargo, este incremento no conduce a valores excesivamente elevados y dado su origen, es de esperar que esta tendencia se vaya aminorando con el paso del tiempo.

En definitiva, se puede resumir la **calidad media del efluente** del sistema empleado en esta experiencia, como sigue:

Alcalinidad	Acidez Calc.	pH	Eh	Sulfatos	Mn	Fe	Zn	Al	Cd	Ni
mg/l CaCO ₃	mg/l CaCO ₃	unidades	mV	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
50	2	7	-27	759	0,8	0,4	10,5	0	0,03	0,03

Tabla 13.4: Contenidos medios del efluente del sistema híbrido ALD-humedal de laboratorio para agua de mina real

Los valores anteriormente mostrados cumplen perfectamente los requisitos de calidad exigidos para el vertido en nuestro país (Ley de Aguas 29/1985), mientras que el agua de mina utilizada en esta experiencia (agua de dique) presenta valores superiores a estos límites en varios de los parámetros analizados (pH, acidez, contenido en sulfatos, Mn y Fe).

Tanto el incremento de **pH** como el de **alcalinidad** tienen lugar fundamentalmente en el interior del sistema ALD, alcanzándose valores neutrales de pH a la salida de éste. Por el contrario, el contenido en **acidez** calculada permanece más o menos constante durante el paso por el sistema ALD y el sistema de balsas de aireación en cascada, para reducirse de forma acusada en el interior del humedal de laboratorio. Puede apreciarse una ligera reducción del pH tras el paso por las celdas de aireación, y ello puede ser debido a los fenómenos de oxidación e hidrólisis del



hierro disuelto, cuyo resultado neto es la producción de protones y por consiguiente, pueden causar un descenso de acidez protónica o pH.

La distribución de los valores de pH medido sobre la superficie del sustrato orgánico, dentro de las diferentes secciones del humedal, sigue una tendencia descendente en las tres primeras secciones (donde llega a disminuir una unidad frente al pH de entrada al humedal) para luego volver a incrementarse progresivamente hasta la última de las secciones. Esto ha de ser ocasionado por el mismo fenómeno ya descrito de oxidación y consiguiente precipitación de óxidos e hidróxidos metálicos sobre la superficie del humedal, lo cual provoca un descenso de pH. A diferencia de lo ocurrido en la experiencia 10, en este caso no se ha observado la aparición de una costra visible de dichos óxidos (ocre) sobre la superficie de la primera parte del humedal, reduciendo su parte útil. Ello es debido a que el contenido metálico de el agua de dique empleada en esta experiencia es muy inferior al del agua de corta que se empleara en la anterior experiencia. Además, los dispositivos ALD y cascada de oxidación, contribuyen respectivamente a que el agua aumente su pH y precipite parte de sus metales antes de penetrar en el humedal de laboratorio. Estos dispositivos adicionales se introdujeron en esta experiencia precisamente para evitar el problema comentado, y queda patente que han desempeñado bien su función.

Aunque al principio de la experiencia los valores de **Potencial Redox** medidos se mantienen relativamente constantes durante las distintas etapas, posteriormente se aprecia que éstos sufren una primera reducción de un 40% a su paso por el sistema ALD y un posterior incremento de un 20% tras atravesar todas las balsas de aireación, para finalmente reducirse de nuevo, esta vez dramáticamente hasta alcanzar valores muy negativos. Toda esta evolución es lógica y viene a



comprobar la existencia de condiciones reductoras en el interior de ALD y humedal y las condiciones oxidantes presentes en la cascada de celdas de “oxidación”. Sin embargo, las condiciones dentro del sistema ALD no parecen ser tan reductoras como cabría esperarse. Además, el valor del Eh medido a la salida de este sistema, parece aumentar con el tiempo, mientras que pH y alcalinidad presentan una ligera tendencia decreciente con el tiempo en el efluente del ALD, lo cual apunta hacia una posible reducción de la efectividad de dicho sistema.

El Potencial Redox medido en la parte superficial del sustrato orgánico presenta una tendencia progresivamente decreciente a lo largo de las distintas celdas del humedal según la dirección de flujo, a excepción de las dos últimas donde tiende a incrementarse. En las celdas intermedias del humedal han llegado a medirse valores de Eh de hasta -300 mV, que demuestra la presencia de condiciones altamente reductoras en su interior.

La concentración de **sulfatos** analizados en el agua no sufre ninguna variación durante su paso por el interior del ALD. Sin embargo, a la salida de éste el agua muestra una leve tendencia a incrementar su contenido en sulfatos al recorrer las celdas de la cascada. Finalmente, este contenido es enormemente reducido (en un promedio de 87%) tras el paso por el humedal, llegando a obtenerse valores en torno a los 700 mg/l. En ninguna otra experiencia se habían alcanzado contenidos tan bajos.

Es de destacar que los valores de pH y Eh medidos en el interior del sustrato orgánico, así como el resto de condiciones, encajan dentro de los idóneos para el desarrollo de las bacterias sulfato-reductoras, por lo que no es de extrañar que éstas hayan hecho su trabajo.



El **manganeso** disuelto no resulta afectado en modo alguno a su paso por el ALD. Es bien conocido que la precipitación de este elemento es difícil y tardía, con frecuencia –y tal como se demostró en la experiencia 10- posterior a la deposición del hierro presente en disolución. Los contenidos en manganeso de las muestras tomadas en las celdas de la cascada son elevados, presentando una muy ligera disminución a la altura de la segunda de ellas; el análisis del residuo sedimentado en estas celdas posee un elevado porcentaje relativo de Mn. Por último, la concentración del influente al humedal es 186 veces superior a la del agua de salida del mismo, lo cual indica que la casi totalidad del Mn queda retenido en el interior del sustrato orgánico. El análisis de este sustrato revela que además, esta retención se ha producido en la primera parte del humedal (2-3 primeras secciones). Esto difiere de lo encontrado en la experiencia 10, en la que el Mn se depositaba en la segunda mitad del humedal, dado que el hierro lo había hecho ya sobre la superficie de la primera mitad. De forma similar, en este caso el Mn también sucede en su precipitación al hierro –cuyo contenido es mucho menor que en la anterior experiencia- el cual ya había sido eliminado en fases previas (ALD).

Como ya se ha comentado, el **hierro** disuelto en el agua de dique no presenta valores muy elevados y durante el tratamiento, es en casi su totalidad eliminado en el interior del ALD. Resulta conocido que la acidez del agua de mina se reduce en los sistemas ALD mediante la reducción de la acidez protónica (H^+) y la precipitación de hierro, aluminio y manganeso, por este orden. Esto concuerda con los resultados obtenidos, ya que solamente el 7% del hierro que penetra en el sistema ALD sale del mismo, quedándose el 93% restante en su interior. En el agua utilizada se ha visto que no existe **aluminio**, y ya se ha explicado que el Mn es reducido con posterioridad.



En cuanto al análisis realizado en sólidos, los resultados muestran que el porcentaje relativo de hierro dentro de las celdas de la cascada es escaso, ya que el contenido de dicho elemento en el agua que las atravesó también lo era. Por otro lado, el sustrato orgánico y la bentonita dispuestas dentro del humedal poseen un cierto contenido en Fe, que son los causantes de que el efluente del sistema presente una concentración en dicho elemento ligeramente superior a la del agua que alimenta al humedal.

El contenido en **zinc** del influente es reducido. No se pueden apreciar por tanto grandes oscilaciones, salvo el incremento del contenido en Zn tras atravesar el sustrato orgánico, que ya ha sido anteriormente comentado en este capítulo. A su paso por la cascada, el agua no experimenta grandes cambios en cuanto a su concentración en Zn. Únicamente se puede comentar que se observa una cierta tendencia de comportamiento inverso entre la cantidad de Zn disuelta en el agua a su paso por las celdas de oxidación y la fracción de Zn del total sedimentado en cada una de ellas, es decir, que cuanto más Zn se ha sedimentado, menos Zn viajará disuelto.

Tanto el **cadmio** como el **níquel** son poco abundantes en el agua utilizada en la experiencia. Ambos permanecen en concentraciones más o menos constantes hasta llegar al humedal, donde son rápidamente depositados (sobre la superficie de sus tres primeras secciones). En el caso del níquel se puede apreciar claramente la relación inversa (ya comentada para el Zn) entre Ni disuelto y Ni depositado en cada una de las celdas de la cascada de oxidación, encontrándose un coeficiente de correlación de (-0.81).



En definitiva, se puede concluir que el tipo de sistema híbrido de tratamiento pasivo, que combina las unidades ALD, cascada de oxidación y humedal de sustrato orgánico, resulta un ser método **eficaz** y económico para el tratamiento satisfactorio del agua de dique.

14. Experiencia XII

Sistema mixto: “ALD-celdas de oxidación-humedal de laboratorio” para agua de mina sintética



14. EXPERIENCIA XII: *SISTEMA MIXTO: “ALD-CELDA DE OXIDACIÓN-HUMEDAL DE LABORATORIO” PARA AGUA DE MINA SINTÉTICA*

14.1. DESCRIPCIÓN

En esta experiencia se ha utilizado el mismo sistema híbrido que tan buenos resultados había permitido obtener en la anterior experiencia 11. Sin embargo, en este caso se ha utilizado para la alimentación del sistema un agua de mina sintética, que fue preparada en el laboratorio con unas determinadas concentraciones prefijadas, con las consiguientes ventajas:

- Conveniencia, comodidad y facilidad de manejo, ya que al obtenerse el agua *in situ*, se evitan las molestias y costes generados en la adquisición y transporte del agua desde la mina hasta el laboratorio, así como su posterior almacenamiento en éste.
- Rigurosidad en los resultados, ya que el agua sintética posee unos contenidos químicos fijos, mientras que el agua de mina real puede presentar grandes variaciones en su calidad química. Además, el agua sintética se va preparando a medida que es necesaria, evitando así las alteraciones (precipitación de metales, oxigenación, etc.) producidas en el agua real durante los a veces largos periodos de transporte y almacenamiento hasta su utilización.



- Economía, ya que en este caso ya no es necesario realizar muchos análisis para caracterizar el agua de mina, puesto que ya se conocen las concentraciones de partida de los elementos con los que el agua sintética ha sido “dopada”.

Por otro lado, el agua sintética presenta la desventaja de ser un agua “artificial”, por lo que en una posible aplicación a un caso real concreto, resulta menos representativa que si se tratase de agua de mina real. A la hora de extrapolar resultados de experiencias de laboratorio para la construcción de un sistema de tratamiento de aguas de mina a escala piloto *in situ*, por ejemplo, siempre resulta más recomendable tratar de reproducir lo mejor posible todas las características del agua a tratar, dada la frecuente complejidad química del agua de mina real. Esto es lo que se ha aplicado en las once experiencias anteriores.

El sistema utilizado en este caso consta una vez más de las siguientes unidades conectadas en serie (Foto 14.1.b):

- **“ALD de laboratorio”**

Se trata del mismo sistema “ALD” (Anoxic Limestone Drainage) a escala de laboratorio, que se había empleado en la experiencia anterior, al cual se alimenta por gravedad el agua de mina sintética desde un depósito elevado. Con esta unidad se pretende generar alcalinidad y neutralizar el agua de mina a tratar. Sin embargo, como ya se ha comentado, estos sistemas poseen algunas limitaciones que impiden que su uso sea recomendable en ciertas ocasiones. Tal es el caso de las aguas de mina con altos contenidos en hierro férrico, aluminio u oxígeno disuelto. En presencia de oxígeno (anaerobiosis incompleta) la caliza se recubre de óxidos de



hierro que la vuelven inefectiva y por otro lado, la presencia de aluminio resta permeabilidad al sistema ALD. Algunos de estos problemas se han podido comprobar durante la experiencia que se describe.

La misma columna que se había empleado en la experiencia 11 sirve en este caso también como unidad “ALD de laboratorio”. La caliza de relleno posee idénticas características (“trito” de 12-20 mm de diámetro, con porosidad cercana al 50%)

- **Celdas de oxidación en cascada**

Dispuestas a continuación de la columna que hace las veces de ALD, se encuentran unas celdas en cascada, idénticas a las de la anterior experiencia. Por ellas pasará el agua pre-tratada en el ALD, con el objetivo de oxigenarse y precipitar como óxidos los metales que lleve disueltos. Desde la última de estas celdas, el agua es vertida dentro del humedal de laboratorio.

- **“Humedal de laboratorio”**

Es idéntico al empleado en las dos previas experiencias. En función de lo obtenido en la experiencia 11, donde la reducción de hierro y otros metales del agua tenía lugar fundamentalmente antes de la penetración de ésta en el humedal de laboratorio, evitándose así el recubrimiento con óxidos de la parte superficial del sustrato orgánico, -con la subsiguiente pérdida de efectividad de éste- en este caso, la entrada del agua al humedal ya no es de tipo subsuperficial. Se ha eliminado, por tanto, el pequeño tubo plástico que conectaba la última de las celdas de la cascada y penetraba en el interior del sustrato del humedal por su otro extremo. En su lugar, el agua es vertida directamente en el interior de la primera sección del humedal, lo cual supone un escalón más en la cascada.



Una fina capa de bentonita fue también colocada en este caso sobre el fondo del humedal y como sustrato orgánico se empleó una vez más compost (tierra vegetal comercializada para usos comunes en jardinería), junto con una capa superficial de materia vegetal vascular (ejemplares troceados de *typha*) y grava caliza dispersa por la totalidad del sustrato de relleno del humedal (Foto 14.1.a).



Foto 14.1.a: Relleno del humedal de laboratorio con compost y grava caliza dispersa

Como ya se ha indicado, el agua empleada en esta experiencia corresponde a agua de mina sintética, cuyas características químicas fueron establecidas de la siguiente forma:



pH	Acidez Calc.	Sulfatos	Mn	Fe	Al
unidades	mg/l CaCO ₃	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
3	440	6000	200	15	50

Tabla 14.1: Parámetros químicos prefijados para el agua de mina sintética usada en la experiencia 12

El resto de variables de funcionamiento del sistema (caudal, tiempo de residencia, regulación del flujo, dirección y sentido de circulación, etc.) se han mantenido constantes e idénticas a las correspondientes a la experiencia 11. Esta experiencia comenzó el día 9-7-98 y se prolongó durante 86 días, hasta el 4-9-98.

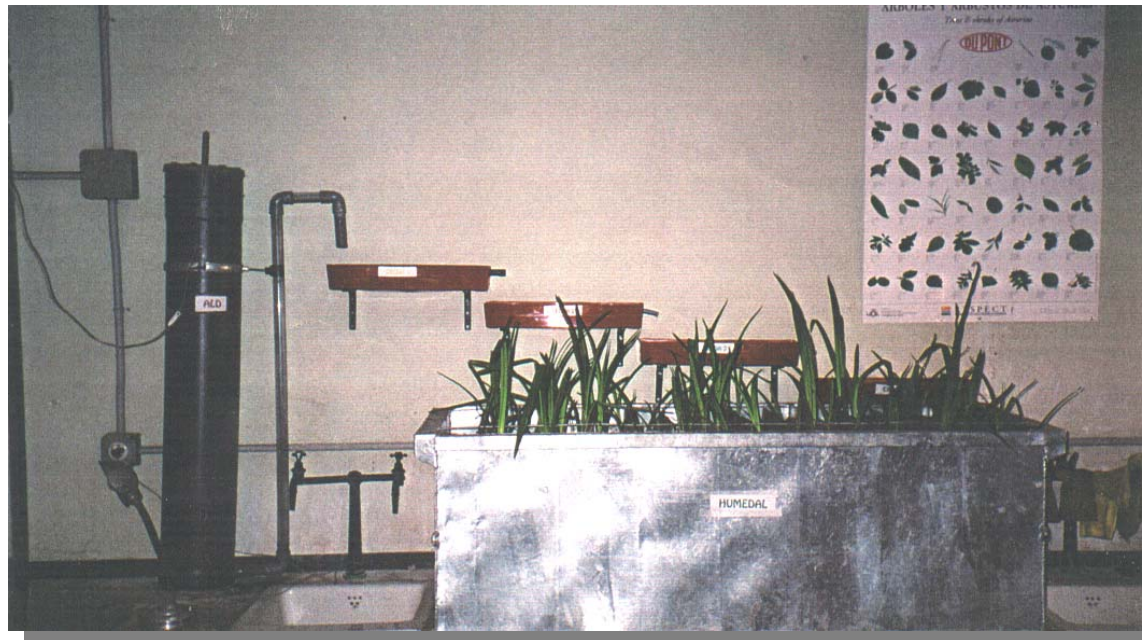


Foto 14.1.b: Vista del sistema mixto “ALD-cascada de oxidación-humedal” de laboratorio



Foto 14.1.c: Detalle de los vegetales plantados en el humedal de laboratorio



14.2. MUESTREO Y ANÁLISIS

Para la monitorización del sistema se ha realizado toma de muestras previa y posteriormente a cada una de las etapas que constituyen el mismo -del mismo modo que se había hecho en la anterior experiencia-, haciendo un total de siete puntos de muestreo. Salvo un intervalo de 20 días sin recogida de muestra, la periodicidad de muestreo ha sido semanal.

En cada una de estas muestras fueron analizadas las concentraciones en sulfatos y cada uno de los tres metales con los que fue preparada el agua sintética. También se ha calculado la acidez –expresada como mg/l de CaCO_3 - de cada muestra y con cierta frecuencia se han medido pH, y Potencial Redox (Eh) en todas y cada una de las fases, incluyendo las balsas de aireación y cada una de las celdas en las que está dividido el humedal.

A diferencia de la anterior, en esta experiencia no se ha analizado el sustrato orgánico dispuesto dentro del humedal. Sin embargo, sí que ha sido analizado el residuo sedimentado en el interior de cada una de las balsas de oxidación que constituyen la cascada. Dada la escasa altura de éstas, una vez finalizada la experiencia, ha sido sencillo recuperar este sedimento por simple evaporación. Para su análisis se ha seguido el mismo método que se había empleado para los sólidos de anteriores experiencias.

14.3. RESULTADOS



Tras 86 días de funcionamiento, y siendo la primera y última fecha de muestreo igual a 23-7-98 y 2-9-98, respectivamente, se han obtenido los siguientes resultados para la experiencia 12:

14.3.1. ANÁLISIS DE AGUAS

En la tabla 14.3.1 se muestran los resultados obtenidos en cuanto a acidez calculada (expresada como mg/l de CaCO_3) y contenidos en sulfatos y en los metales: manganeso, hierro total (mg/l) y aluminio (mg/l) de las muestras de agua recogidas. Estos últimos parámetros sólo han sido analizados en el influente y efluente al sistema correspondientes a los tres primeros días de muestreo.

Los puntos de toma de muestra que aparecen referenciados en tablas y gráficas, corresponden a los siguientes:

1. Influyente = Entrada a ALD de laboratorio
2. Salida de ALD de laboratorio = Entrada Celda de oxidación 1
3. Salida Celda de Oxidación 1 = Entrada Celda de oxidación 2
4. Salida Celda de Oxidación 2 = Entrada Celda de oxidación 3
5. Salida Celda de Oxidación 3 = Entrada Celda de oxidación 4
6. Salida Celda de Oxidación 4 = Entrada Humedal de laboratorio
7. Salida Humedal de laboratorio = Efluente del sistema



23/07/98					
	Acidez Calc.	Sulfatos	Mn	Fe	Al
	mg/l CaCO ₃	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Influente=Entrada ALD	690,7	4850	198,0	15,6	50,0
Salida ALD	257,5				
Salida Celda 1	271,1				
Salida Celda 2	245,6				
Salida Celda 3	273,0				
Sal.Celda 4=Entr.Humedal	274,7				
Efluente Humedal	3,1	4607	1,5	0,1	0,2
31/07/98					
	Acidez Calc.	Sulfatos	Mn	Fe	Al
	mg/l CaCO ₃	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Influente=Entrada ALD	446,5	5054	210,0	14,0	49,0
Salida ALD	257,5				
Salida Celda 1	271,1				
Salida Celda 2	245,6				
Salida Celda 3	273,0				
Sal.Celda 4=Entr.Humedal	274,7				
Efluente Humedal	3,1	4944	1,5	0,2	0,0
20/08/98					
	Acidez Calc.	Sulfatos	Mn	Fe	Al
	mg/l CaCO ₃	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Influente=Entrada ALD	399,5	5524	197,0	12,0	51,0
Salida ALD	277,9				
Salida Celda 1	265,6				
Salida Celda 2	242,9				
Salida Celda 3	270,3				
Sal.Celda 4=Entr.Humedal	265,6				
Efluente Humedal	2,7	5101	1,3	0,2	0,2
26/08/98					
	Acidez Calc.	Sulfatos	Mn	Fe	Al
	mg/l CaCO ₃	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Influente=Entrada ALD	412,7	4947	200,0	9,8	50,0
Salida ALD	298,4	4024	164,0	0,1	0,2
Salida Celda 1	260,2	3948	143,0	0,1	1,0
Salida Celda 2	240,2	3978	132,0	0,1	0,2
Salida Celda 3	267,6	4032	147,0	0,2	0,0
Sal.Celda 4=Entr.Humedal	256,5	4063	141,0	0,1	0,1
Efluente Humedal	3,1	5246	1,5	0,2	0,2
02/09/98					
	Acidez Calc.	Sulfatos	Mn	Fe	Al
	mg/l CaCO ₃	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Influente=Entrada ALD	412,9	4500	195,0	15,0	52,0
Salida ALD	257,5	4104	141,5	0,1	0,0
Salida Celda 1	271,1	4089	149,0	0,1	0,2
Salida Celda 2	245,6	4197	135,0	0,1	0,0
Salida Celda 3	272,9	4218	150,0	0,1	0,0
Sal.Celda 4=Entr.Humedal	274,7	4274	151,0	0,1	0,2
Efluente Humedal	3,3	5398	1,5	0,3	0,1

Tabla 14.3.1: Resultados analíticos de influente y efluente de cada fase del sistema

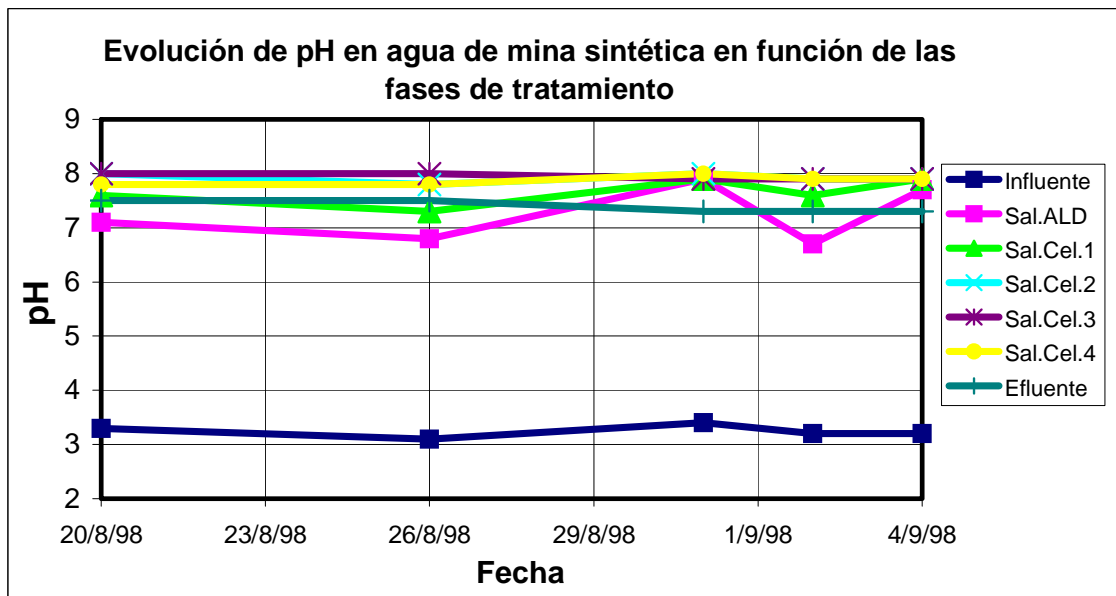
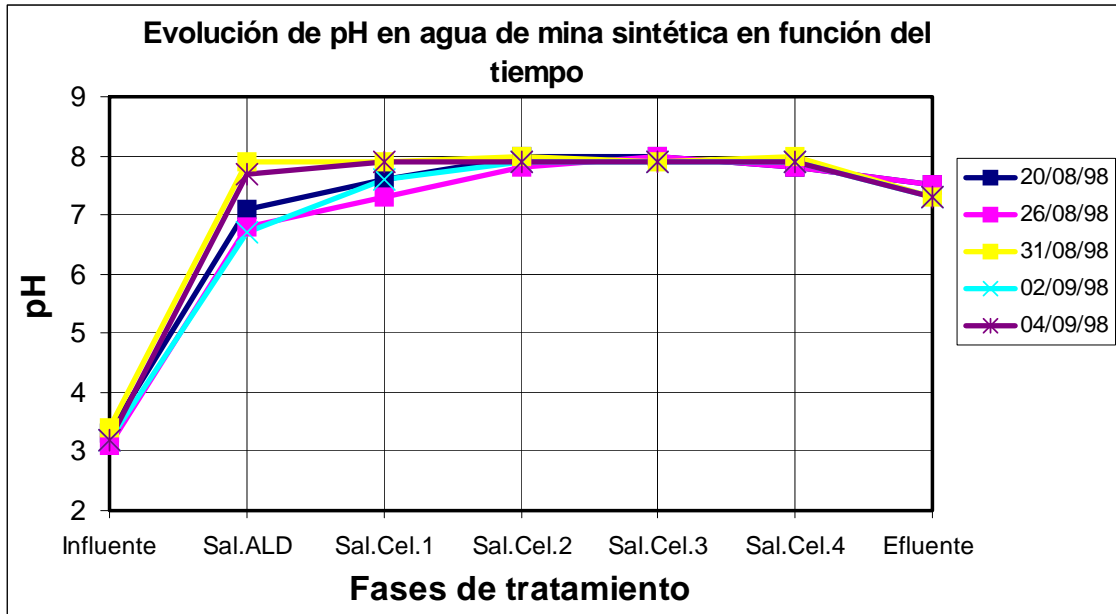


14.3.1.1. ACIDEZ Y POTENCIAL REDOX

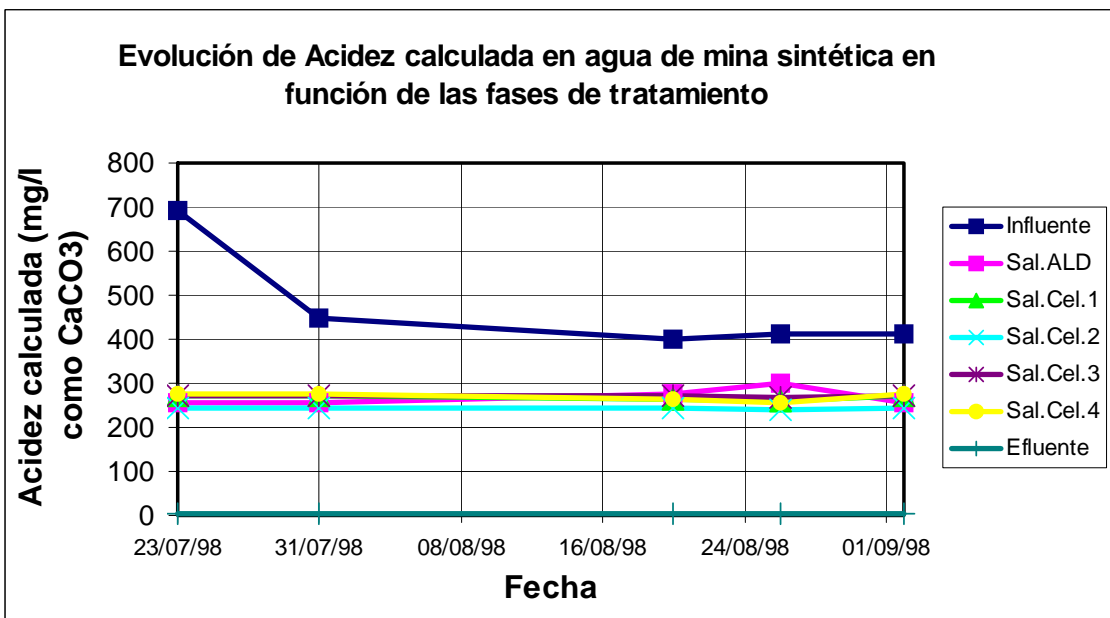
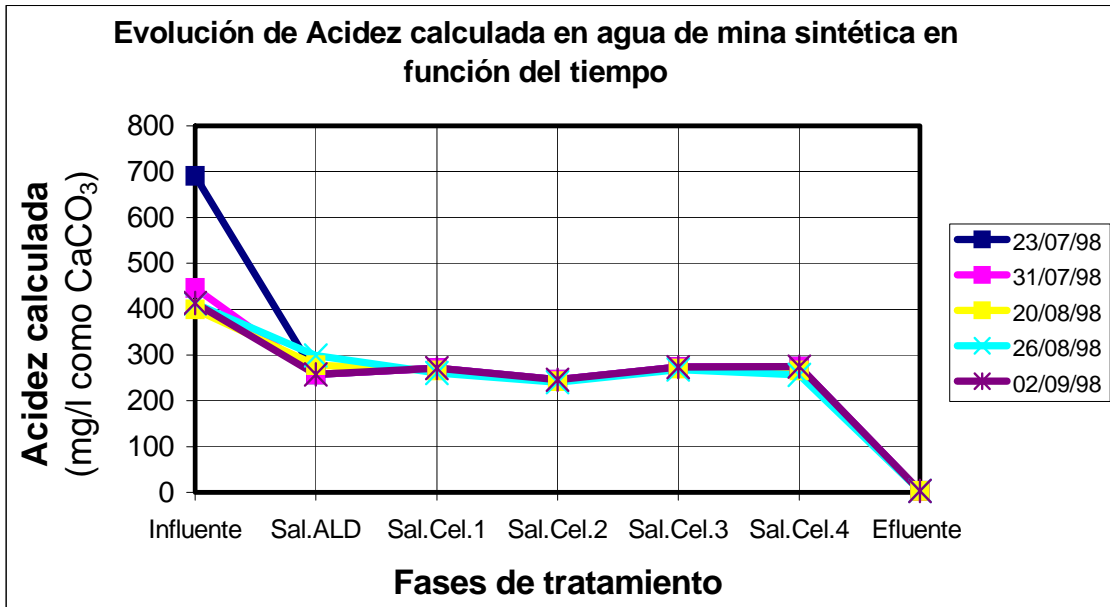
En la tabla 14.3.1.1.a se muestran los valores de pH y Potencial Redox medidos en muestras recogidas en el sistema. Asimismo se muestran posteriormente las gráficas correspondientes a la evolución de pH, Acidez calculada (según Hedín *et al.*, 1993) y Potencial Redox de las muestras analizadas, en función del tiempo y las distintas fases del sistema (Graf. 14.3.1.1.a-c y 14.3.1.1.a'-c').

pH y Potencial Redox	20/08/98		26/08/98		31/08/98		02/09/98		04/09/98	
	pH	Eh	pH	Eh	pH	Eh	pH	Eh	pH	Eh
	Unids.	mV	Unids.	mV	Unids.	mV	Unids.	mV	Unids.	mV
Influente=Entrada ALD	3,3	403	3,1	494	3,4	380	3,2	455	3,2	494
Salida ALD	7,1	165	6,8	262	7,9	185	6,7	170	7,7	170
Salida Celda 1	7,6	173	7,3	248	7,9	160	7,6	169	7,9	169
Salida Celda 2	8	184	7,8	230	8	177	7,9	174	7,9	169
Salida Celda 3	8	182	8	205	7,9	183	7,9	173	7,9	173
Sal.Celda 4=Entr.Humedal	7,8	178	7,8	199	8	176	7,9	165	7,9	170
Efluente Humedal	7,5	83	7,5	152	7,3	140	7,3	131	7,3	143

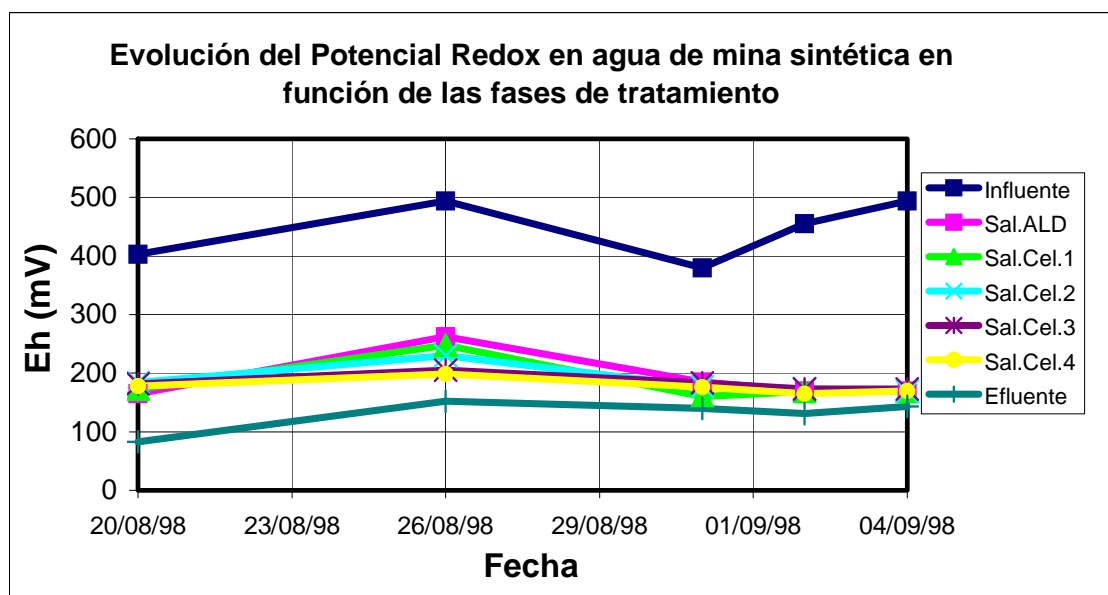
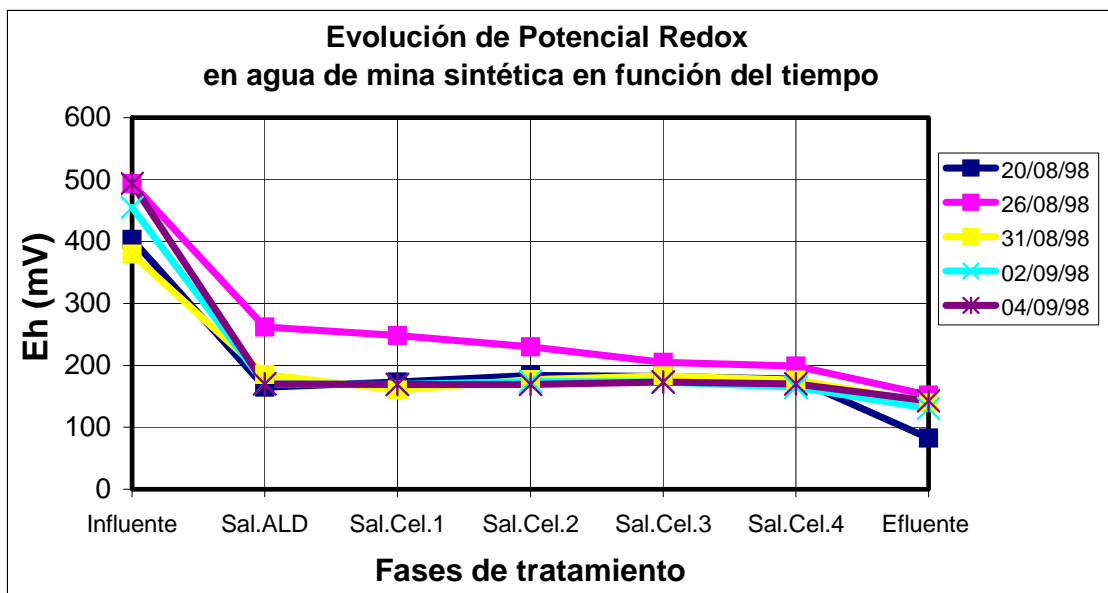
Tabla 14.3.1.1.a: Valores pH y Eh en influente y efluentes de cada una de las fases del sistema



Grafs. 14.3.1.1.a-a': Evolución temporal del pH de influente y efluentes de cada fase del sistema



Graf. 14.3.1.1.b-b': Evolución temporal de la acidez calculada de influente y efluentes de cada fase del sistema



Graf. 14.3.1.1.c-c': Evolución temporal del Eh de influente y efluentes de cada fase del sistema



A continuación se muestran las representaciones gráficas correspondientes a la evolución de pH y Potencial Redox medidos en el sustrato orgánico de cada una de las secciones del humedal de laboratorio, en función del tiempo (Figs. 14.3.1.1.a-b). Los valores de las medidas realizadas quedan recogidos en la tabla 14.3.1.1.b).

pH y Eh dentro del Humedal	31/8/98		2/9/98		4/9/98	
	pH	Eh	pH	Eh	pH	Eh
	Unids.	mV	Unids.	mV	Unids.	mV
Entrada	8,0	176	7,9	165	7,9	170
Sección 1	7,3	204	7,4	173	7,2	193
Sección 2	6,8	201	7,1	145	7,2	224
Sección 3	6,5	204	6,1	91	6,8	216
Sección 4	6,5	193	6,3	97	6,3	214
Sección 5	6,9	156	6,8	81	6,7	118
Sección 6	6,7	179	6,8	85	6,8	101
Sección 7	6,7	165	6,6	98	6,5	115
Sección 8	6,5	179	6,2	114	6,2	129
Sección 9	6,3	199	6,1	120	6,4	148
Sección 10	6,4	165	6,3	108	6,5	100
Sección 11	6,0	160	6,3	113	6,0	102
Sección 12	6,5	170	6,3	152	6,5	120
Sección 13	6,7	176	6,6	150	6,6	117
Sección 14	7,1	175	7,0	143	6,9	140
Sección 15	7,4	171	7,4	145	7,4	137
Salida	7,30	140	7,4	131	7,3	143

Tabla 14.3.1.1.b: Valores de pH y Eh medidos en la parte superficial del sustrato del humedal

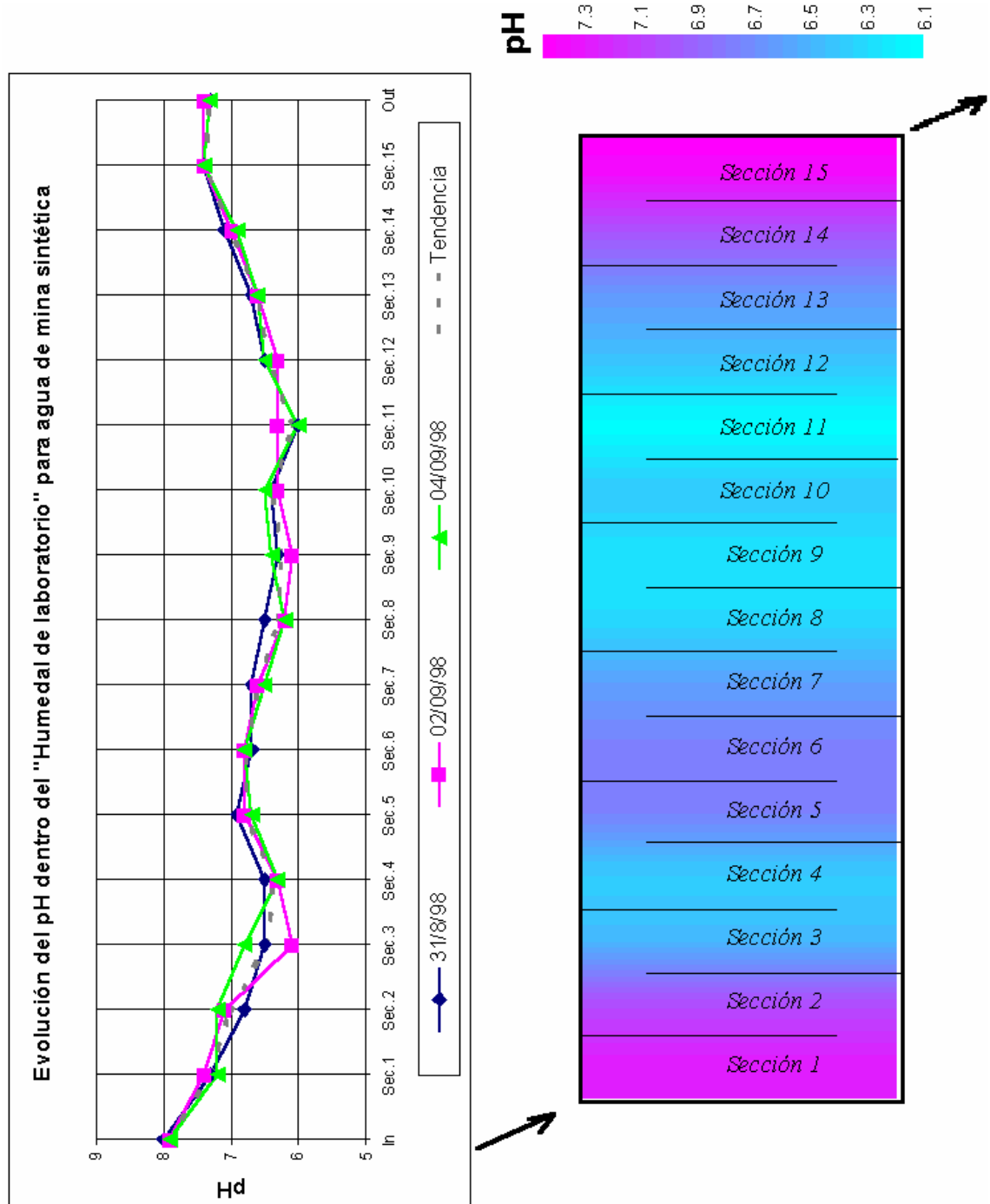


Fig. 14.3.1.1.a: Distribución de los valores de pH en la parte superficial del sustrato (vista en planta)

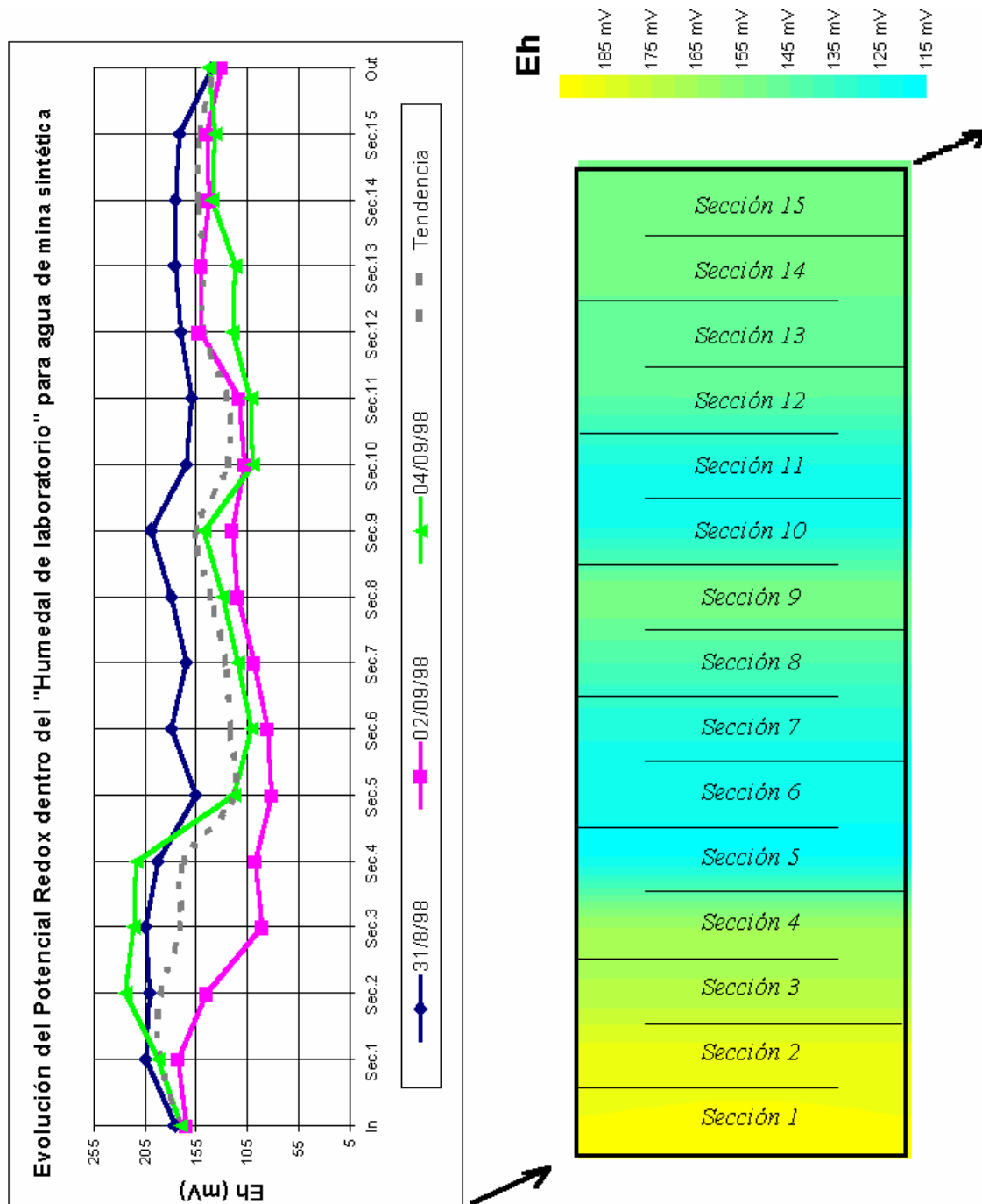
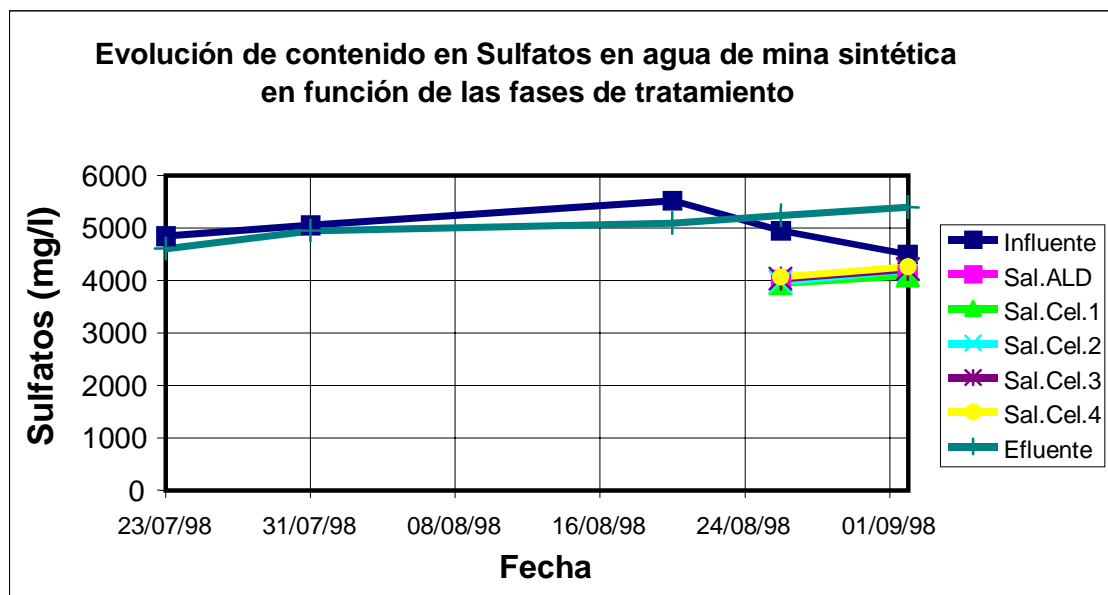
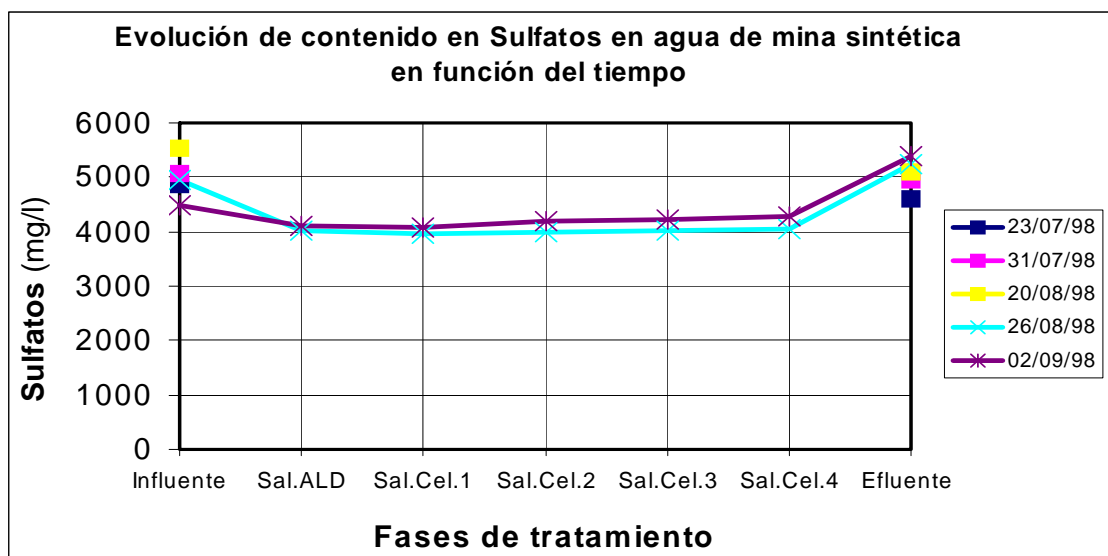


Fig. 14.3.1.1.b: Distribución de los valores de Eh en la parte superficial del sustrato (vista en planta)



14.3.1.3. REDUCCIÓN DE SULFATOS

La evolución del contenido en sulfatos en función del tiempo y las distintas fases del sistema se muestra gráficamente en las gráficas 14.3.1.3.a-a':

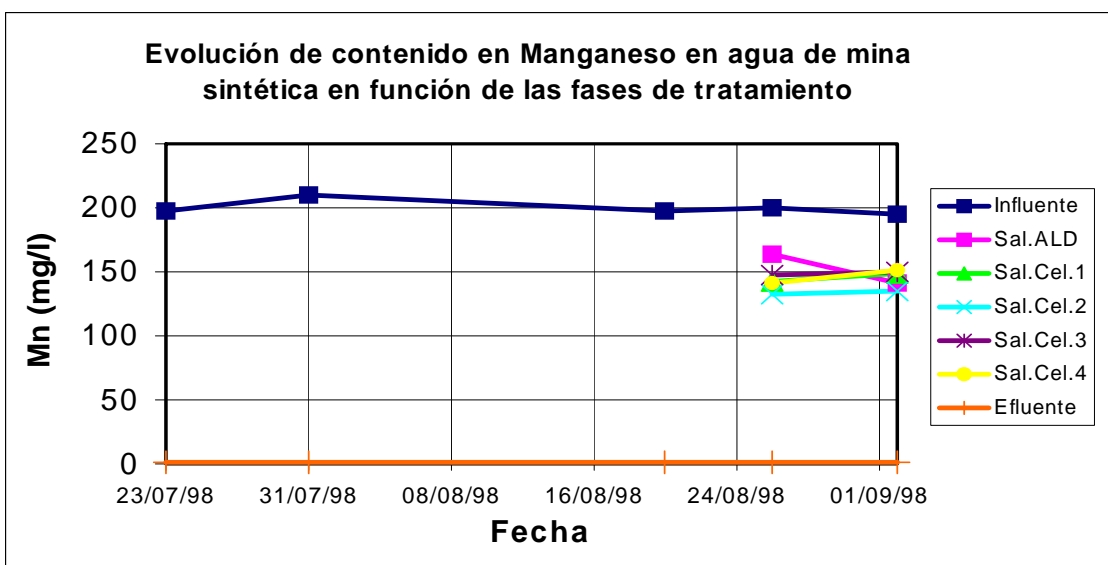
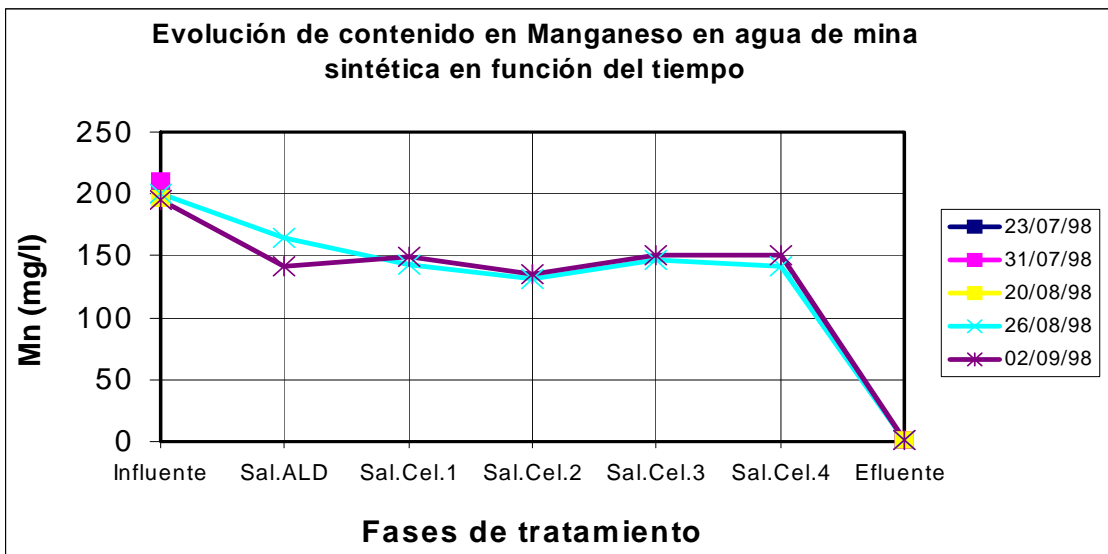


Grafs. 14.3.1.2.a-a': Evolución temporal del contenido en sulfatos del agua en cada etapa

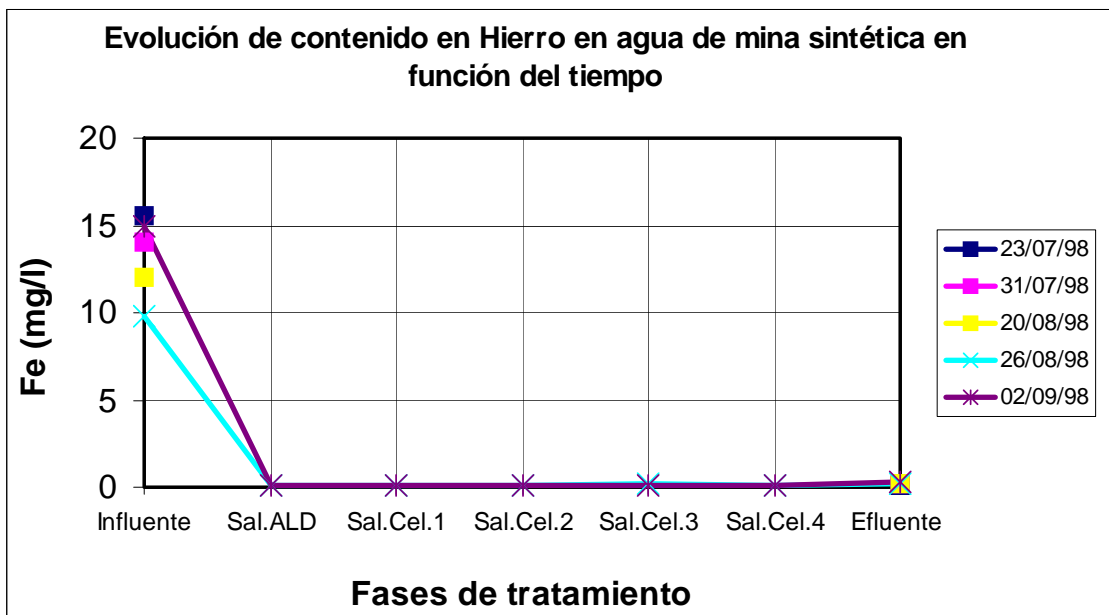


14.3.1.3. REDUCCIÓN DE METALES

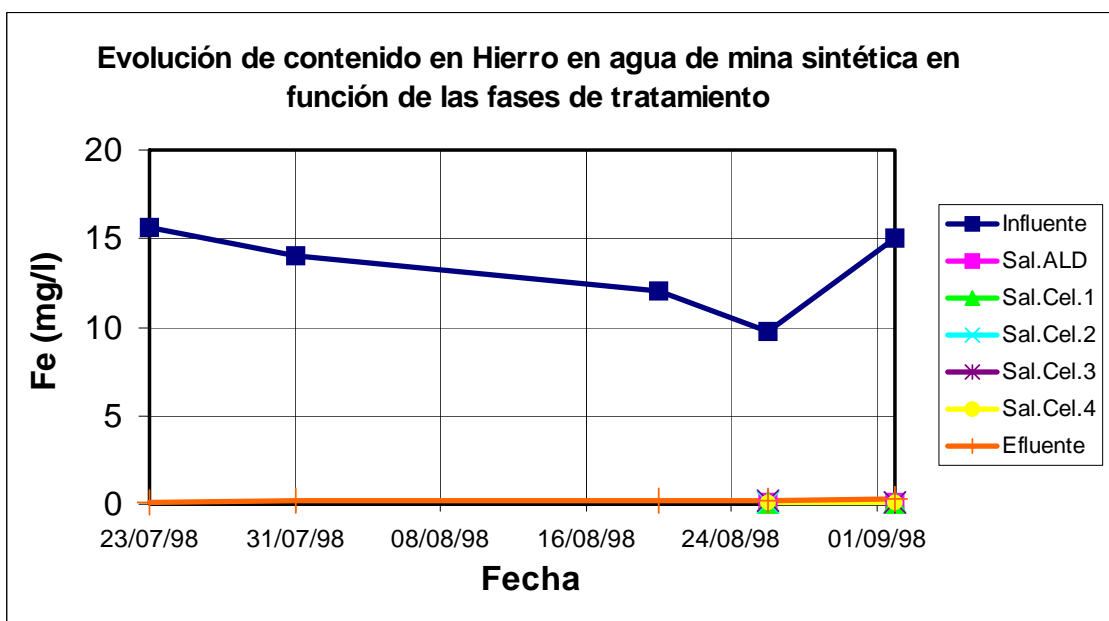
Se incluye en este apartado una representación gráfica de la evolución del contenido en los metales Mn, Fe, y Al en el agua analizada, en función del periodo de funcionamiento y de las distintas fases del sistema.



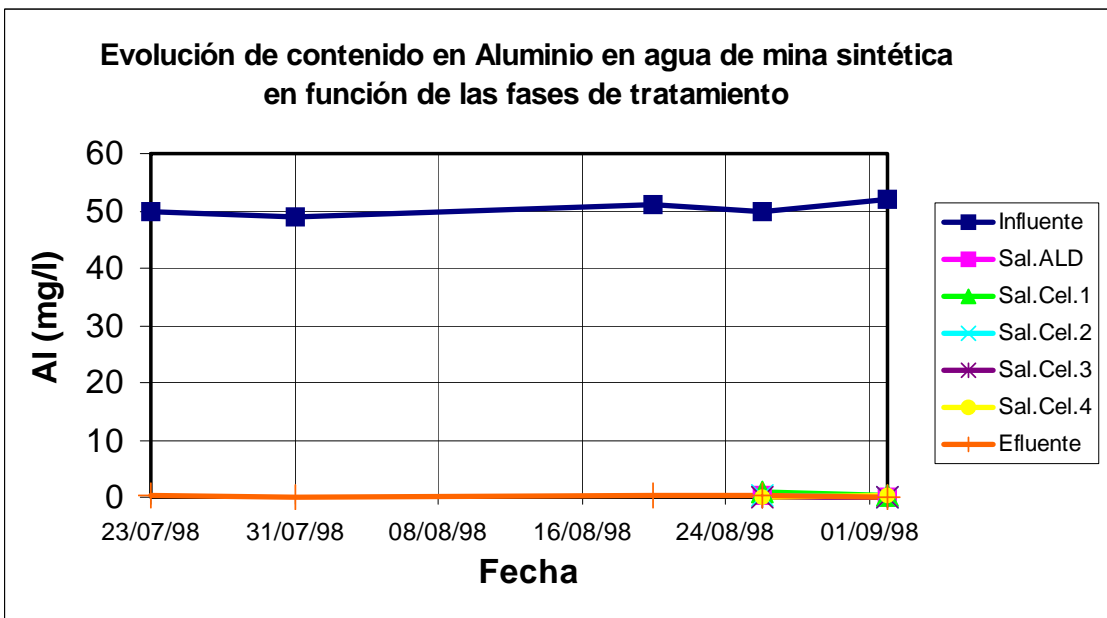
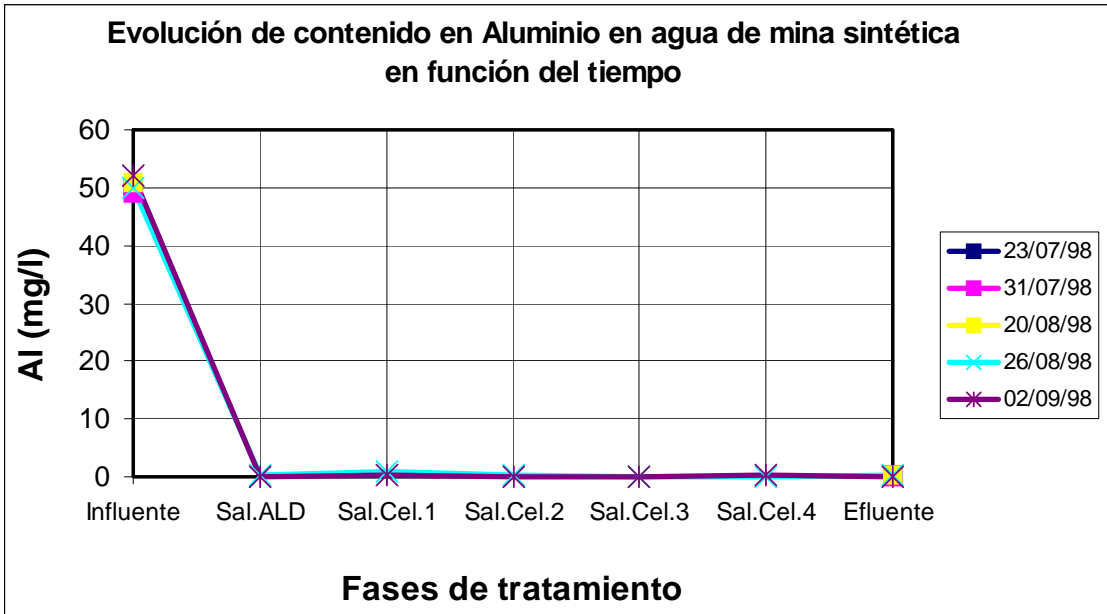
Grafs. 14.3.1.3.a-a': Evolución temporal del contenido en Mn del agua en cada etapa



0



Grafs. 14.3.1.3.b-b': Evolución temporal del contenido en sulfatos del agua en cada etapa



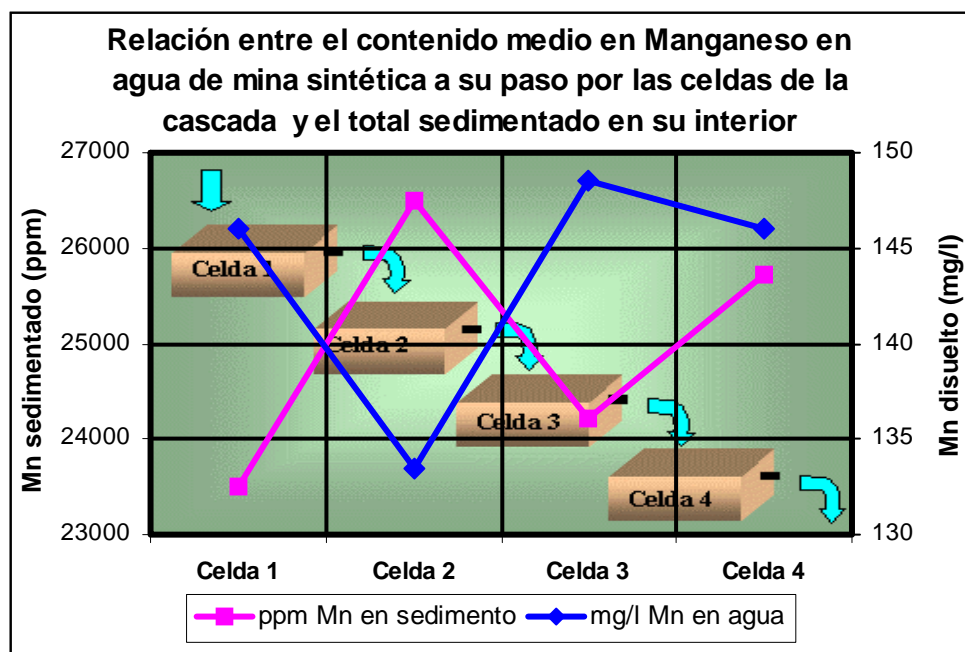
Graf. 14.3.1.3.c-c': Evolución temporal del contenido en Al del agua en cada etapa



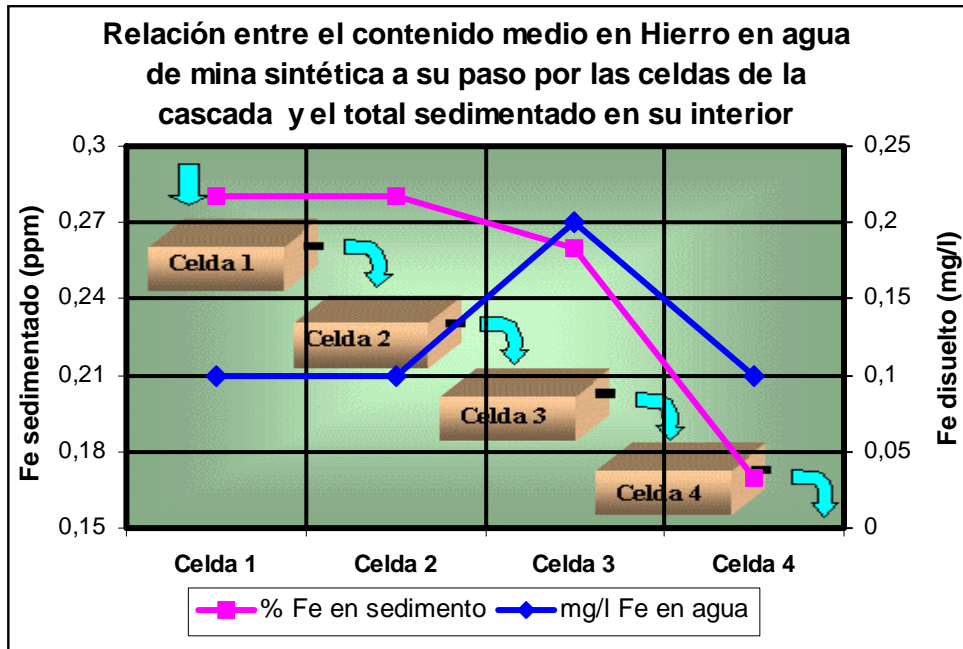
14.3.2. ANÁLISIS DE LOS SÓLIDOS SEDIMENTADOS EN LAS CELDAS DE OXIDACIÓN

Como ya se ha mencionado, los residuos que por precipitación fue dejando el agua al circular por los recipientes de oxidación, han sido analizados para conocer sus concentraciones en 32 elementos. Los resultados analíticos conseguidos se recogen en la tabla 14.3.2.

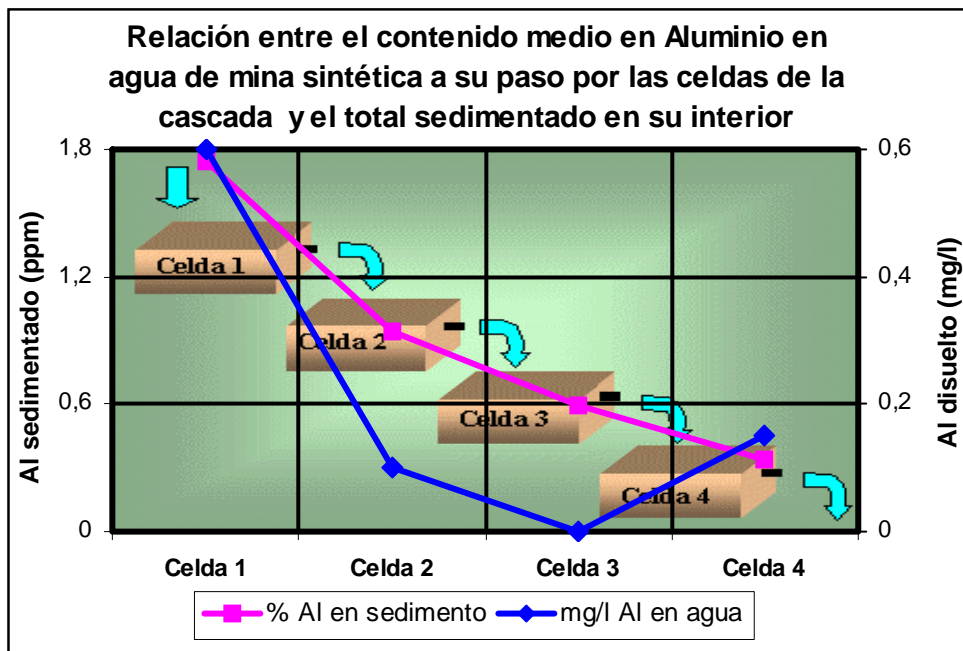
También se han comparado, para cada metal analizado, las concentraciones medias del agua a su paso por cada una de las celdas y las correspondientes concentraciones del residuo precipitado en las mismas. Esto se ha representado gráficamente, al igual que se había hecho en la experiencia anterior (Graf. 14.23.2.a-c)



Graf. 14.3.2.a: Contenido en Mn en el efluente de las celdas y en el residuo precipitado en su interior



Graf. 14.3.2.b: Contenido en Fe en el efluente de las celdas y en el residuo precipitado en su interior



Graf. 14.3.2.c: Contenido en Al en el efluente de las celdas y en el residuo precipitado en su interior



	Ag (ppm)	Al (%)	As (ppm)	Au (ppm)	B (ppm)	Ba (ppm)	Bi (ppm)	Ca (%)
Celda 1	<0,3	1,74	60	<2	<3	4	<3	9,25
Celda 2	<0,3	0,94	15	<2	3	3	<3	8,57
Celda 3	<0,3	0,59	17	<2	9	3	<3	9,77
Celda 4	<0,3	0,34	7	<2	7	12	<3	10,93
	Cd (ppm)	Co (ppm)	Cr (ppm)	Cu (ppm)	Fe (%)	Hg (ppm)	K (%)	La (ppm)
Celda 1	13,5	295	6	267	0,28	<1	0,03	302
Celda 2	12,4	249	7	326	0,28	<1	0,05	391
Celda 3	11,6	338	6	388	0,26	<1	0,04	482
Celda 4	13,8	533	7	333	0,17	<1	0,04	494
	Mg (%)	Mn (ppm)	Mo (ppm)	Na (%)	Ni (ppm)	P (%)	Pb (ppm)	Sb (ppm)
Celda 1	3,28	23512	<1	0,33	880	0,003	9	<3
Celda 2	3,80	26491	<1	0,44	683	0,003	8	<3
Celda 3	3,02	24214	<1	0,36	834	0,003	10	<3
Celda 4	2,32	25716	<1	0,31	1360	0,003	7	<3
	Sr (ppm)	Th (ppm)	Ti (%)	Tl (ppm)	U (ppm)	V (ppm)	W (ppm)	Zn (ppm)
Celda 1	240	<2	<,01	<5	<8	<1	<2	1611
Celda 2	218	<2	<,01	<5	60	<1	<2	1549
Celda 3	235	<2	<,01	<5	10	<1	<2	2055
Celda 4	268	<2	<,01	<5	29	<1	<2	2978

Tabla 14.3.2: Resultados analíticos elementales del total sedimentado en el interior de las celdas de la cascada de oxidación



14.4. CONCLUSIONES

Los **resultados** medios conseguidos mediante la aplicación del sistema mixto “ALD-Humedal” de laboratorio al agua de mina sintética, cuya calidad se mostraba al comienzo del capítulo, se resumen como sigue:

- Reducción de la **acidez** calculada en un 99%
- Reducción prácticamente nula del contenido en **sulfatos**
- Reducción del contenido en **manganeso** en un 99%
- Reducción del contenido en **hierro** en un 98%
- Reducción del contenido en **aluminio** en un 100%
- Incremento medio de **pH** en más de 4 unidades
- Descenso medio del **Potencial Redox** en 315 mV

En definitiva, se puede resumir la **calidad media del efluente** del sistema empleado en esta experiencia, como sigue:

pH	Acidez Calc.	Eh	Sulfatos	Mn	Fe	Al
unidades	mg/l CaCO ₃	mV	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
7,4	3	130	5060	1,5	0,2	0,1

Tabla 14.4: *Contenidos medios del efluente del sistema híbrido ALD-humedal de laboratorio para agua de mina sintética*

Los valores anteriormente mostrados cumplen los requisitos de calidad exigidos para el vertido en nuestro país (Ley de Aguas 29/1985), para todos los parámetros medidos, a excepción del contenido en sulfatos, que los supera



ampliamente. El agua de mina sintética utilizada en esta experiencia presenta valores superiores a estos límites en todos los parámetros analizados.

Es de destacar que se observan ligeras variaciones entre algunos de los valores medidos en el influente al sistema y los correspondientes valores teóricos del agua sintética. Esto se puede deber al error inevitable cometido en las fases de preparación, envasado y análisis de tantos litros de agua, así como a la evolución natural del agua una vez preparada (precipitación de metales, oxigenación, etc.).

Al igual que ocurría en la experiencia 11, el incremento de **pH** tiene lugar preferentemente en el interior de la columna de caliza o ALD, alcanzándose valores neutrales de pH a la salida de éste. Estos valores se mantienen o incluso aumentan durante el paso por las balsas de aireación, para finalmente reducirse ligeramente tras atravesar el humedal. Además, se aprecia que el pH del efluente del humedal también tiende a decrecer levemente con el tiempo. Esta dirección decreciente final es contraria a la observada en la anterior experiencia, en donde el humedal de laboratorio parecía funcionar como un generador adicional de alcalinidad.

La tendencia mostrada por la **acidez** calculada es también diferente a la observada en la experiencia 11. Su contenido en el agua se reduce en un 43% tras el paso por el ALD, permanece más o menos constante durante el paso por el sistema de balsas de aireación en cascada, y se reduce de nuevo en un 56% dentro del humedal de laboratorio. La reducción en conjunto es prácticamente completa.

El pH medido dentro de las diferentes secciones del humedal, sobre la superficie del sustrato orgánico, muestra una tendencia muy homogénea a lo largo del tiempo. Parece decrecer en el caso de las primeras secciones y se mantiene



posteriormente entre valores de 6 y 7 unidades, para luego volver a incrementarse en las últimas tres secciones del humedal. La precipitación de óxidos metálicos sobre la superficie del compost puede ser la causa de este leve descenso de pH. Sin embargo, al igual que en la experiencia 11, esta vez tampoco se han apreciado visibles depósitos de óxidos, ya que la mayor parte de los metales ya habían sido reducidos antes de su entrada al humedal.

La tendencia de los valores de **Potencial Redox** es decreciente en dos fases: en el efluente del ALD el Eh se ha reducido en un promedio de un 57% con respecto al agua sintética y tras variar ligeramente en la cascada de oxidación, se reduce en un 27% dentro del humedal. Sin embargo, los valores medidos nunca llegan a alcanzar valores negativos (ni siquiera inferiores a 100 mV), lo que indica que no se ha conseguido alcanzar condiciones reductoras en el interior del humedal. Por otra parte, el Eh del efluente del sistema parece querer incrementarse con el paso del tiempo. El valor del Eh medido a la salida del ALD tiende a crecer con el tiempo, lo que indica que el ambiente en su interior no es lo bastante reductor, y explicaría el leve descenso del pH en función del tiempo observado en dicho efluente.

El Potencial Redox medido en la parte superficial del sustrato orgánico, aún presentando ciertas variaciones a lo largo de las distintas secciones del humedal en función del tiempo, puede decirse que se mantiene en torno a valores que oscilan entre los 100 y los 200 mV, demostrando que no se han alcanzado condiciones reductoras dentro del humedal, como ocurriera en la experiencia 11.

Como consecuencia de las conclusiones ya citadas, el sistema fracasa en lo que se refiere a la reducción del contenido en **sulfatos**. Parece que éste se reduce a



la salida del ALD, permanece constante a lo largo de la cascada e incluso aumenta a la salida del humedal, a diferencia de la enorme reducción alcanzada en la experiencia 11. La ausencia de condiciones reductoras dentro del humedal impide el desarrollo de las bacterias que como *Desulfovibrio*, reducen los sulfatos (Foto 14.4.a).

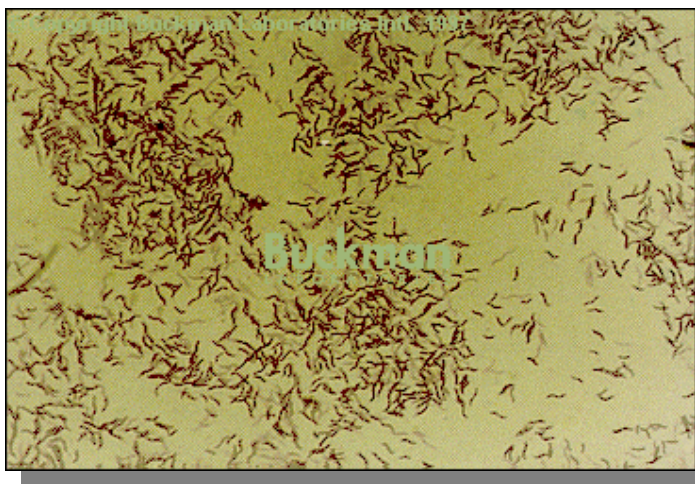


Foto 14.4.a: Microfoto de Bacteria *Desulfovibrio desulfuricans*, 1000x, (Buckman Labs., 1999)

Ya se ha comentado que existen dos modos principales de generar alcalinidad en los sistemas de tratamiento pasivos: disolución de carbonato y reducción de sulfatos. Ambos necesitan de condiciones reductoras para llevarse a cabo. El primero ocurre en el interior del ALD. El segundo debería haber tenido lugar dentro del humedal, pero puesto que tales condiciones reductoras no se alcanzaron -como demuestran las medidas de Eh-, no se ha inducido la actividad de bacterias anaerobias reductoras de sulfatos y por tanto, ni se ha reducido el contenido en sulfatos, ni se ha generado alcalinidad adicional.

La concentración de **manganeso** experimenta una primera reducción de un 20% en el interior del ALD y, sin ser muy afectado a su paso por la cascada de



oxidación (donde parece precipitar algo más en la segunda celda), es finalmente reducido casi en su totalidad a la salida del humedal. Los contenidos en manganeso de las muestras tomadas en las celdas de la cascada son elevados; el análisis del residuo sedimentado en estas celdas posee un muy elevado porcentaje relativo de Mn, presentando un cierto incremento a la altura de la segunda de ellas. Se observa una cierta tendencia de comportamiento inverso entre la cantidad de Mn disuelta en el agua a su paso por las celdas de oxidación y la fracción de Mn del total sedimentado en cada una de ellas, es decir, que a mayor contenido en Mn disuelto, menor cantidad de Mn sedimentado. Se ha encontrado un coeficiente de correlación de (-0.7).

La concentración del influente al humedal es 97 veces superior a la del agua de salida del mismo, lo cual indica que la mayor parte del Mn queda retenido en el interior del sustrato orgánico (una vez que el hierro ya había sido depositado en fases anteriores).

Se puede decir que el **aluminio** es prácticamente eliminado a su paso por el ALD, para mantenerse con contenidos reducidos a su paso por el resto de unidades del sistema. Por otro lado, las concentraciones de Al analizadas en los sólidos sedimentados en el interior de las celdas de la cascada presentan tendencia decreciente, llegando a encontrarse que el casi 2% del total sedimentado en la primera de las celdas corresponde a este elemento. Esto se ha puesto de manifiesto de forma visual mediante abundantes residuos blanquecinos de aspecto cremoso presentes de modo evidente en el interior de las primeras celdas (Foto. 14.4.b).

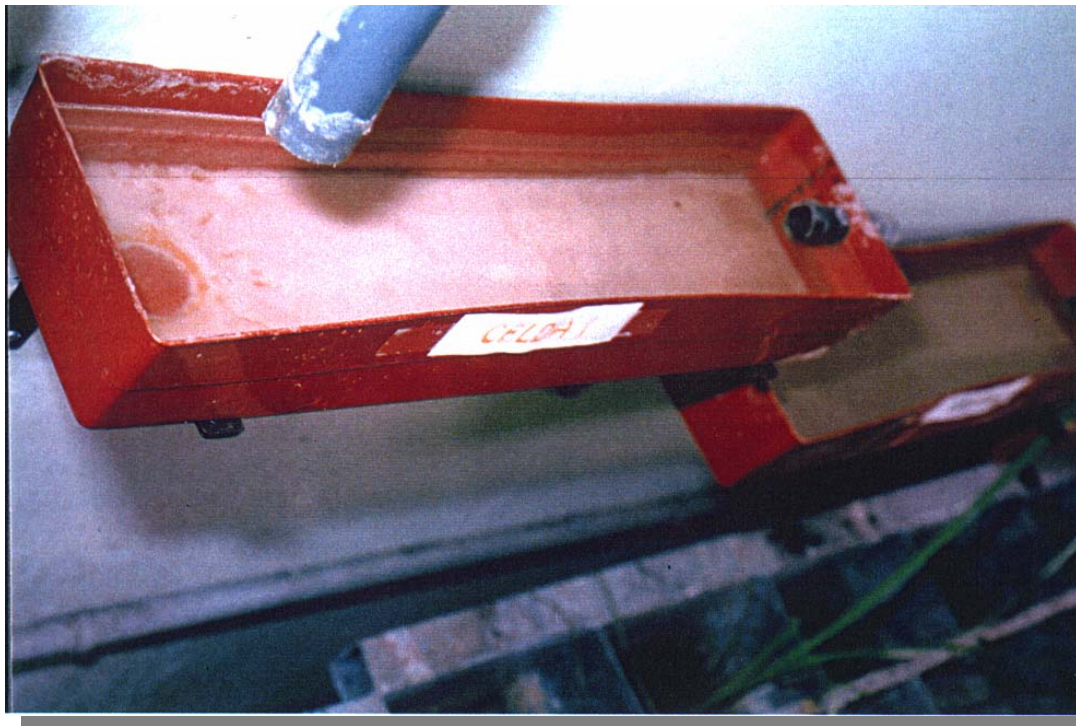


Foto 14.4.b: Depósitos de Al sedimentados en el interior de las celdas de oxidación

Debe tenerse en cuenta, sin embargo, que pese a que en todos los casos se han medido los parámetros expuestos para influente y efluente al sistema, únicamente en dos ocasiones se han realizado los análisis de contenido en sulfatos y metales a las muestras recogidas en todas y cada una de las etapas (intermedias incluidas).

El contenido en **hierro** del agua de mina sintética es eliminado prácticamente por completo en el interior del ALD. Como ya se ha dicho, las condiciones del interior del ALD no son muy reductoras, lo que puede suponer el riesgo de presencia de oxígeno en su interior. Es sabido que la existencia de hierro férrico en presencia de oxígeno da lugar al recubrimiento por óxidos de la caliza (“armoring”) y causa el fallo del ALD. En este caso, además, prácticamente todo el hierro y el



aluminio del influente se queda dentro del sistema, lo que explicaría la tendencia decreciente de efectividad del ALD ya comentada. Una vez finalizada la experiencia, se ha podido comprobar que la primera parte de la caliza de relleno del ALD aparecía recubierta de óxidos de hierro que la hacían inefectiva (Foto 14.4.c.).



Foto 14.4.c: Depósitos de “ocre” sobre la caliza de la parte superior del sistema ALD

Los resultados correspondientes al análisis de sólidos realizado muestran que la fracción relativa de hierro dentro del residuo sedimentado dentro de las celdas de la cascada es escaso, puesto que el contenido de dicho elemento en el agua que las atravesó también lo era.

De lo expuesto anteriormente se deduce la importancia de la medición del Potencial Redox, ya que del hecho de haber conseguido o no mantener un ambiente reductor tanto en el sistema ALD como en el humedal anaerobio, va a depender el correcto funcionamiento de uno y otro sistemas.

15. Experiencia XIII

Sistema mixto: “SAPS-celdas de oxidación-humedal de laboratorio” para agua de mina sintética



15. EXPERIENCIA XIII: *SISTEMA MIXTO: “SAPS - CELDAS DE OXIDACIÓN - HUMEDAL DE LABORATORIO” PARA AGUA DE MINA SINTÉTICA*

15.1. DESCRIPCIÓN

Esta experiencia pretende combinar las ventajas ya comprobadas del humedal de laboratorio con un nuevo tipo de unidad de tratamiento pasivo: el sistema sucesivamente productor de alcalinidad, también llamado SAPS. Se trata de otro sistema híbrido en el que se ha pretendido paliar los problemas encontrados en la experiencia anterior a causa de las limitaciones propias del sistema ALD empleado.

El sistema SAPS es una unidad de tratamiento que viene a sustituir al sistema ALD cuando éste no resulta efectivo. Tal es el caso de tratamientos de aguas de mina que presenta elevadas concentraciones de oxígeno disuelto, aluminio (que resta permeabilidad al sistema) y/o hierro férrico (que forma depósitos que recubren la caliza y ésta deja de ser útil en la generación de alcalinidad). Se ha comprobado la existencia de algunos de estos fenómenos en experiencias anteriores. Por ello, en este caso se intentará con la disposición del sistema SAPS, favorecer las condiciones anaerobias en primer lugar, para facilitar el paso de hierro férrico a ferroso y la eliminación de aluminio disuelto en el agua antes de que se ponga en contacto con la caliza, permitiendo que ésta genere progresivamente alcalinidad sin ser obstruida.



El agua utilizada en este caso ha sido también preparada sintéticamente en el laboratorio, dadas las ventajas de su uso, que ya fueron comentadas en la experiencia anterior.

El sistema mixto empleado en esta última experiencia dispone de las siguientes unidades conectadas en serie (Fig. 15.1):

- **“SAPS de laboratorio”**

Consiste en una columna anaerobia cilíndrica de PVC de 1.30 m de alto y 0.25 m de diámetro y con un dispositivo en forma de “sifón”, en la que se han intentado reproducir las características propias de un sistema SAPS, que ya se ha descrito en el capítulo correspondiente. Esta columna ha sido rellena con una primera capa inferior de unos 40 cm de espesor de grava caliza, semejante a la usada en los sistemas ALD de las experiencias 11 y 12. El objetivo de la caliza es generar alcalinidad de forma sucesiva sin ser “armorizada” por recubrimientos de óxidos, para lo cual es necesaria la existencia de condiciones de anaerobiosis en la parte en la que el agua está en contacto con la caliza, y esto se consigue con la siguiente capa de relleno de la columna. Sobre la caliza se coloca una segunda capa de otros 40 cm de espesor de compost como sustrato orgánico. Este compost posee idénticas características al empleado en el humedal de laboratorio en previas experiencias y con él se pretende eliminar el aluminio y el oxígeno que pudiera llevar disuelto el agua, así como reducir el hierro (III) a hierro (II). En ausencia de hierro férrico y de aluminio y en condiciones anóxicas, la caliza inferior podrá generar alcalinidad de forma sucesiva. El sustrato orgánico también ayuda a eliminar otros elementos traza, a reducir sulfatos y a producir alcalinidad. Entre las dos capas citadas se coloca una membrana geotextil para separación de las mismas. Finalmente, sobre la capa de



sustrato orgánico descansa otra capa de semejante espesor de agua libre, que corresponde al agua sintética que, desde un depósito en posición elevada, alimenta al sistema.

- **Celdas de oxidación en cascada**

Al igual que en las dos experiencias anteriores, tras salir del sistema de pre-tratamiento anaerobio (en este caso, el SAPS de laboratorio), el agua discurre a través de un sistema formado por cuatro celdas en cascada cuyo objetivo es la oxigenación y oxidación del agua. Estas celdas son las mismas de los dos experimentos anteriores y a partir de la última, el agua es vertida directamente sobre la superficie de la primera sección del humedal de laboratorio.

- **“Humedal de laboratorio”**

Idéntico al que se usó en las tres experiencias anteriores, no se reiterará su descripción. Como ya se ha comentado, la entrada del influente al humedal se realiza de forma directa desde la última celda de la cascada y no de forma subsuperficial. Los materiales de relleno (bentonita, compost, biomasa de *typha* y caliza dispersa) son idénticos a los de otras experiencias.

Como ya se ha indicado, el agua empleada en esta experiencia corresponde a agua de mina sintética, cuyas características químicas fueron establecidas como se muestra en la tabla 15.1:

pH	Acidez Calc.	Sulfatos	Mn	Fe	Al
unidades	mg/l CaCO ₃	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
3	503	10.000	200	50	50

Parámetros químicos prefijados para el agua de mina sintética usada en la experiencia 13



El caudal se ha mantenido constante e igual a $10 \text{ l/día} = 7 \text{ ml/min}$, durante toda de la experiencia. Dadas las porosidades de la caliza (50%) y del sustrato orgánico (30%), se estima un tiempo aproximado de retención en el interior del “SAPS de laboratorio” de unos 3.5 días, que junto unos 3 días en la cascada de aireación y unos 10 días dentro del humedal, hacen un total de unos 16.5 días de permanencia total dentro del sistema.

El resto de variables de funcionamiento del sistema (caudal y su regulación, dirección y sentido de flujo, etc.) se han mantenido constantes e idénticas a las correspondientes a la experiencia 12.

Esta experiencia comenzó el día 10-2-99 y se prolongó durante 44 días, hasta el 26-3-99.

15.2. MUESTREO Y ANÁLISIS

De igual forma que en otras experiencias, para la monitorización del sistema se ha realizado una toma de muestras previa y posteriormente a cada una de las 6 etapas que lo constituyen, con frecuencia semanal.

En cada una de estas muestras fueron analizadas las concentraciones en sulfatos y cada uno de los tres metales con los que fue preparada el agua sintética. También se ha calculado la acidez –expresada como mg/l de CaCO_3 - de cada muestra y con mayor frecuencia se han medido pH, Conductividad eléctrica y Potencial Redox (Eh) en los influentes y efluentes de todas y cada una de las fases,



incluyendo las balsas de aireación y el sustrato orgánico en cada una de las celdas en las que está dividido el humedal. Por otro lado, se han analizado con meticulosidad los sólidos presentes en el sistema (residuo sedimentado en balsas de oxidación y sustratos orgánicos tanto del SAPS como del humedal).

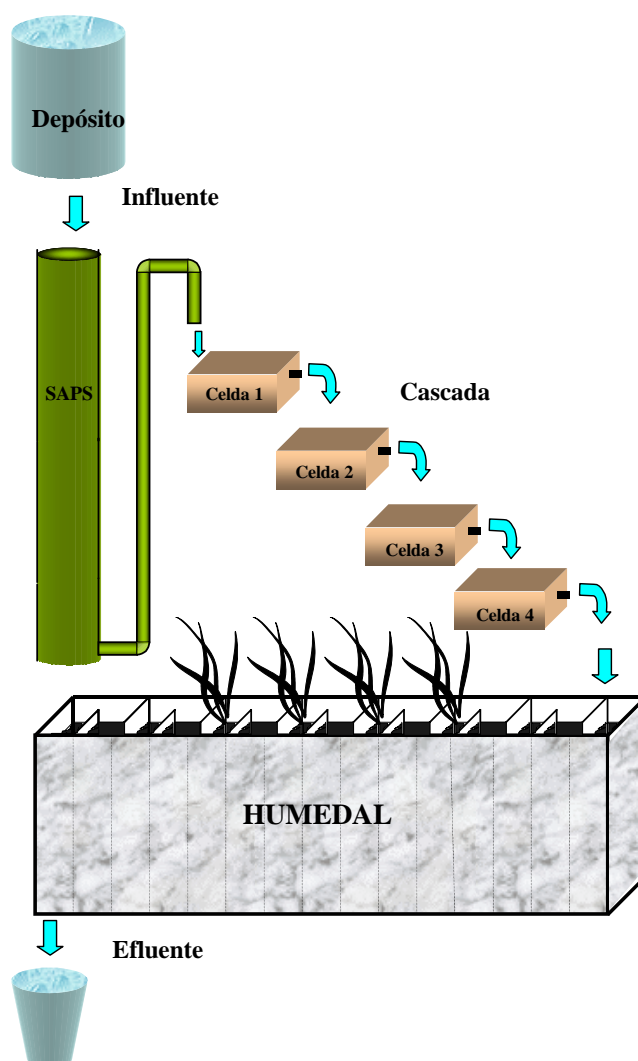


Fig. 15.2: Esquema del sistema mixto “SAPS-cascada de oxidación-humedal” de laboratorio



15.3. RESULTADOS

Tras 44 días de funcionamiento, y siendo la primera y última fecha de muestreo igual a 26-2-99 y 26-3-99, respectivamente, se han obtenido los siguientes resultados para la experiencia 13:

15.3.1. ANÁLISIS DE AGUAS

En la tabla 15.3.1 se muestran los resultados correspondientes a la alcalinidad, acidez calculada (expresada como mg/l de CaCO_3) y a los contenidos en sulfatos y en los metales: manganeso, hierro total (mg/l) y aluminio (mg/l) de las muestras de agua recogidas.

En lo que se refiere a alcalinidad, ésta fue analizada en el laboratorio. En primer lugar se determinó la cantidad de álcalis libres en el agua y de bicarbonatos alcalinos cáusticos (T_A), obteniéndose un valor nulo para todas las muestras. Posteriormente se determinó el álcali métrico completo (T_{AC}), que corresponde a la cantidad de álcalis libres, carbonatos y bicarbonatos. Los valores obtenidos en este caso corresponden al contenido en carbonatos de las muestras, ya que su contenido en bicarbonatos es nulo.

Los puntos de toma de muestra que aparecen referenciados en tablas y gráficas se corresponden con los descritos en anteriores ocasiones.



26/02/99						
	Alcalinidad calc.	Acidez calc.	Sulfatos	Mn	Fe	Al
	mg/l CaCO ₃	mg/l CaCO ₃	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Influente=Entrada SAPS	0	729	10662	184	43	50
Salida SAPS	75	186	10866	102	0,1	0
Salida Celda 1	75	175	10998	96	0,1	0
Salida Celda 2	81	167	11151	92	0,1	0
Salida Celda 3	90	162	11085	89	0,1	0
Sal.Celda 4=Entr.Humedal	111	162	11160	89	0,1	0
Efluente Humedal	405	1	6909	0,5	0,1	0
05/03/99						
	Alcalinidad calc.	Acidez calc.	Sulfatos	Mn	Fe	Al
	mg/l CaCO ₃	mg/l CaCO ₃	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Influente=Entrada SAPS	0	729	10564	215	16	50
Salida SAPS	87	228	10782	125	0,2	0
Salida Celda 1	88	218	10760	120	0,1	0
Salida Celda 2	81	209	10929	115	0,1	0
Salida Celda 3	81	204	11191	112	0,1	0
Sal.Celda 4=Entr.Humedal	81	200	11503	110	0,1	0
Efluente Humedal	216	2	5860	1	0,1	0
12/03/99						
	Alcalinidad calc.	Acidez calc.	Sulfatos	Mn	Fe	Al
	mg/l CaCO ₃	mg/l CaCO ₃	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Influente=Entrada SAPS	0	708	10532	179	41	50
Salida SAPS	93	235	11004	129	0,2	0,1
Salida Celda 1	90	235	10895	129	0,1	0
Salida Celda 2	93	239	11022	131	0,1	0,1
Salida Celda 3	99	238	11088	131	0,1	0
Sal.Celda 4=Entr.Humedal	102	235	11397	129	0,1	0
Efluente Humedal	216	2	6688	1	0,1	0
19/03/99						
	Alcalinidad calc.	Acidez calc.	Sulfatos	Mn	Fe	Al
	mg/l CaCO ₃	mg/l CaCO ₃	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Influente=Entrada SAPS	0	720	10705	185	45	50
Salida SAPS	81	269	12073	148	0,1	0
Salida Celda 1	60	288	11131	158	0,2	0
Salida Celda 2	48	280	11253	154	0,1	0
Salida Celda 3	54	278	11540	153	0,1	0
Sal.Celda 4=Entr.Humedal	54	271	11620	149	0,1	0
Efluente Humedal	195	6	8228	3	0,2	0
26/03/99						
	Alcalinidad calc.	Acidez calc.	Sulfatos	Mn	Fe	Al
	mg/l CaCO ₃	mg/l CaCO ₃	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Influente=Entrada SAPS	0	727	10993	187	42	49
Salida SAPS	24	331	10206	182	0,1	0
Salida Celda 1	30	331	10469	182	0,1	0
Salida Celda 2	41	324	10613	178	0	0
Salida Celda 3	63	317	10613	174	0,1	0
Sal.Celda 4=Entr.Humedal	69	313	10981	172	0,1	0
Efluente Humedal	330	51	8928	28	0,1	0

Tabla 15.3: Resultados analíticos de influente y efluentes de cada etapa

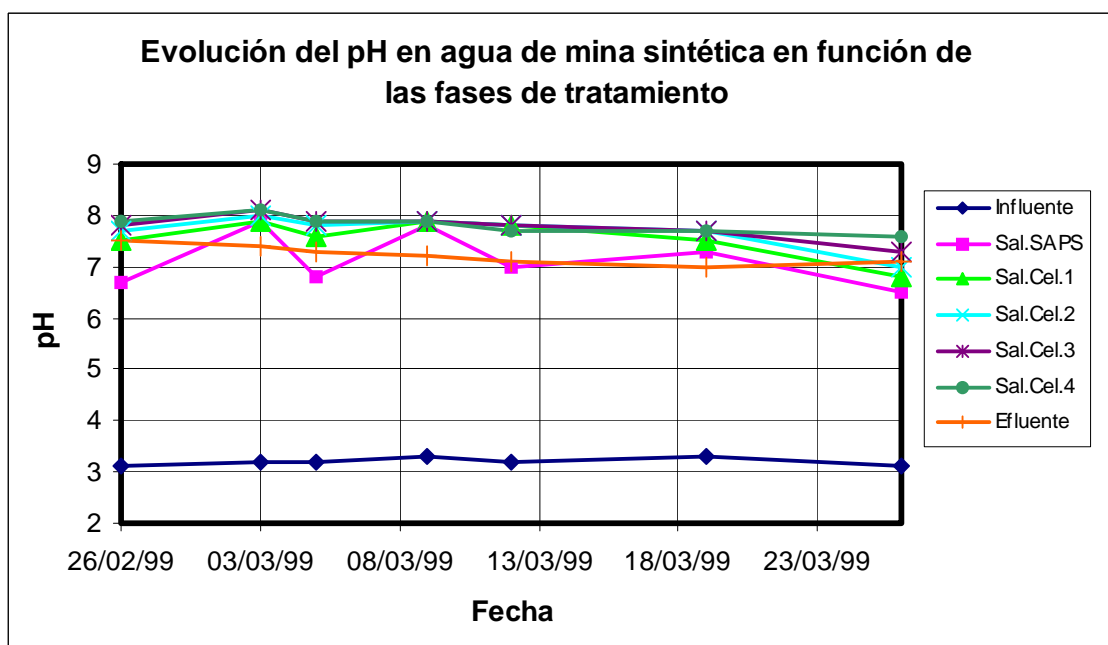
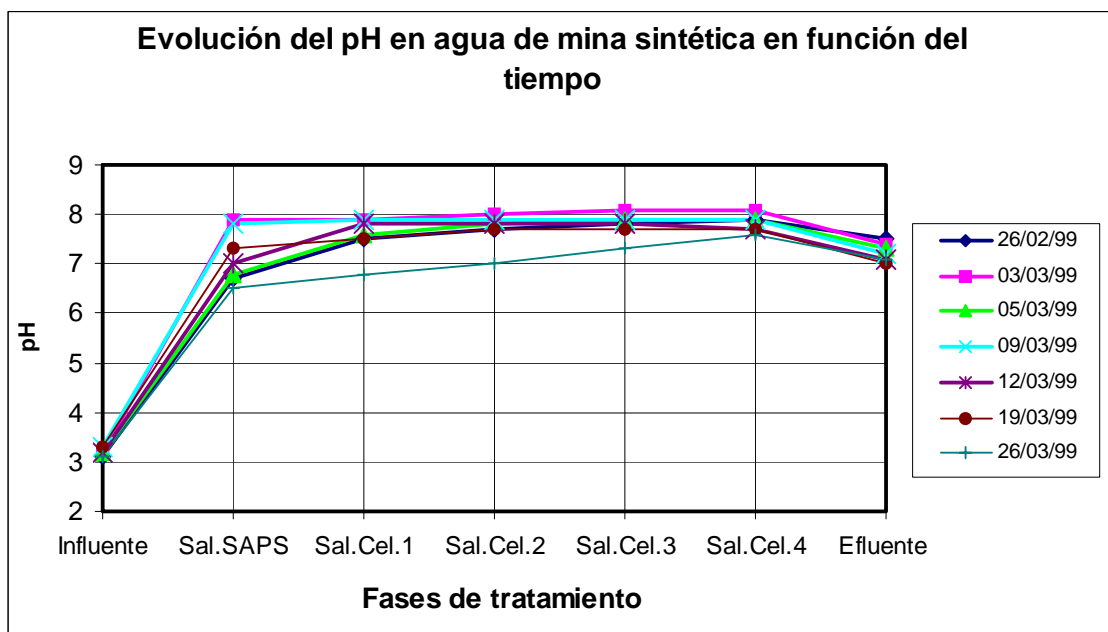


15.3.1.1. ACIDEZ, CONDUCTIVIDAD ELÉCTRICA Y POTENCIAL REDOX

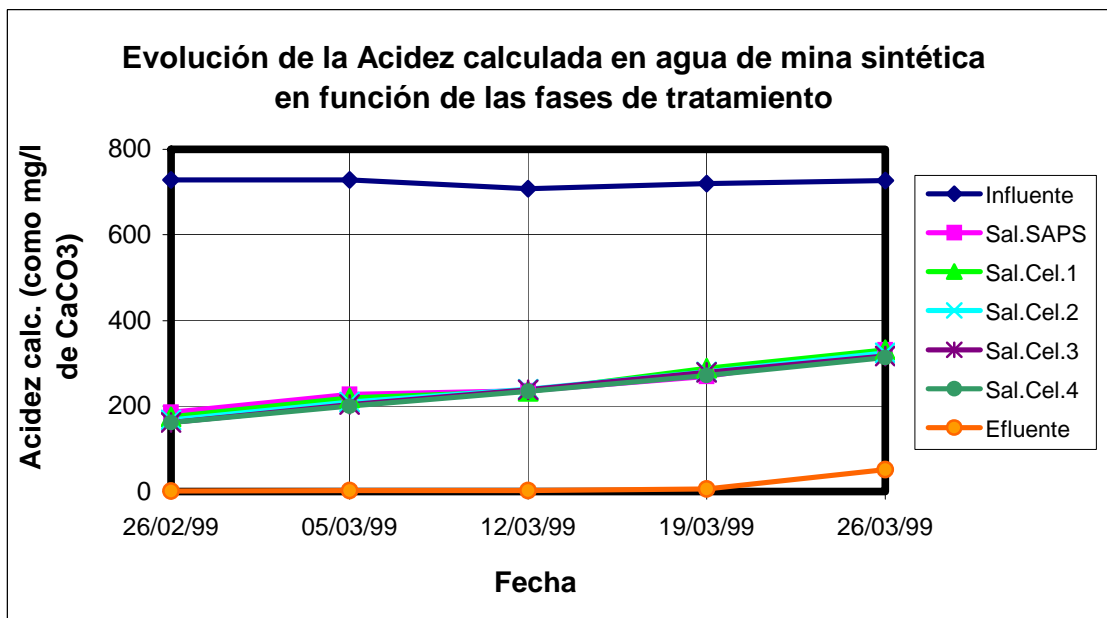
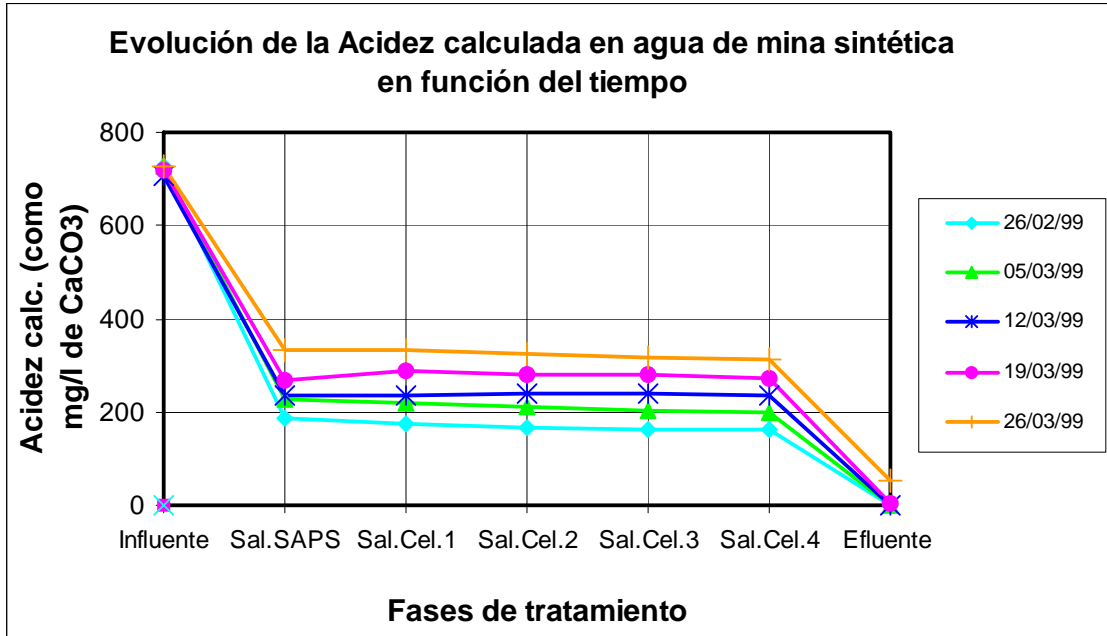
En la tabla 15.3.1.1.a se muestran los valores de pH, conductividad eléctrica y Potencial Redox medidos en muestras recogidas en el sistema. Asimismo se muestran posteriormente las gráficas correspondientes a la evolución de pH, Acidez calculada (según Hedin *et al.*, 1993), alcalinidad, conductividad eléctrica y Potencial Redox de las muestras analizadas, en función del tiempo y las distintas fases del sistema (Graf. 15.3.1.1.a-a' y 15.3.1.1.d-d')

pH, Eh y Conductividad eléctrica			Influyente= Entr. SAPS	Salida SAPS	Salida Celda 1	Salida Celda 2	Salida Celda 3	Sal. Celda 4= Entr. Humedal	Efluente Humedal
26/02/99	pH	Unids.	3,1	6,7	7,5	7,7	7,8	7,9	7,5
	Cond.Eléctr.	μs/cm	9800	9200	9100	9100	9100	9100	8800
	Pot. Redox	mV	320	70	85	85	86	88	15
03/03/99	pH	Unids.	3,2	7,9	7,9	8,0	8,1	8,1	7,4
	Cond.Eléctr.	μs/cm	9300	8900	8700	8700	8700	8600	7800
	Pot. Redox	mV	385	86	140	137	137	131	50
05/03/99	pH	Unids.	3,2	6,8	7,6	7,8	7,9	7,9	7,3
	Cond.Eléctr.	μs/cm	4300	5200	5100	5100	5100	5500	4500
	Pot. Redox	mV	403	105	110	105	97	98	35
09/03/99	pH	Unids.	3,3	7,8	7,9	7,9	7,9	7,9	7,2
	Cond.Eléctr.	μs/cm	8400	7900	8000	8000	8100	8100	7000
	Pot. Redox	mV	485	119	120	118	122	125	90
12/03/99	pH	Unids.	3,2	7,0	7,8	7,8	7,8	7,7	7,1
	Cond.Eléctr.	μs/cm	8700	8000	7900	7700	7700	7800	7400
	Pot. Redox	mV	500	-100	101	100	103	98	67
19/03/99	pH	Unids.	3,3	7,3	7,5	7,7	7,7	7,7	7,0
	Cond.Eléctr.	μs/cm	10300	7500	7500	7600	7700	7600	8100
	Pot. Redox	mV	424	-60	66	76	94	101	39
26/03/99	pH	Unids.	3,1	6,5	6,8	7,0	7,3	7,6	7,1
	Cond.Eléctr.	μs/cm	5800	4800	4800	4800	4800	4800	5800
	Pot. Redox	mV	495	35	73	25	56	68	65

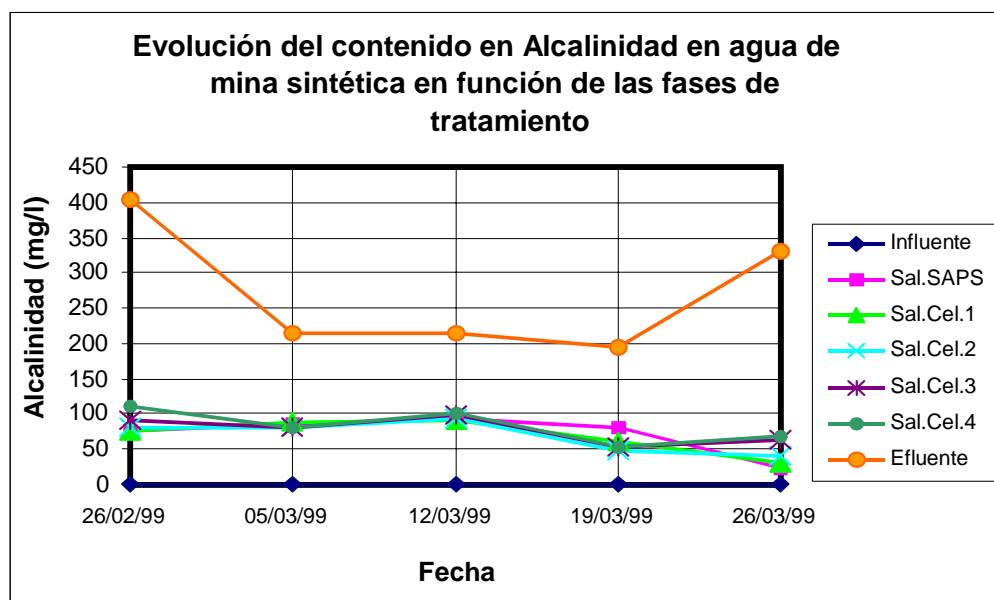
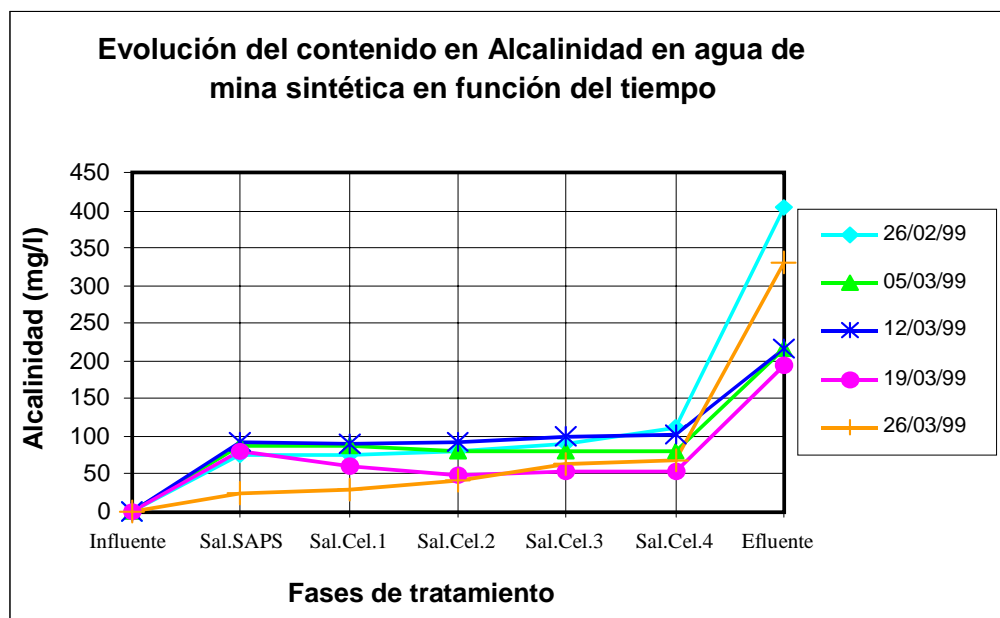
Tabla 15.3.1.1.a: Valores de pH, Eh y conductividad eléctrica de influente y efluente de cada fase



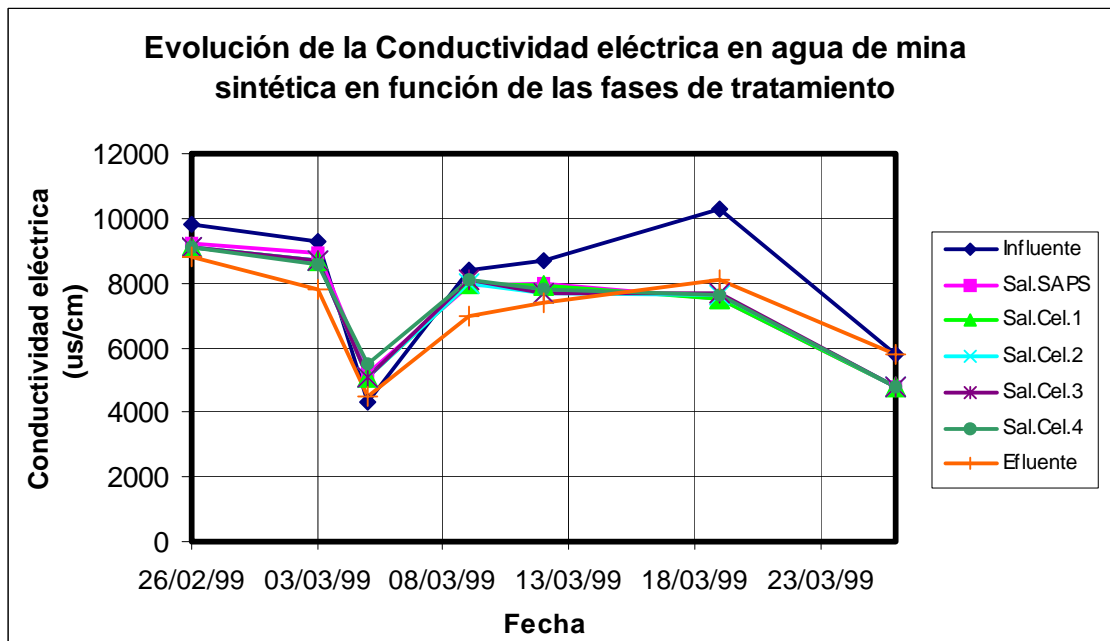
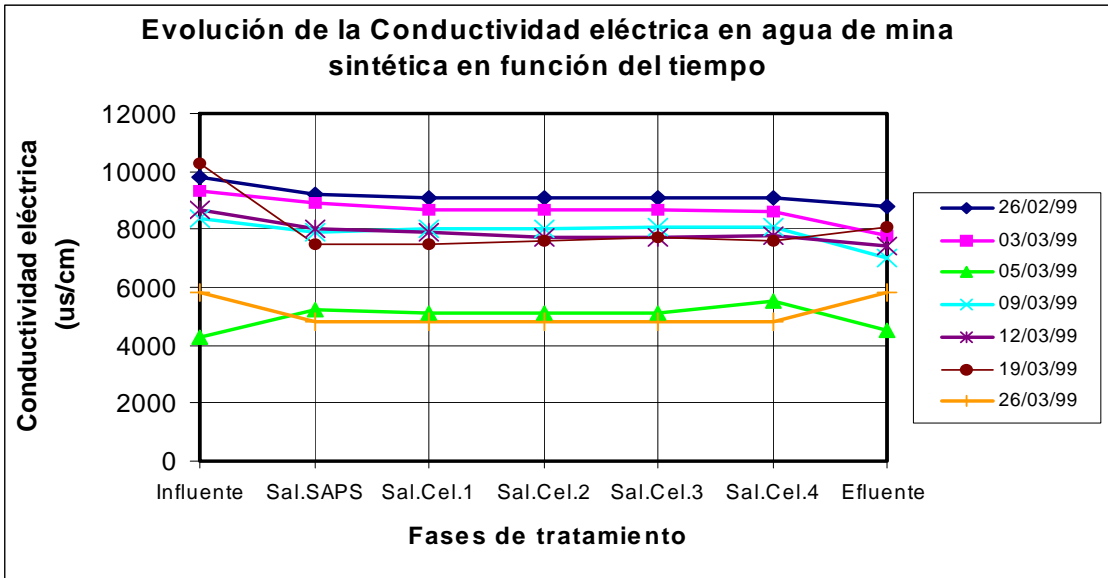
Grafs. 15.3.1.1.a-a': Evolución temporal del pH en influente y efluentes de cada etapa del sistema



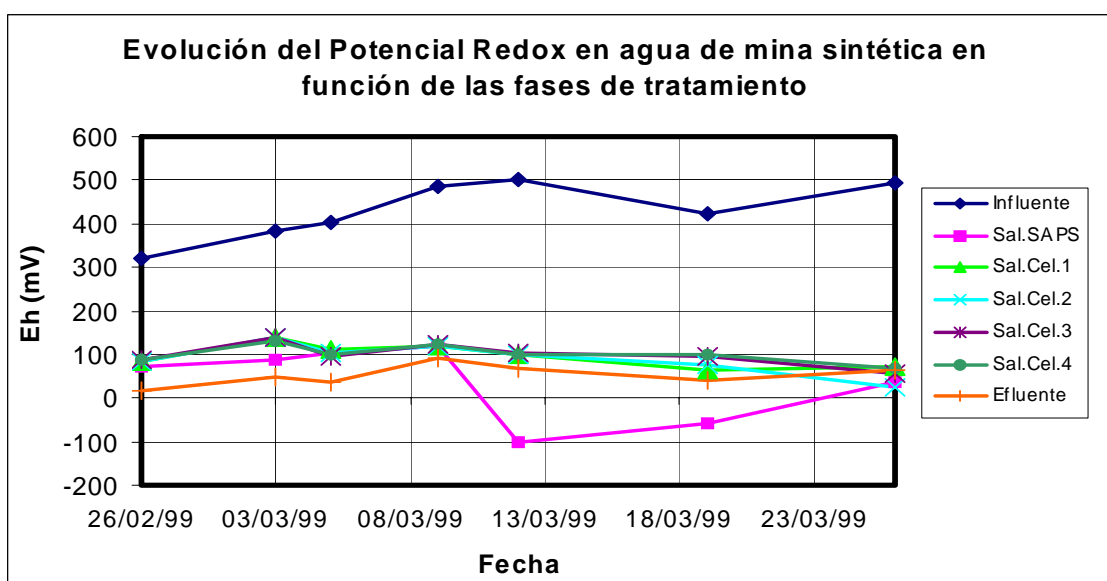
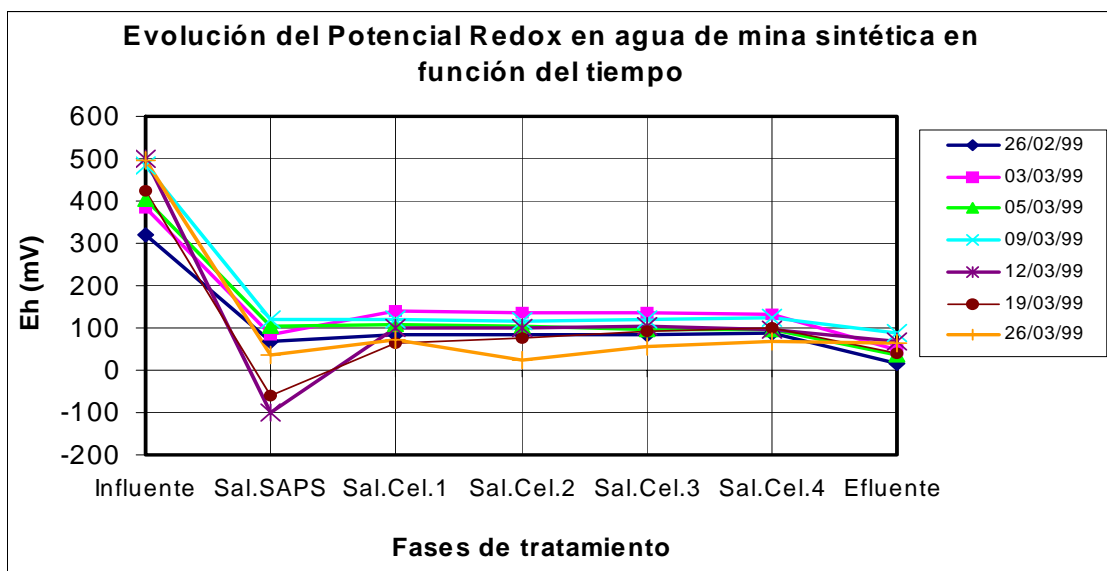
Grafs. 15.3.1.1.b-b': Evolución temporal de la acidez calculada en influente y efluentes de cada etapa del sistema



Grafs. 15.3.1.1.c-c': Evolución temporal de la alcalinidad en influente y efluentes de cada etapa del sistema



Grafs. 15.3.1.1.d-d': Evolución temporal de la conductividad eléctrica en influente y efluentes de cada etapa del sistema



Grafs. 15.3.1.1.d-d': Evolución temporal de Eh en influente y efluentes de cada etapa del sistema

A continuación se muestran los valores (tabla 15.3.1.1.b) y gráficas (Figs. 15.3.1.1.a-c) correspondientes a la evolución de pH, Potencial Redox y conductividad eléctrica, medidos en el sustrato orgánico de cada una de las secciones del humedal de laboratorio, en función del tiempo.



Tabla 15.3.1.1.b: Valores de pH y Eh medidos sobre la superficie del sustrato del humedal

	Entr.	Sec.1	Sec.2	Sec.3	Sec.4	Sec.5	Sec.6	Sec.7	Sec.8	Sec.9	Sec.10	Sec.11	Sec.12	Sec.13	Sec.14	Sec.15	Salida
26/02/99	pH	7,9	7,1	7,1	7,1	6,9	6,8	6,9	6,9	6,9	7,0	6,8	6,9	7,1	7,4	7,5	7,5
	Cond.Eléct.	9100	8800	8700	8600	8500	8500	8200	8100	8500	8400	7800	6300	5600	5500	5500	8800
	Pot. Redox	88	84	84	81	75	68	75	72	72	56	82	84	75	96	76	15
03/03/99	pH	8,1	7,4	7,5	7,0	7,0	7,1	7,1	7,1	7,0	7,1	6,8	6,9	7,2	7,3	7,5	7,4
	Cond.Eléct.	8600	7900	7300	7200	8000	7800	7600	7300	8100	7800	6700	6600	5900	6200	6200	7800
	Pot. Redox	131	70	71	72	20	16	30	26	31	54	51	48	42	52	73	50
05/03/99	pH	7,9	7,3	6,8	7,1	6,9	7,0	6,9	6,8	6,9	7,0	6,9	6,9	7,0	7,4	7,5	7,3
	Cond.Eléct.	5500	5400	5200	4900	5300	5100	5000	4900	5000	4600	4100	3900	3500	3100	3100	4500
	Pot. Redox	98	70	91	77	42	35	58	69	28	45	90	70	56	89	90	35
09/03/99	pH	7,9	7,2	7,2	7,0	7,2	7,6	7,4	7,3	6,9	7,0	7,0	6,9	7,1	7,2	7,5	7,2
	Cond.Eléct.	8000	6600	7300	7600	6800	7100	6800	6500	6600	6900	6600	6100	6900	6100	6000	7000
	Pot. Redox	80	74	70	65	47	61	50	-5	11	28	-12	-3	-3	26	85	90
12/03/99	pH	7,1	6,2	6,9	6,9	6,8	6,9	7,0	6,9	6,8	6,9	6,8	6,9	6,9	7,2	7,3	7,1
	Cond.Eléct.	7400	7500	7500	7600	7300	7700	8000	7200	7200	7000	7000	6800	6400	6400	6500	7400
	Pot. Redox	67	126	120	97	83	41	39	45	37	32	48	32	-90	-10	45	67
19/03/99	pH	7,7	7,2	7,2	7,0	7,1	7,3	7,3	6,9	6,9	7,1	7,0	7,1	7,1	7,2	7,5	7,0
	Cond.Eléct.	7600	7800	7300	7800	7100	7600	7600	7800	7800	7600	7300	7600	7400	7000	7500	8100
	Pot. Redox	101	61	63	45	37	12	26	37	-50	-22	-7	46	25	43	53	39
26/03/99	pH	7,6	7,1	7,1	6,9	7,1	7,4	7,3	7,2	7,2	7,2	7,1	7,2	7,2	7,2	7,4	7,1
	Cond.Eléct.	4800	5300	5100	4800	5400	3800	5300	5300	4500	4300	4300	4400	4500	4500	5300	5800
	Pot. Redox	168	161	153	154	148	138	155	134	135	104	109	118	121	121	120	65

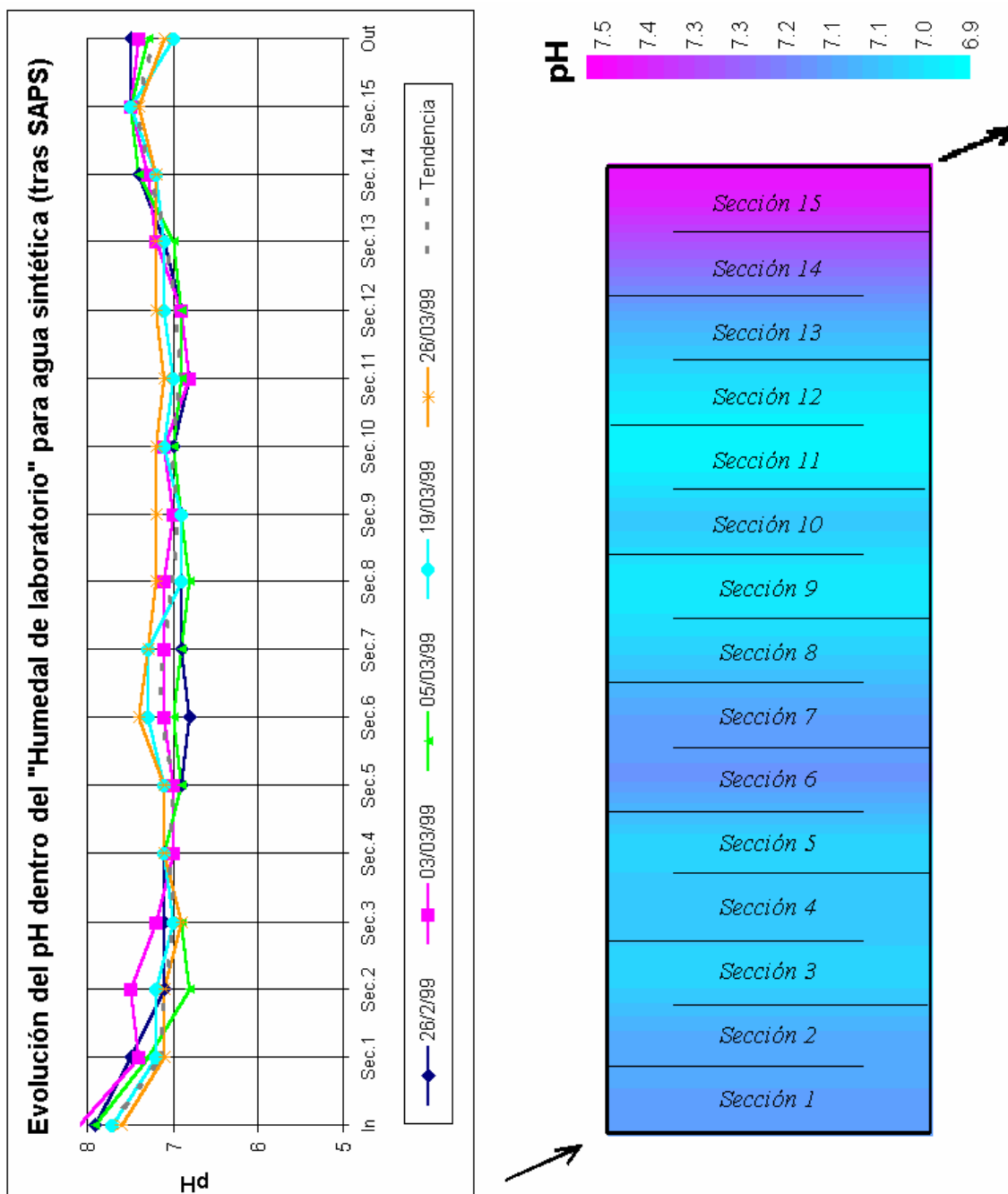


Fig. 15.3.1.1.a

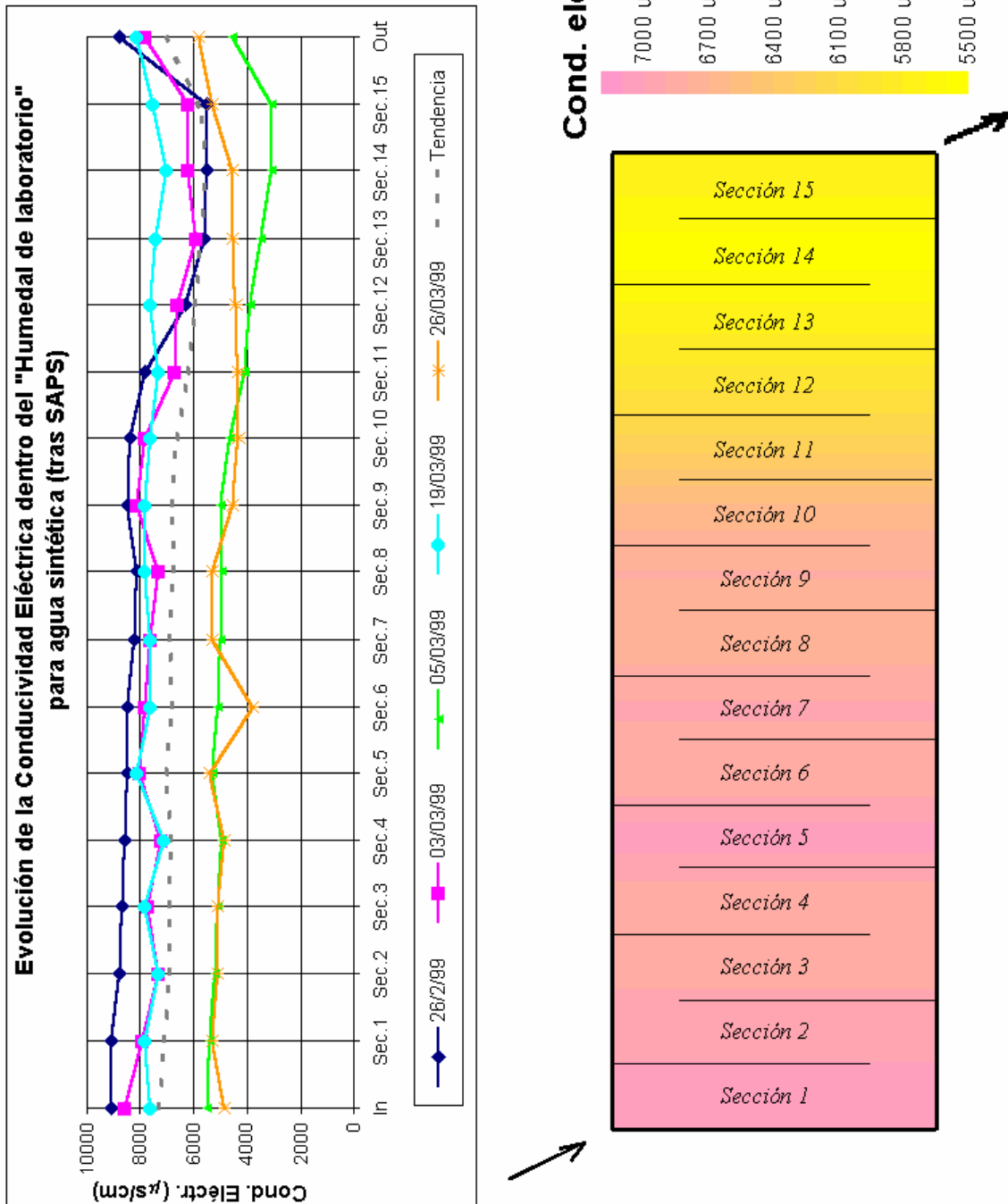


Fig. 15.3.1.1.b

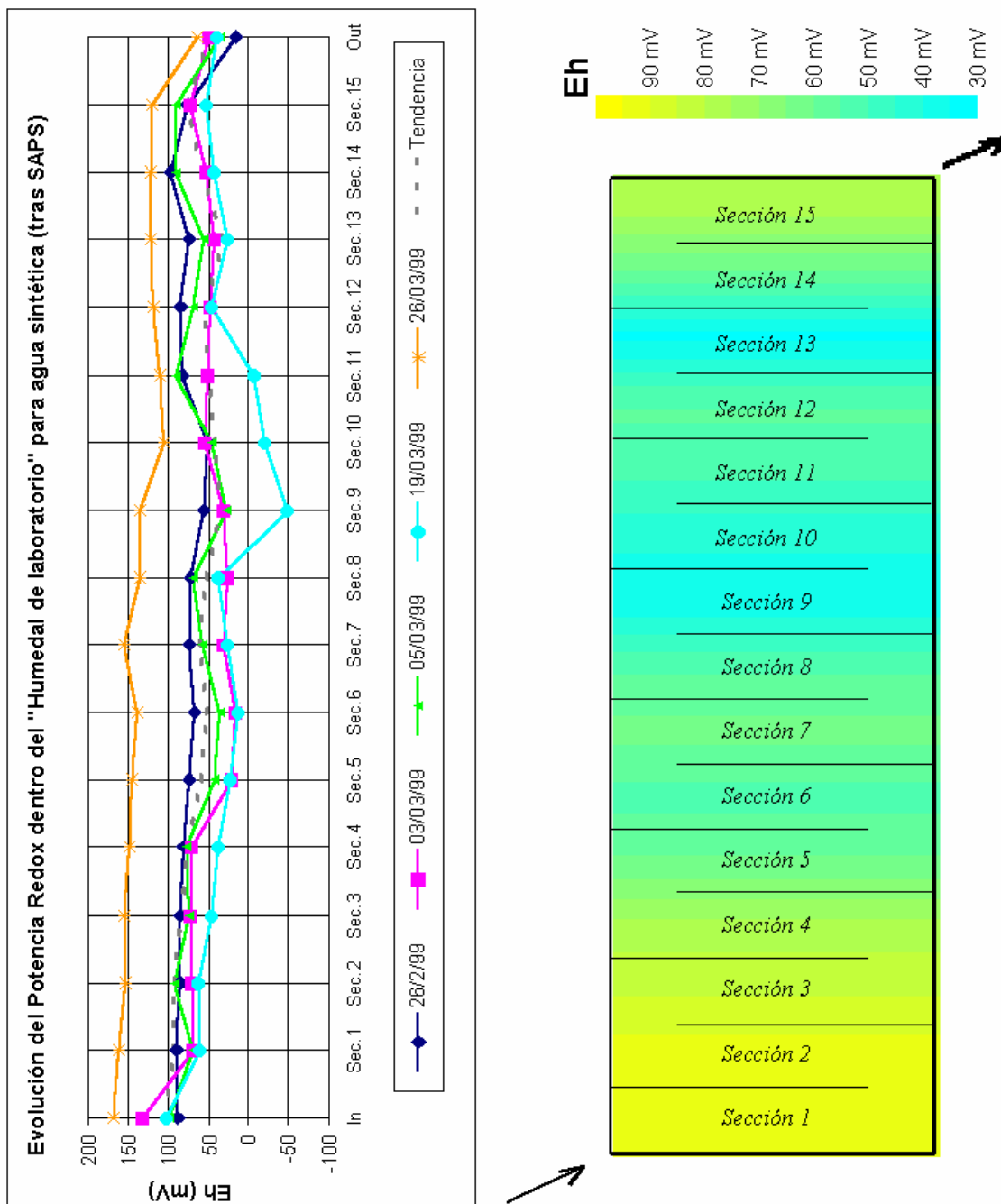


Fig. 15.3.1.1.c



Finalmente se comparan gráficamente los valores de pH medidos en sólidos muestreados en cada una de las fases (Fig. 15.3.1.1.d). Una vez finalizada la experiencia, en el SAPS fueron tomadas dos muestras en la parte superior e inferior del sustrato orgánico de su interior. También se midió el pH del residuo sólido sedimentado en el interior de las celdas de la cascada e igualmente se realizaron medidas dentro del sustrato orgánico usado en el humedal, a diferentes alturas y en diferentes puntos a lo largo de una sección transversal.

En la tabla 15.3.1.1.c se muestran los valores mencionados:

pH				
	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	6,1	6,9	6,95	7,6
PARTE INTERMEDIA	6,3	6,9	6,6	6,9
PARTE PROFUNDA	6,2	6,5	7,2	7,6
LECHO DE BENTONITA	8	8	8,2	8,4
Compost original	5,9			
Bentonita original	7,9			

Tabla 15.3.1.1.c: Valores de pH en muestras de sustrato orgánico tomadas sistemáticamente en el humedal

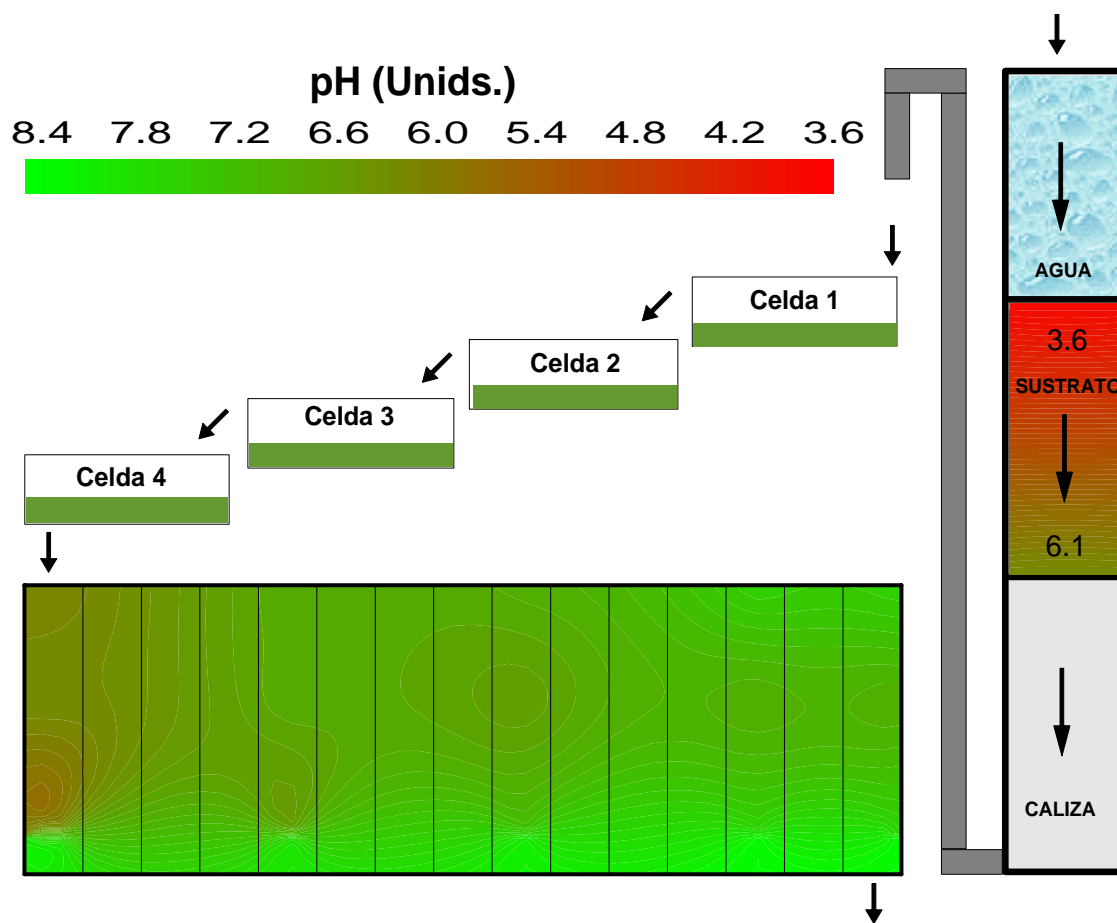
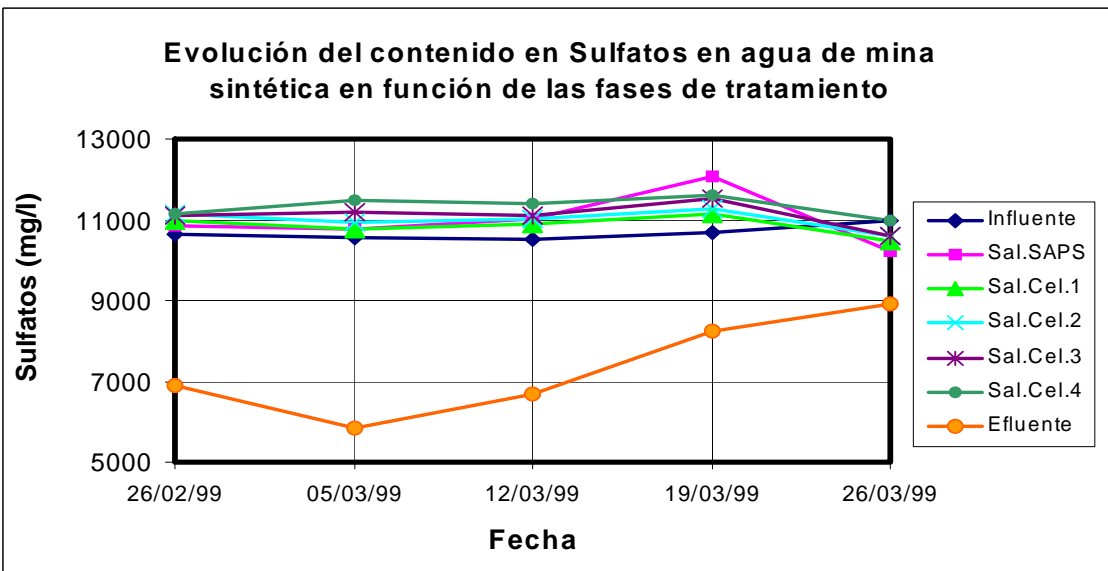
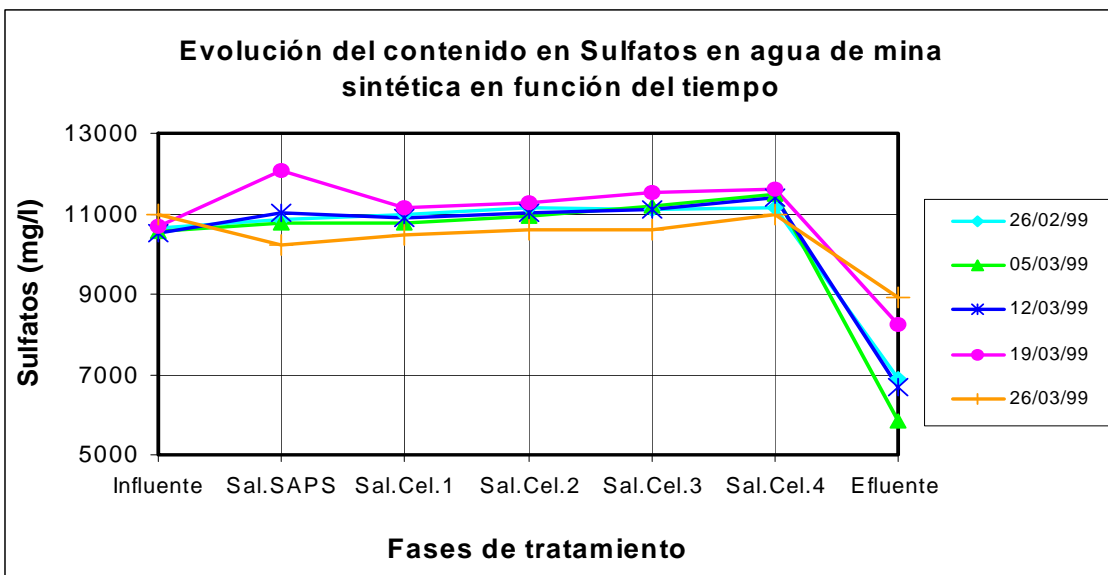


Fig. 15.3.1.1.d: Evolución del pH medido en los distintos sólidos del sistema mixto SAPS-Humedal de laboratorio



15.3.1.2. REDUCCIÓN DE SULFATOS

La evolución del contenido en sulfatos en función del tiempo y las distintas fases del sistema se muestra gráficamente como sigue:

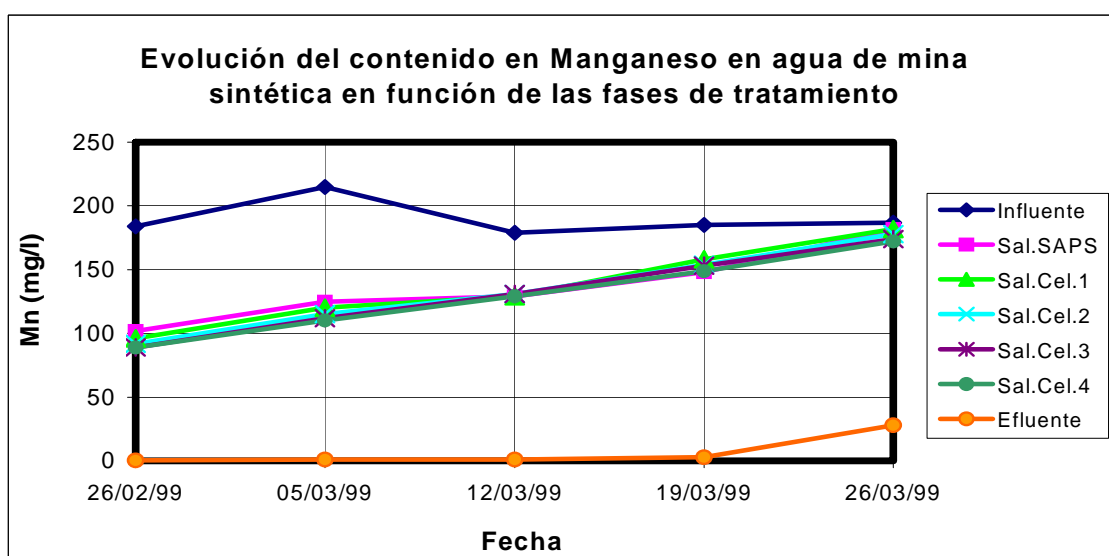
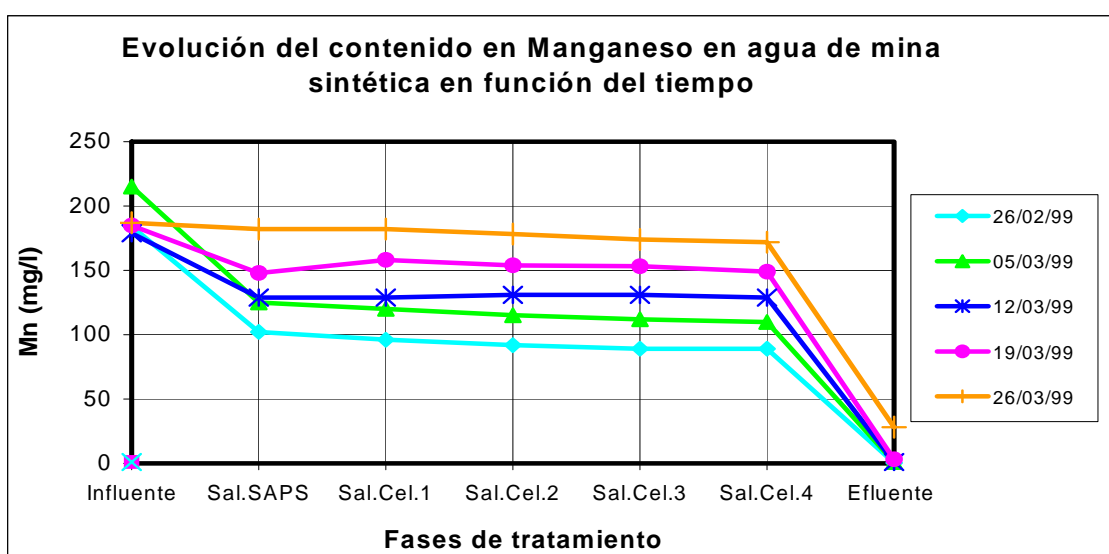


Grafs. 15.3.1.2. a-a': Evolución temporal del contenido en sulfatos en influente y efluente de cada fase

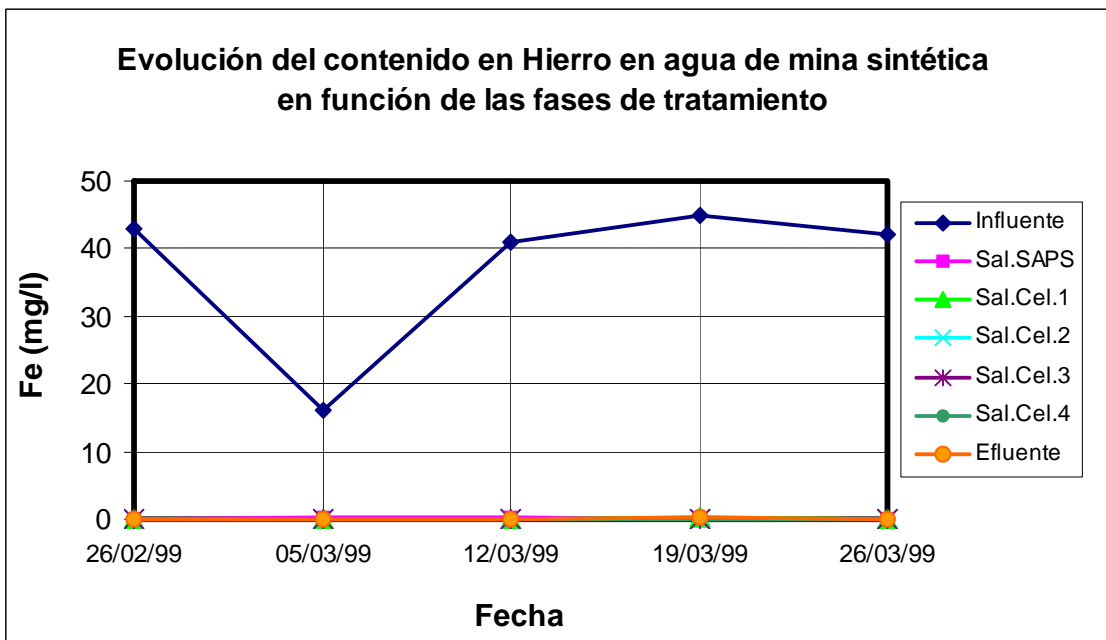
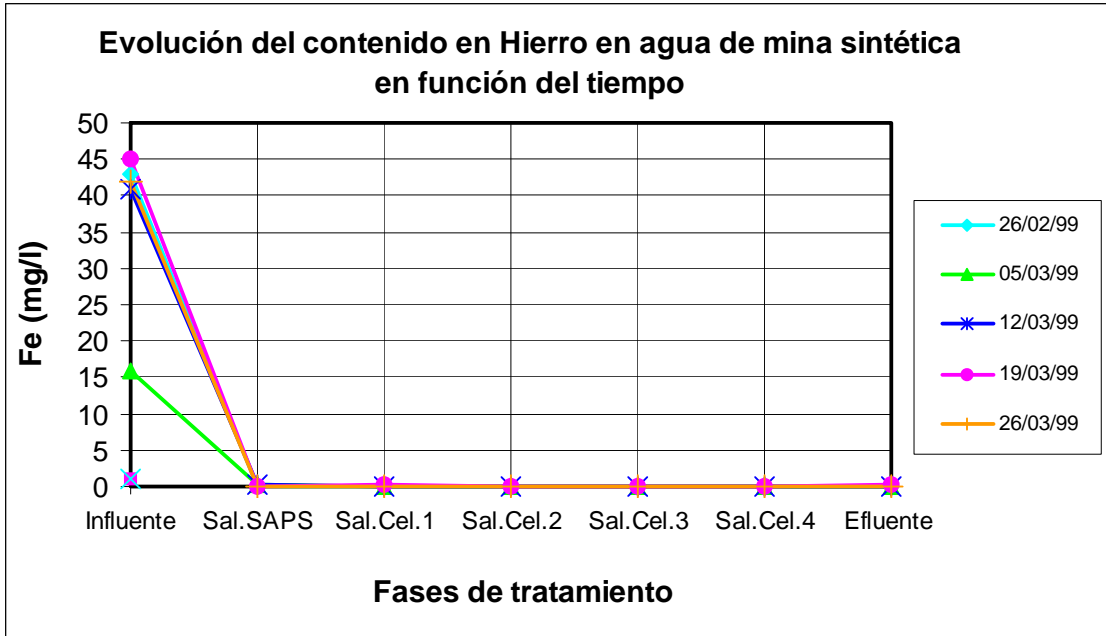


15.3.1.3 REDUCCIÓN DE METALES

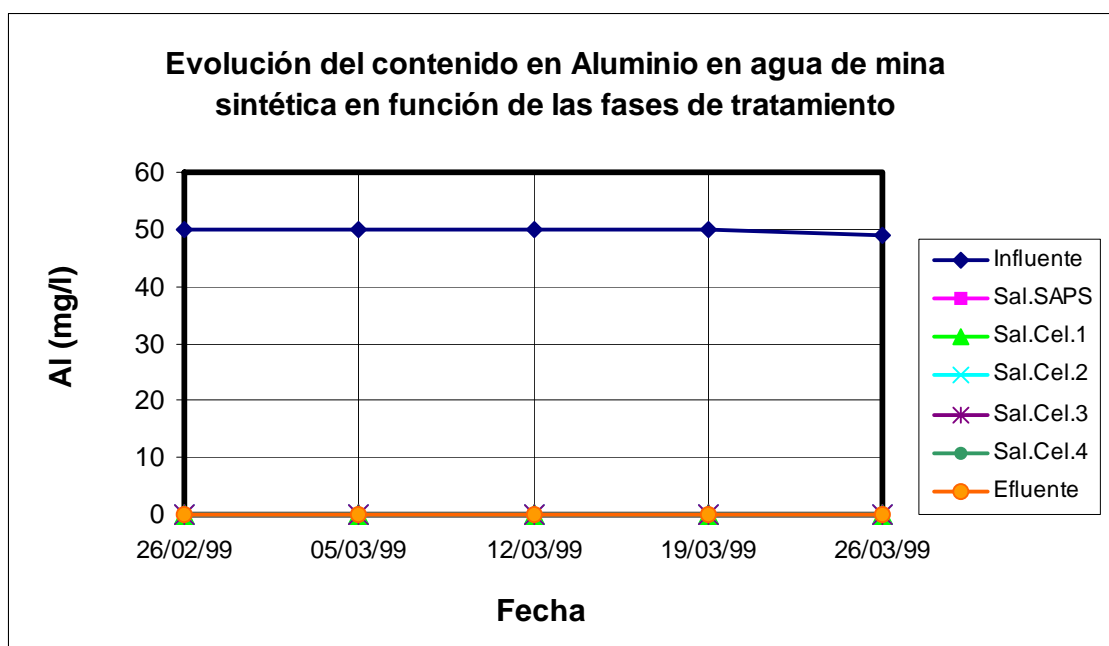
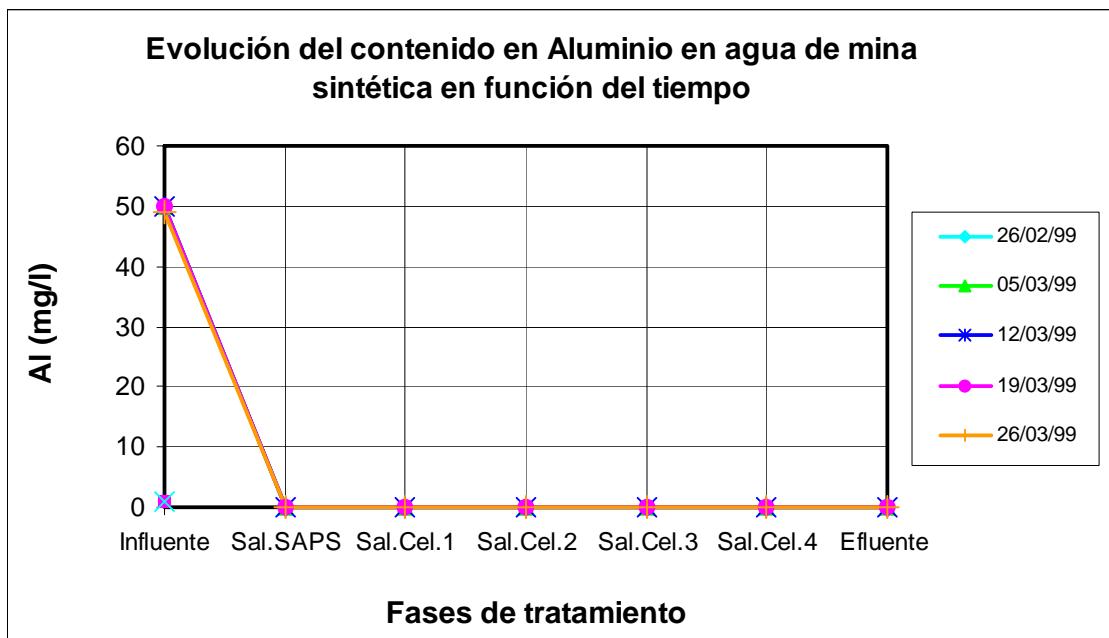
Se incluye en este apartado una representación gráfica de la evolución del contenido en los metales Mn, Fe, y Al en el agua analizada, en función del periodo de funcionamiento y de las distintas fases del sistema (Graf. 15.3.1.3.a-c y 15.3.1.3.a'-c').



Graf. 15.3.1.3.a-a': Evolución temporal del contenido en Mn en influente y efluente de cada fase del sistema



Grafs. 15.3.1.3.b-b': Evolución temporal del contenido en Fe en influente y efluente de cada fase del sistema



Grafs. 15.3.1.3.c': Evolución temporal del contenido en Al en influente y efluente de cada fase del sistema



15.3.2. ANÁLISIS DE LOS SÓLIDOS SEDIMENTADOS EN LAS CELDAS DE OXIDACIÓN

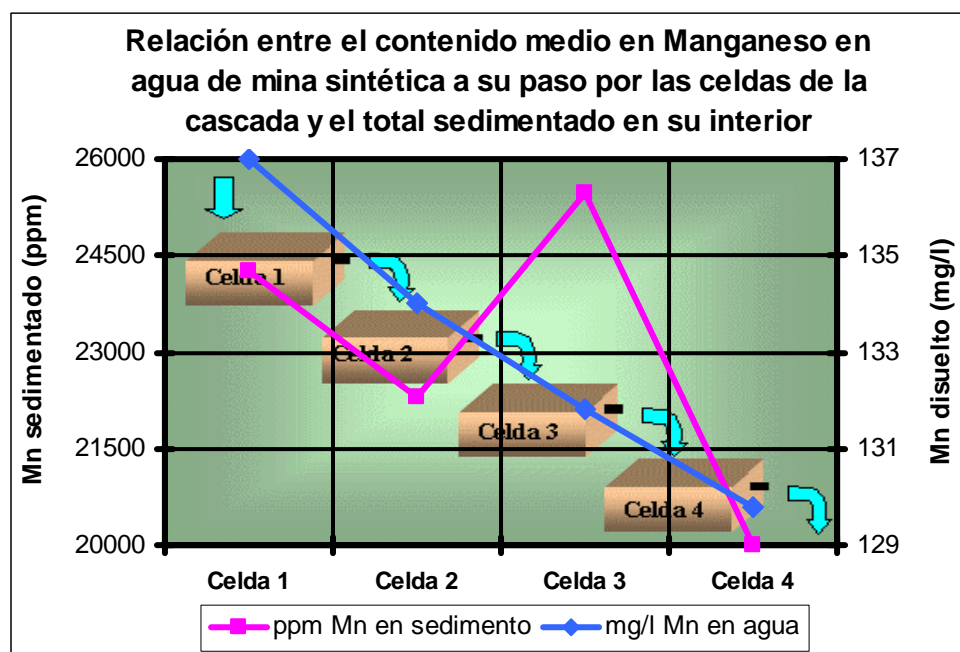
Al igual que se había hecho en la experiencia 11, esta vez también fueron analizadas mediante ICP las concentraciones en 32 elementos de los residuos que por precipitación fue dejando el agua al circular por los recipientes de oxidación. Los resultados se recogen en la tabla 15.3.2.

	Ag (ppm)	Al (%)	As (ppm)	Au (ppm)	B (ppm)	Ba (ppm)	Bi (ppm)	Ca (%)
Celda 1	0,3	0,19	<2	<2	<3	44	3	2,55
Celda 2	0,3	0,11	<2	<2	<3	40	2	2,08
Celda 3	0,6	0,11	<2	<2	<3	44	5	2,37
Celda 4	0,4	0,11	<2	<2	<3	48	7	4,44
	Cd (ppm)	Co (ppm)	Cr (ppm)	Cu (ppm)	Fe (%)	Hg (ppm)	K (%)	La (ppm)
Celda 1	8,5	85	1	19	2,94	<1	0,22	59
Celda 2	7,5	42	11	11	2,26	<1	0,24	53
Celda 3	10,8	39	14	8	1,79	<1	0,24	77
Celda 4	15,3	14	16	<1	1,41	<1	0,21	21
	Mg (%)	Mn (ppm)	Mo (ppm)	Na (%)	Ni (ppm)	P (%)	Pb (ppm)	Sb (ppm)
Celda 1	7,06	24268	<1	0,63	26,4	0,417	3	<3
Celda 2	7,74	22307	<1	0,61	12,2	0,394	12	<3
Celda 3	7,11	25457	<1	0,55	11,8	0,477	32	<3
Celda 4	6,55	20003	<1	0,49	3,2	0,625	37	<3
	Sr (ppm)	Th (ppm)	Ti (%)	Tl (ppm)	U (ppm)	V (ppm)	W (ppm)	Zn (ppm)
Celda 1	53	<2	<,01	<5	<8	<1	<2	57,2
Celda 2	39	<2	<,01	<5	<8	<1	<2	270,4
Celda 3	43	<2	<,01	<5	<8	<1	<2	86,1
Celda 4	70	<2	<,01	<5	<8	<1	<2	113,3

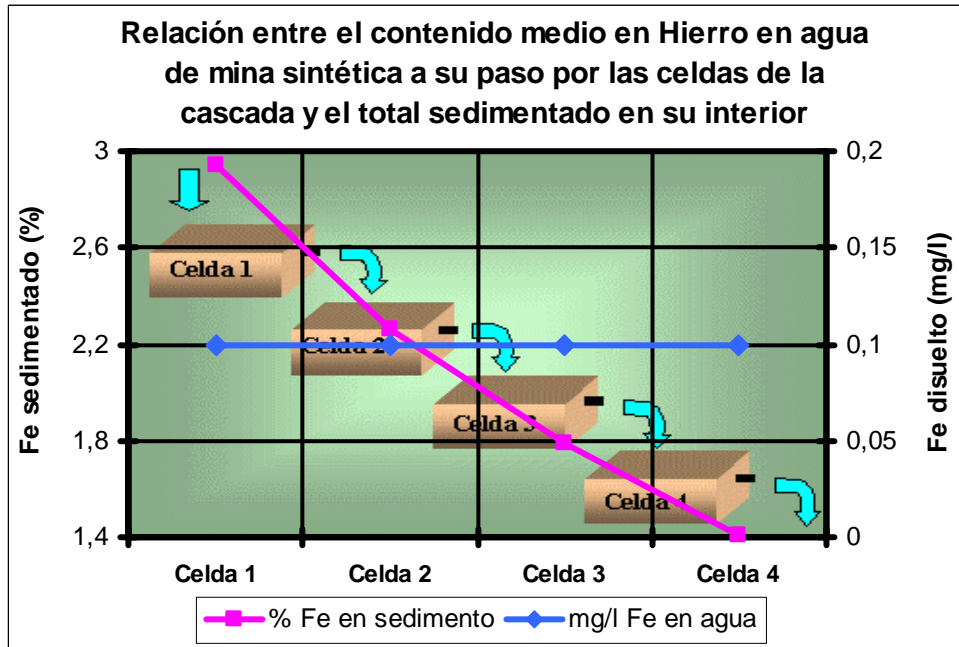
Tabla 15.3.2: Resultados analíticos elementales del precipitado de las celdas de oxidación



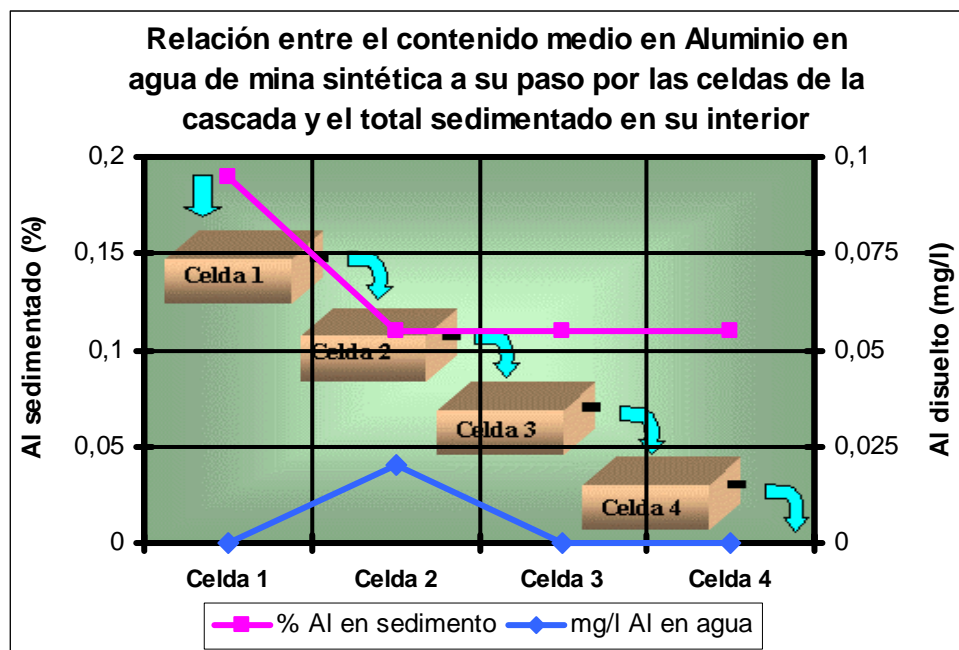
Igualmente se han comparado, para cada metal analizado, los contenidos medios del agua a su paso por cada una de las celdas y las correspondientes concentraciones del residuo precipitado en las mismas. Estos se muestran gráficamente a continuación (Graf. 15.3.2.a-c).



Graf. 15.3.2.a: Contenido en Mn en el efluente de las celdas y en el residuo precipitado en su interior



Graf. 15.3.2.b: Contenido en Fe en el efluente de las celdas y en el residuo precipitado en su interior



Graf. 15.3.2.b: Contenido en Al en el efluente de las celdas y en el residuo precipitado en su interior



15.3.3. ANÁLISIS DE SUSTRATO EN SAPS Y HUMEDAL

Los resultados del análisis de las muestras de sustrato orgánico tomadas a diferentes profundidades a lo largo de un perfil del humedal de laboratorio se recogen en la tabla 15.3.3.a, donde además se comparan éstos con los contenidos medios del sustrato de relleno original.

	Ag (ppm)				Al (%)			
	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,21	0,23	0,10	0,1
PARTE INTERMEDIA	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,18	0,11	0,09	0,09
PARTE PROFUNDA	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	0,29	0,10	0,10	0,13
LECHO DE BENTONITA	<0,3	<0,3	<0,3	<0,3	1,43	1,17	1,37	1,83
Compost original	0,3				0,12			
Bentonita original	<0,3				0,55			
	As (ppm)				Au (ppm)			
	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	10	4	3	7	<2	<2	<2	<2
PARTE INTERMEDIA	9	3	3	7	<2	<2	<2	<2
PARTE PROFUNDA	10	<2	3	5	<2	<2	<2	<2
LECHO DE BENTONITA	11	12	15	14	<2	<2	<2	<2
Compost original	<2				<2			
Bentonita original	2				<2			
	B (ppm)				Ba (ppm)			
	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	<3	7	7	<3	24	24	27	17
PARTE INTERMEDIA	6	6	5	<3	20	24	24	17
PARTE PROFUNDA	8	6	6	7	31	20	21	24
LECHO DE BENTONITA	11	6	11	6	50	50	54	49
Compost original	7				21			
Bentonita original	12				115			
	Bi (ppm)				Ca (%)			
	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	6	4	<3	<3	2,75	2,85	4,21	1,21
PARTE INTERMEDIA	<3	<3	3	<3	1,25	2,65	2,82	1,37
PARTE PROFUNDA	4	5	3	<3	1,69	2,51	3,40	3,39
LECHO DE BENTONITA	6	3	<3	<3	2,05	2,26	2,67	2,00
Compost original	<3				3,6			
Bentonita original	<2				1,79			



SISTEMAS DE TRATAMIENTO PASIVO PARA AGUAS ÁCIDAS DE MINA.
EXPERIENCIAS DE LABORATORIO, DISEÑO Y EJECUCIÓN.

Capítulo "SISTEMA MIXTO SAPS-HUMEDAL DE LABORATORIO PARA AGUA SINTÉTICA"

	Cd (ppm)				Co (ppm)			
	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	0,64	1,22	0,24	0,2	7,9	1,5	5	3
PARTE INTERMEDIA	0,33	1,16	0,8	0,4	4,8	1,2	3	2
PARTE PROFUNDA	0,47	0,6	0,7	0,4	6,4	7	2	1
LECHO DE BENTONITA	0,26	0,5	0,3	0,3	2,4	3	4	4
Compost original	0,6				2			
Bentonita original	0,7				3			
	Cr (ppm)				Cu (ppm)			
	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	4	4	2	2	13	2	<1	<1
PARTE INTERMEDIA	4	3	3	3	5	<1	<1	1
PARTE PROFUNDA	6	3	2	4	10	6	5	9
LECHO DE BENTONITA	13	11	12	15	14	10	9	9
Compost original	4				9			
Bentonita original	1				5			
	Fe (%)				Hg (ppm)			
	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	0,74	0,28	0,17	0,68	1	1	<1	<1
PARTE INTERMEDIA	0,92	0,28	0,14	0,55	1	<1	1	1
PARTE PROFUNDA	0,92	0,13	0,13	0,26	1	<1	<1	<1
LECHO DE BENTONITA	0,94	0,75	0,86	1,12	<1	<1	<1	<1
Compost original	0,17				<1			
Bentonita original	0,28				1			
	K (%)				La (ppm)			
	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	0,05	0,04	0,06	0,04	22	9	8	5
PARTE INTERMEDIA	0,04	0,03	0,06	0,03	13	8	7	4
PARTE PROFUNDA	0,06	0,04	0,08	0,10	15	3	4	4
LECHO DE BENTONITA	0,31	0,27	0,35	0,46	13	9	9	12
Compost original	0,15				2			
Bentonita original	0,26				29			
	Mg (%)				Mn (ppm)			
	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	0,96	0,97	0,84	0,21	3644	1902	603	100
PARTE INTERMEDIA	0,56	0,83	0,84	0,20	2130	1595	454	74
PARTE PROFUNDA	1,24	1,10	0,87	0,60	2997	1438	348	141
LECHO DE BENTONITA	7,08	5,84	6,70	8,55	2219	569	380	419
Compost original	0,18				81			
Bentonita original	0,43				742			
	Mo (ppm)				Na (%)			
	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	2	1	1	3	0,05	0,17	0,41	0,15
PARTE INTERMEDIA	3	3	3	3	0,06	0,21	0,48	0,19
PARTE PROFUNDA	3	9	9	7	0,28	0,54	0,80	0,93
LECHO DE BENTONITA	1	4	4	1	1,04	0,89	1,11	1,12
Compost original	1				0,04			
Bentonita original	<1				1,11			



	Ni (ppm)				P (%)			
	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	25,8	14	6	3	0,062	0,090	0,072	0,042
PARTE INTERMEDIA	15,1	9	5	3	0,041	0,058	0,053	0,038
PARTE PROFUNDA	18,8	8	2	2	0,045	0,042	0,052	0,063
LECHO DE BENTONITA	5,8	7	7	7	0,040	0,047	0,043	0,040
Compost original	3				0,105			
Bentonita original	8				0,017			
	Pb (ppm)				Sb (ppm)			
	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	16	32	31	7	4	<3	3	<3
PARTE INTERMEDIA	10	16	16	8	3	<3	<3	<3
PARTE PROFUNDA	15	14	20	14	3	<3	3	<3
LECHO DE BENTONITA	14	18	18	14	<3	<3	3	<3
Compost original	26				3			
Bentonita original	16				2			
	Sr (ppm)				Th (ppm)			
	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	85	94	126	47	9	2	2	<2
PARTE INTERMEDIA	58	109	122	48	7	2	<2	<2
PARTE PROFUNDA	78	91	105	101	7	<2	<2	<2
LECHO DE BENTONITA	107	96	103	97	6	3	4	5
Compost original	83				2			
Bentonita original	23				13			
	Ti (%)				Tl (ppm)			
	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<5	<5	<5	<5
PARTE INTERMEDIA	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<5	<5	<5	<5
PARTE PROFUNDA	0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<5	<5	<5	<5
LECHO DE BENTONITA	0,04	0,03	0,04	0,05	<5	<5	<5	<5
Compost original	<0,01				<5			
Bentonita original	<0,01				<5			
	U (ppm)				V (ppm)			
	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	<8	<8	<8	<8	13	4	3	8
PARTE INTERMEDIA	<8	<8	<8	<8	13	4	3	7
PARTE PROFUNDA	<8	<8	<8	<8	13	3	3	5
LECHO DE BENTONITA	<8	<8	<8	<8	23	20	22	27
Compost original	<8				4			
Bentonita original	<5				2			
	W (ppm)				Zn (ppm)			
	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda	1ª Celda	5ª Celda	9ª Celda	13ª Celda
PARTE SUPERFICIAL	<2	<2	<2	<2	181,7	799,8	761,9	175,7
PARTE INTERMEDIA	<2	<2	<2	<2	94,6	502,5	522,5	153,1
PARTE PROFUNDA	<2	<2	<2	<2	137,5	358,4	496,4	454,7
LECHO DE BENTONITA	<2	<2	<2	<2	93	108,1	101,3	78,7
Compost original	<2				43			
Bentonita original	<2				37			

Tabla 15.3.3.a: Resultados analíticos elementales de muestras de sustrato del humedal



En la tabla 15.3.3.b se recogen los resultados correspondientes al análisis de dos muestras de sustrato orgánico utilizado en el interior del sistema SAPS. La muestra 1 corresponde a la parte superficial del mismo, es decir, aquella con la que el agua entró primero en contacto. La muestra 2 fue tomada en la parte inferior del sustrato, cercana a la capa de caliza del fondo del SAPS.

Sustrato orgánico del interior del SAPS					
	Muestra 1	Muestra 2		Muestra 1	Muestra 2
Ag (ppm)	<0,3	<0,3	Mg (%)	0,86	1,12
Al (%)	0,34	0,46	Mn (ppm)	1604	4460
As (ppm)	<2	4	Mo (ppm)	1	<1
Au (ppm)	<2	<2	Na (%)	0,03	0,03
B (ppm)	<3	<3	Ni (ppm)	6	17
Ba (ppm)	20	20	P (%)	0,083	0,054
Bi (ppm)	<3	<3	Pb (ppm)	11	8
Ca (%)	0,24	2,5	Sb (ppm)	<3	<3
Cd (ppm)	<0,2	0,4	Sr (ppm)	3	44
Co (ppm)	1	2	Th (ppm)	<2	2
Cr (ppm)	5	2	Ti (%)	<0,01	<0,01
Cu (ppm)	10	<1	Tl (ppm)	<5	<5
Fe (%)	1,02	0,35	U (ppm)	11	<8
Hg (ppm)	<1	<1	V (ppm)	2	3
K (%)	0,03	0,03	W (ppm)	<2	<2
La (ppm)	1	1	Zn (ppm)	25	31

Tabla 15.3.3.b: Resultados analíticos elementales de muestras de sustrato del SAPS

A continuación se muestra de forma gráfica la evolución -según un perfil transversal de las diversas unidades que componen el sistema de tratamiento-, de los contenidos en los tres metales con los que fue dopada el agua sintética en los distintos sólidos de las mismas (Figs. 15.3.3.a-c). Con ello se pretende deducir el modo en que tiene lugar la precipitación de estos metales dentro del conjunto del sistema híbrido.

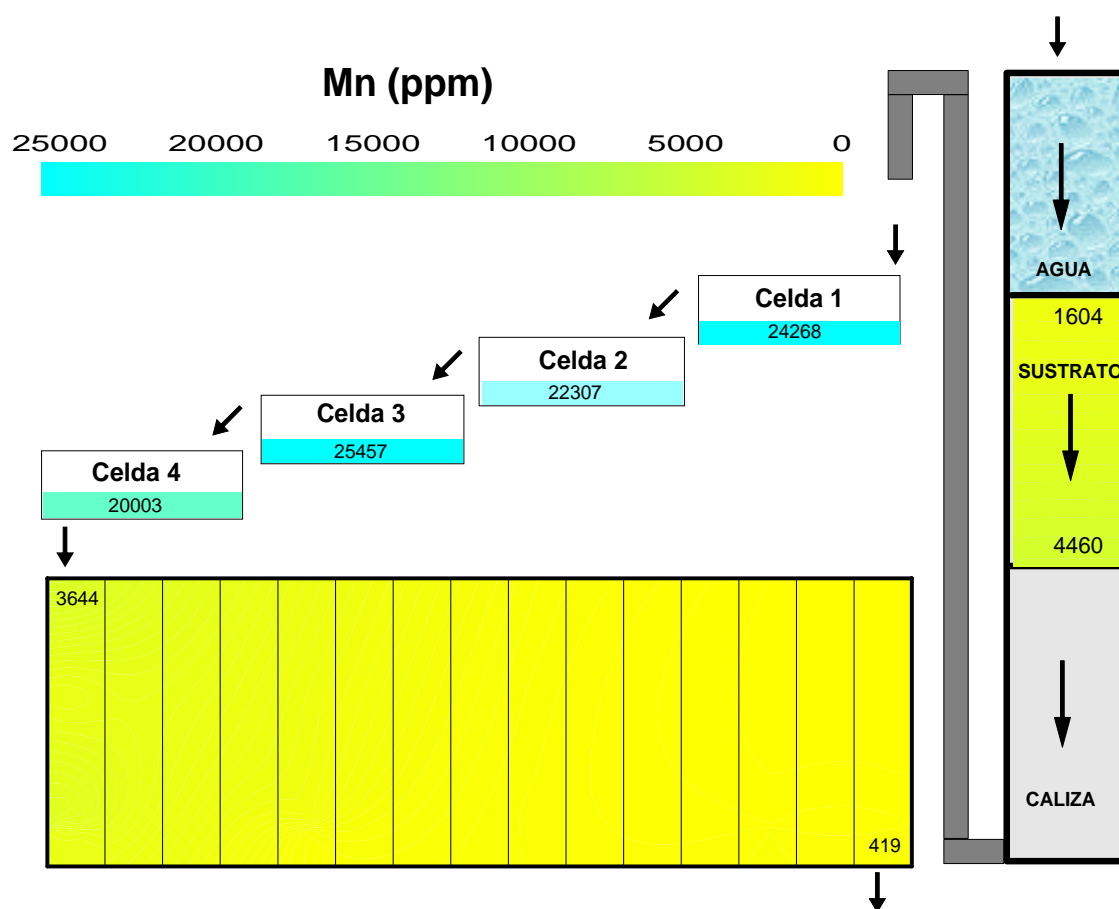


Fig.15.3.3.a: Comparación de los resultados del análisis de contenido en Mn en los distintos sólidos del sistema

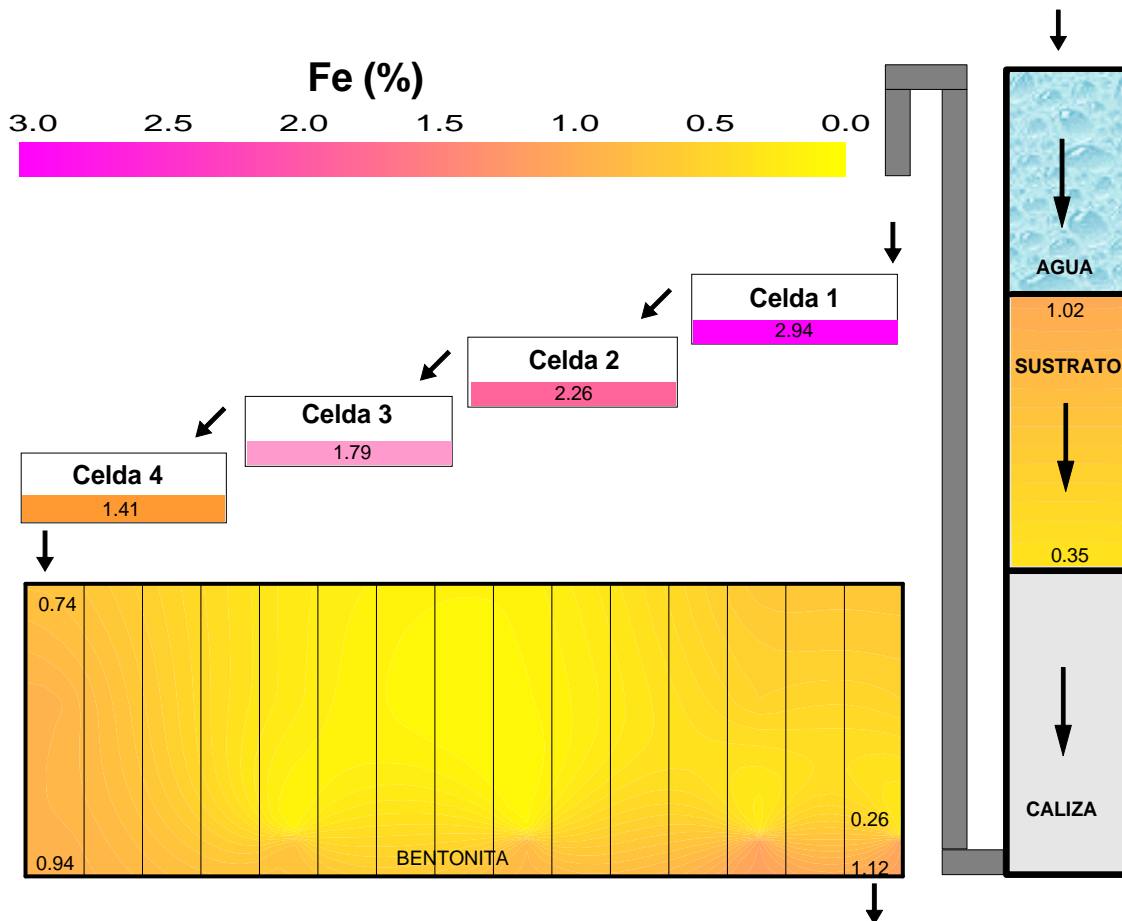


Fig.15.3.3.b: Comparación de los resultados del análisis de contenido en Fe en los distintos sólidos del sistema

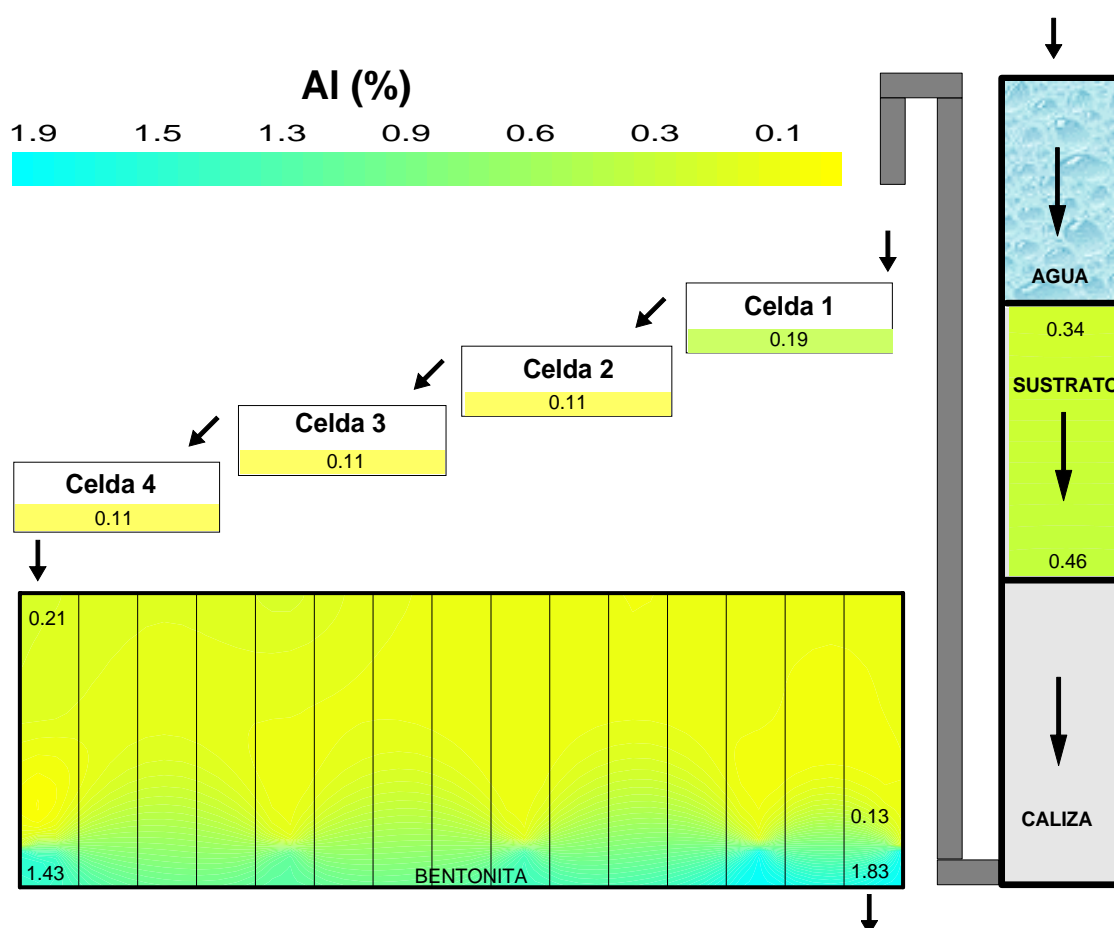


Fig.15.3.3.c: Comparación de los resultados del análisis de contenido en Al en los distintos sólidos del sistema



15.4. CONCLUSIONES

Los **resultados** medios correspondientes al efluente final que se han obtenido utilizando el sistema combinado “SAPS-humedal de laboratorio” para tratar el agua de mina sintética como ya se ha descrito, se resumen de la siguiente forma:

- Reducción de la **acidez** calculada en un 98%
- Reducción del contenido en **sulfatos** en un 32%
- Reducción del contenido en **manganeso** en un 92%
- Reducción del contenido en **hierro** en un 100%
- Reducción del contenido en **aluminio** en un 100%
- Incremento medio de **pH** en más de 4 unidades
- Descenso medio del **Potencial Redox** en 430 mV

En definitiva, se puede resumir la **calidad media del efluente** del sistema empleado en esta experiencia, como sigue:

pH	Acidez Calc.	Eh	Sulfatos	Mn	Fe	Al
unidades	mg/l CaCO ₃	mV	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
7,2	12	65	7300	7	0	0

Contenidos medios del efluente del sistema híbrido SAPS-humedal de laboratorio para agua de mina sintética

Los valores anteriormente mostrados cumplen los requisitos de calidad exigidos para el vertido en nuestro país (Ley de Aguas 29/1985), para todos los parámetros medidos, a excepción del contenido en sulfatos, que los supera



ampliamente. El agua de mina sintética utilizada en esta experiencia presentaba valores superiores a estos límites en todos los parámetros analizados.

El **pH** experimenta en esta experiencia un gran incremento (4 unidades) en el interior de la columna que hace las veces de sistema SAPS, alcanzándose valores neutrales a su salida. Durante el paso por las celdas de la cascada de oxidación, el pH sufre un ligero aumento y posteriormente, los valores decrecen en media unidad a la salida del humedal, al igual que había ocurrido en la experiencia 12. Se observa que el efluente del SAPS y especialmente el del humedal muestran tendencia a disminuir su pH con el paso del tiempo.

El pH medido sobre la superficie del sustrato orgánico, dentro de las diferentes secciones del humedal, muestra una tendencia muy homogénea a lo largo del tiempo y de las distintas secciones. Únicamente se puede observar un descenso suave de los valores de pH justamente a la entrada del humedal, permaneciendo constante a partir de entonces hasta incrementarse ligeramente en la parte final del humedal. Análogamente a experiencias anteriores con sistemas de tratamiento mixtos, esta vez tampoco se han apreciado visibles depósitos de óxidos, ya que tanto el hierro como el aluminio ya habían sido reducidos antes de su entrada al humedal.

Una vez medido el pH en los sólidos que han intervenido en la experiencia (sustratos sólidos de SAPS y humedal y sedimento en celdas de la cascada de oxidación), se deduce que el ajuste de acidez protónica se produce casi enteramente en el sustrato orgánico del interior del SAPS, pasando de un pH de 3.6 en su parte



superior a 6.1 en la parte inferior de la capa orgánica del sistema SAPS. En el resto de las fases el pH se mantiene próximo a la neutralidad

La evolución observada en la **acidez** calculada es similar a la obtenida en la anterior experiencia. A la salida del sistema SAPS, la acidez ha sufrido una importante reducción (65% de promedio). En el interior del humedal esta acidez será casi eliminada, mientras que permanece prácticamente constante en el interior de la cascada. En los gráficos correspondientes se aprecia claramente cómo la reducción de acidez comentada pierde intensidad con el tiempo, en todas las fases del tratamiento.

El **Potencial Redox** alcanza sus mínimos a la salida del sistema SAPS, llegando a tomar valores negativos, lo que sirve como comprobación de la existencia de condiciones reductoras en el interior del mismo. Lógicamente, el Eh se incrementa en el interior de la cascada, dado que en ella se favorecen las condiciones oxidantes. Sin embargo, aunque su valor desciende en unos 40 mV de promedio, el potencial redox no alcanza valores negativos dentro del humedal. Esto se traducirá en una deficiente reducción de sulfatos, como se verá más adelante. Al final de la experiencia parece observarse un incremento del Eh en todas las fases.

En la parte superficial del sustrato orgánico, el Eh decrece ligera y progresivamente a lo largo de las diversas secciones del humedal a excepción de las últimas, en donde aumenta. Por otro lado, se observa una tendencia creciente de sus valores en función del tiempo.

En esta experiencia se han realizado también mediadas de **conductividad eléctrica** tanto en las distintas etapas del sistema como sobre la superficie del humedal. Aunque los valores obtenidos varían mucho dependiendo de la fecha



medida, se tiene que la conductividad eléctrica decrece en el efluente de la columna SAPS –en cuyo interior se ha quedado la mayor parte de los metales que viajaban disueltos-, para permanecer más o menos constante en el resto de etapas. A lo largo de la parte superficial del humedal, este parámetro no varía demasiado, exceptuando un cierto decremento en sus últimas secciones.

Los **sulfatos** no resultan ser reducidos por completo, fundamentalmente porque no se han alcanzado las condiciones reductoras deseables en el interior del humedal. Pese a ello, se ha conseguido su elevada concentración inicial en unos 4000 mg/l, que es un valor nada despreciable. Es el interior del humedal el único lugar donde se produce una reducción de sulfatos; en el resto de las fases su contenido no varía sensiblemente. Este elevado contenido se ha manifestado en forma de depósitos blanquecinos sobre el sustrato orgánico del interior del humedal (Foto 15.4).

La concentración de **manganeso** experimenta una primera reducción de un 28% en el interior del sistema SAPS y, sin variar de forma destacada a su paso por la cascada de oxidación -salvo una ligera tendencia decreciente-, se reduce totalmente en el interior del humedal. La concentración de este elemento en los sólidos sedimentados en las celdas de oxidación es decreciente, a excepción de los correspondientes a la tercera celda, en la que se aprecia un incremento.



Foto 15.4: Depósitos blanquecinos de sulfatos sobre la superficie del sustrato orgánico en el humedal

El comportamiento del manganeso es similar al observado en las experiencias con sistemas mixtos (debe recordarse que cuando precipita el Mn, el Fe ya había sido eliminado en la primera de las etapas). La concentración del influente al humedal es unas 100 veces superior a la del agua de salida del mismo. Del análisis de diversas muestras de sustrato orgánico tomadas según una sección del humedal se deduce que esta importante reducción tiene lugar mayoritariamente en las primeras secciones del mismo. También se aprecia un importante incremento en el contenido en Mn del sustrato orgánico del interior del SAPS.

El **aluminio** disuelto en el agua es completamente suprimido tras atravesar el SAPS, para mantenerse con contenidos nulos a su paso por el resto de unidades del sistema. La concentración relativa de Al en el sedimento de las celdas de oxidación es



también muy reducida y decreciente a lo largo de la serie de celdas. En lo que se refiere al análisis del sustrato orgánico del humedal, se tiene que su concentración en Al es bastante escasa, aunque un poco superior en las primeras secciones de dicho humedal. El contenido en Al del lecho de bentonita es elevado. Por otra parte, como es lógico, la concentración de Al en el sustrato orgánico de relleno del sistema SAPS es incrementada tras el tratamiento.

Comportamiento análogo lo presenta el **hierro**, que es eliminado del agua prácticamente por completo en el interior de la unidad de producción sucesiva de alcalinidad. El contenido medio de hierro total disuelto en el agua a su paso por la cascada de oxidación es de 0.11 mg/l. Esta agua ha dado lugar –durante la duración de la experiencia- a un precipitado en las celdas de dicha cascada, cuyas concentraciones en hierro son decrecientes, pasando de casi un 3% en la primera celda hasta 1.4% en la última. El análisis de sustrato orgánico ha revelado que es en la primera sección del humedal donde se ha depositado la mayor parte del escaso hierro que llevaba disuelto el agua en esta fase, destacando un superior contenido en el lecho de bentonita. A diferencia de lo que ocurre con el Mn y el Al, el hierro depositado en el sustrato orgánico del interior del SAPS, lo hace en mayor proporción en la primera parte del mismo.

Si se comparan en este punto los resultados obtenidos en esta experiencia con los correspondientes a la experiencia 12, en la que se utilizaba un ALD en el lugar del SAPS, se observa que, a diferencia del sistema ALD –y a pesar de que la concentración de los influentes de ambos sistemas es idéntica-, el sistema SAPS consigue eliminar por completo el Al, por lo que las concentraciones de este

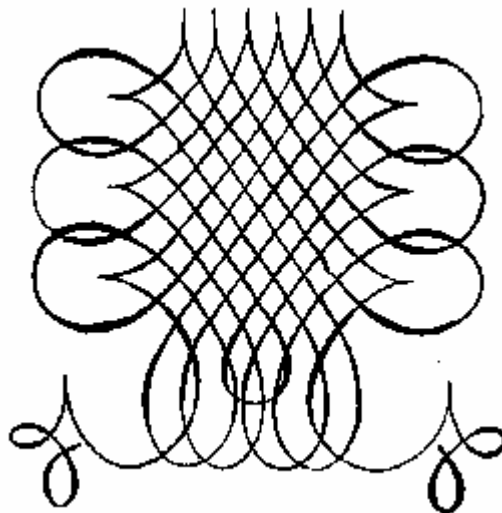


elemento en los sedimentos de la cascada de oxidación son muy inferiores a las encontradas en la anterior experiencia. En el caso del hierro, sucede a la inversa, ya que son mayores sus contenidos en las celdas de oxidación de la experiencia 13 que en las correspondientes al sistema mixto ALD-cascada-humedal. Ello puede ser explicado porque el contenido en hierro del influente del sistema SAPS es ampliamente superior al correspondiente al sistema ALD.

A partir de lo anterior se deduce que el sistema de sucesiva producción de alcalinidad, o SAPS de laboratorio ha desempeñado perfectamente su labor en esta experiencia. Esto es así porque en su interior se han alcanzado las pretendidas condiciones anaerobias, se ha reducido acidez y se han eliminado por completo las concentraciones de aluminio y hierro que provocarían el fallo de un ALD. Se ha podido comprobar, además, que estas reducciones han tenido lugar en la capa de sustrato orgánico, para evitar que la caliza se pueda ver afectada por recubrimientos de óxidos o pérdida de permeabilidad y así pueda seguir generando alcalinidad de forma sucesiva. Al finalizar la experiencia se ha podido comprobar que la caliza de la parte inferior de la columna SAPS no presentaba recubrimientos de óxidos como había ocurrido en el caso del ALD de la experiencia 12.



Aquí termina el conjunto de experiencias de laboratorio llevadas a cabo en el laboratorio de la Escuela Técnica Superior de Ingenieros de Minas de Oviedo. A partir del análisis de sus resultados se realizó un diseño de planta piloto para el tratamiento *in situ* del agua de mina utilizada en los experimentos. Este se describe en el siguiente capítulo.



Parte tercera

Sistema de tratamiento a escala piloto

*1. Diseño de un sistema
de tratamiento pasivo
para agua de mina*



1. DISEÑO DE UN SISTEMA DE TRATAMIENTO PASIVO A ESCALA PILOTO PARA AGUA DE MINA

1.1. INTRODUCCIÓN

Antes de realizar cualquier diseño de tratamiento de un agua de mina, debe realizarse un cuidadoso estudio preliminar de la zona afectada, sirviéndose de bibliografía específica anterior. Debe recopilarse toda la información histórica disponible que sea de interés, especialmente en lo que se refiere a características químicas, físicas y medioambientales asociadas a la descarga a tratar.

Después de esta primera etapa de trabajo de gabinete, vendría una fase de estudio de campo, en la que se recoge información actual en la zona. Son imprescindibles la toma y análisis de muestras del agua de mina, así como la determinación de su caudal.

Los parámetros señalados en la primera columna de la Tabla 1.1.a serían aquellos que como mínimo habría que determinar para elegir correctamente un sistema de tratamiento. En la segunda columna se señalan los parámetros que resulta interesante, pero no imprescindible, analizar.



	MINIMO	DESEABLE
Caudal	X	X
pH en campo	X	X
pH en laboratorio	X	X
Alcalinidad total (como CaCO ₃)	X	X
Acidez neta (como CaCO ₃)	X	X
Alcalinidad neta (como CaCO ₃)		X
Hierro ferroso	X	X
Hierro total	X	X
Calcio		X
Magnesio		X
Aluminio	X	X
Sodio		X
Manganeso	X	X
Sulfatos	X	X
Cloruros		X
Potasio		X
Bromuros		X
Plata		
Arsénico		
Bario		
Berilio		
Cadmio		
Cobalto		
Cromo		
Cobre		
Niquel		
Plomo		



Mercurio		
Antimonio		
Selenio		
Talio		
Vanadio		
Zinc		X
Conductividad específica	X	X

Tabla 1.1.a: Matriz de análisis de la calidad del agua (modificado de Hyman y Watlaf, 1995)

Una vez se dispone de la información suficiente, se puede realizar un estudio del impacto ambiental al que está sometida la zona. También es posible la selección del método de tratamiento más adecuado, en función, primero, de las características del agua a tratar y después de la disponibilidad de medios y características físicas del área donde se pretende ubicar el sistema pasivo, así como de las leyes y regulaciones vigentes.

Determinados en el agua a tratar los parámetros necesarios, -de entre los cuales destacan los imprescindibles: pH, acidez, alcalinidad y contenidos en hierro, aluminio y oxígeno disuelto, entre otros-, para realizar una toma de decisión acerca del sistema de tratamiento pasivo idóneo para el agua en cuestión, se pueden utilizar unos criterios como los que se muestran en la Tabla 1.1.b. Se trata de una matriz de decisión simple, en la que se recogen todos los tipos clásicos de sistemas de tratamiento pasivo: dispositivos de sedimentación, humedales aerobios y anaerobios, sistemas SAPS y ALD. Todos ellos han sido descritos en la Parte primera de esta Tesis y posteriormente empleados en las experiencias de laboratorio.



Clasificación de agua de mina		Tipo de tratamiento pasivo	Criterios de dimensionamiento
<u>I. Netamente alcalina</u>		(balsa de sedimentación) Humedal aerobio	Fe: 10-20 gm ⁻² d ⁻¹ Mn: 0.5-1.0 gm ⁻² d ⁻¹
<u>II. Netamente ácida:</u> < 1mg/l Fe ³⁺ , Al, DO	IIa. Acidez (Fe ³⁺ + Mn)* < 150 mg/l	ALD y Humedal aerobio	Fe: 10-20 gm ⁻² d ⁻¹ Mn: 0.5-1.0 gm ⁻² d ⁻¹
	IIb. Acidez (Fe ³⁺ + Mn)* > 150 mg/l	SAPS y humedal aerobio o Humedal anaerobio	Acidez: 30-50 gm ⁻² d ⁻¹ o t _r en caliza > 12 h Fe: 10-20 gm ⁻² d ⁻¹ Mn: 0.5-1.0 gm ⁻² d ⁻¹ Acidez: 3.5-7.0 gm ⁻² d ⁻¹
<u>III. Netamente ácida:</u> > 1mg/l Fe ³⁺ , Al, DO		SAPS y humedal aerobio o Humedal anaerobio	Acidez: 30-50 gm ⁻² d ⁻¹ o t _r en caliza > 12 h Fe: 10-20 gm ⁻² d ⁻¹ Mn: 0.5-1.0 gm ⁻² d ⁻¹ Acidez: 3.5-7.0 gm ⁻² d ⁻¹

- Acidez (Fe²⁺ + Mn) = 1.8 x (concentración de Fe²⁺ en mg/l + concentración de Mn en mg/l)

Tabla 1.1.b: Selección del sistema de tratamiento en función de la calidad del agua (según Watlaf y Hyman, 1995; Hedin, R., 1997)

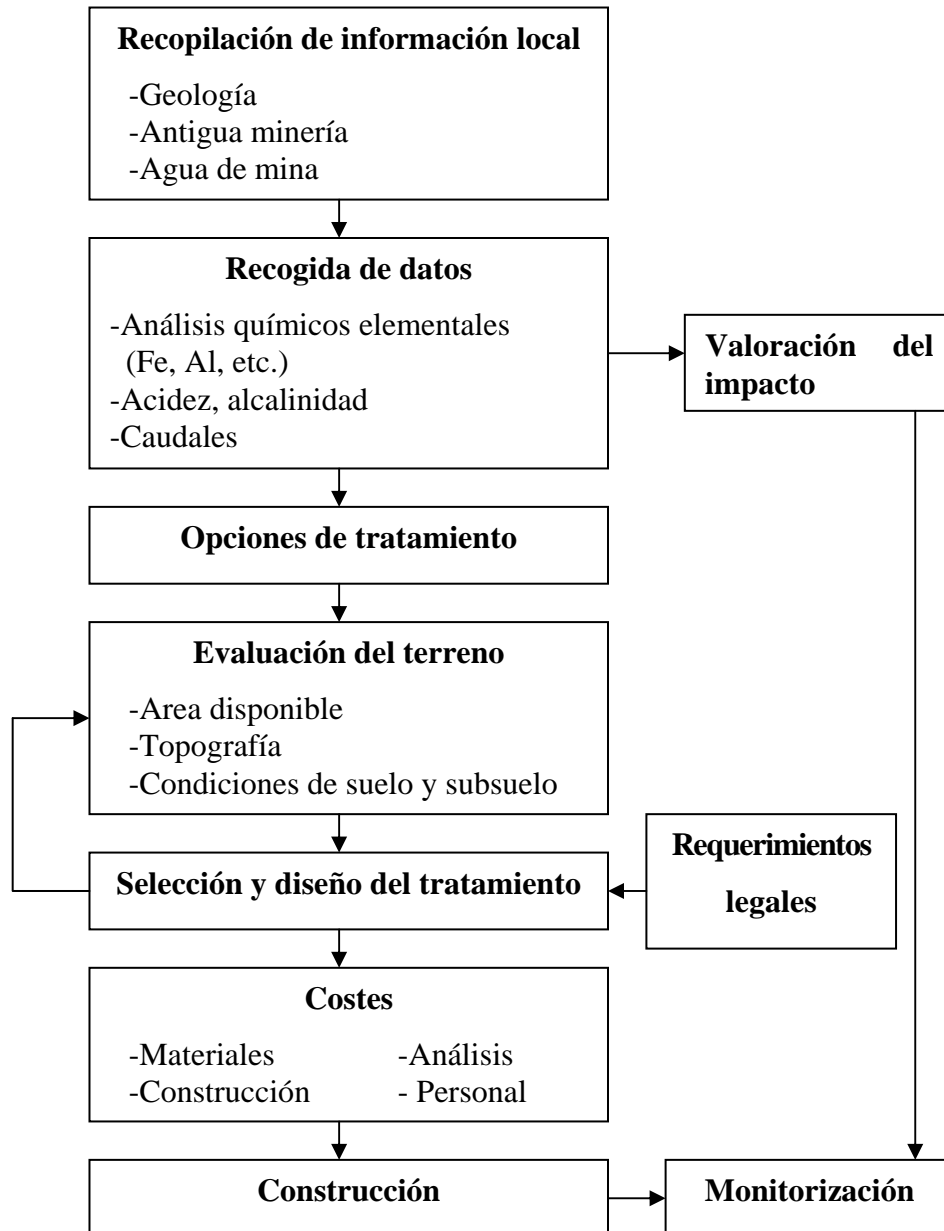


Fig. 1.1: Diagrama de flujo de la metodología para valoración y remediación mediante tratamientos pasivos (modificado de Jarvis, A.P., 1997)

Finalmente, seleccionado el tipo de sistema tratamiento, y habiendo comprobado que es posible su ejecución en la zona, se realiza un diseño minucioso



del sistema tratando de adaptarlo en el entorno. Se evalúan los costes de cada una de las etapas implicadas en la construcción y funcionamiento del sistema y si existe viabilidad, se procede a la realización del mismo, que debe ser monitorizado durante su periodo de actividad (Jarvis, A.P., 1997). Todo el proceso descrito se resume mediante el diagrama de flujo de la Fig. 1.1.

1.2. OBJETIVOS

Como ya se ha explicado extensamente, existen tres tipos principales de tratamientos pasivos de aguas de mina: humedales de sistema aerobio, sistemas anóxicos que contienen un sustrato orgánico (humedales y SAPS) y drenajes calizos anóxicos. En los primeros tienen lugar reacciones de oxidación y los metales precipitan principalmente como óxidos e hidróxidos. La existencia de una capa de sustrato orgánico en un humedal da lugar a procesos químicos y biológicos que generan alcalinidad y neutralizan los componentes ácidos del agua de mina. Los lechos de caliza se utilizan para añadir alcalinidad al agua de mina. Dicha caliza se mantiene anóxica para que pueda producirse una disolución evitando recubrimientos de la misma con oxi-hidróxidos de hierro.

Cada una de las tres técnicas pasivas es la más apropiada para un tipo particular de agua de mina. Con frecuencia, resultan más efectivas cuando se combinan en un mismo sistema. En el caso del agua de corta que aquí se estudia, por tratarse de un agua netamente ácida ($\text{pH} = 3.3$) y con contenidos inaceptables de Fe y Al (contenidos de unos 50 y 500 mg/l respectivamente) resulta imprescindible su tratamiento con un humedal de compost.



El objetivo final del proyecto es el diseño de un humedal que sea capaz de efectuar una depuración eficaz de las aguas de mina, que presentan una composición en la que cabe destacar el pH ácido y alto contenido en sulfatos y metales, consiguiendo una disminución de los niveles de los mismos y una reducción de acidez.

Ello conllevaría:

- Un aumento en el pH de las aguas al pasar por las instalaciones de un pretratamiento y a través el humedal hasta alcanzar valores tolerables para su posterior incorporación a un curso de agua superficial.
- Reducción del contenido en sulfatos y metales hasta concentraciones que permitan su evacuación sin provocar contaminación en un posible cauce receptor.
- Una depuración natural con un coste y un impacto ambiental menor que con sistemas de tratamiento convencionales.
- La creación de una zona de humedal que reporta una mejora de las condiciones ambientales creando una área de alta calidad paisajística.

Por lo tanto, se propone la construcción de una planta de tratamiento pasivo con el fin de estudiar el comportamiento del humedal con unas determinadas condiciones de diseño, que permitirán adaptar los parámetros para el correcto funcionamiento del humedal.



1.3. DESCRIPCIÓN

1.3.1. DATOS NECESARIOS PARA PROYECTAR UN HUMEDAL CONSTRUIDO

Para la realización del humedal se considera necesario obtener:

- Área aprovechable.
- Planos topográficos de la zona.
- Calidad de las aguas residuales a tratar.
- Objetivos de calidad de las aguas a la salida del humedal.

1.3.2. PLANTEAMIENTO Y PLANIFICACIÓN

El diseño se plantea como aplicación de los resultados de los experimentos de laboratorio realizados para estudio concreto del agua a tratar, que proporcionan la composición del sustrato orgánico que mejor se adapta a la composición de dicho agua de mina, así como su comportamiento hidrodinámico y geoquímico.

El diseño y dimensionado de un humedal que pueda resolver la problemática planteada mediante el cumplimiento de los objetivos propuestos, es el objetivo fundamental de esta propuesta, y de este experimento se obtendrán los parámetros de diseño que permitan la construcción de un humedal a gran escala para el tratamiento del agua mina.

En el diseño de un humedal será de gran importancia la elección del tamaño del mismo, dado que un subdimensionado del humedal reducirá enormemente su eficacia,



puesto que la vegetación se verá afectada negativamente, el volumen de sustrato efectivo puede ser insuficiente y como consecuencia del excesivo flujo de agua se crearán canales preferenciales de paso, que perjudicarían la consecución de los objetivos. Tanto el tamaño del humedal como su diseño dependerán, fundamentalmente, del volumen de aguas de mina a tratar y de las características de las mismas, además de las condiciones ambientales de la zona.

A partir del seguimiento del funcionamiento del humedal se estudiarán y se obtendrán conclusiones sobre los siguientes aspectos:

- A) Evaluación del área utilizada para el tratamiento mediante un sistema de tratamiento pasivo, teniendo en cuenta que se va a proyectar un humedal en celdas, de manera que pueda ir aumentando progresivamente su capacidad si fuera considerado necesario.
- B) Caudal y calidad de las aguas tratadas. Determinación de los factores de reducción de los indicadores de contaminación
- C) Capacidad depuradora del sustrato y de la vegetación, periodo de uso y necesidades de mantenimiento.
- D) Estudio de cada especie empleada en concreto de las siguientes capacidades:
 - * Retención de elementos minerales.
 - * Resistencia de inundación.
 - * Resistencia a condiciones ácidas.

Los estudios anteriores, permitirán seleccionar los valores más adecuados de los parámetros de diseño del humedal final:



- Área necesaria.
- Estructuras de entrada y salida al humedal.
- Morfología de las celdas.
- Especies de plantas y su adecuada distribución y con la intensidad necesaria en el área del humedal.
- Profundidad de la lámina de agua.
- Necesidad o no de recubrimientos del suelo del humedal.
- Selección del tiempo de retención de las aguas en el humedal. El diseño de un humedal con tiempos de retención demasiado cortos puede inhibir la degradación de algunos contaminantes, mientras que tiempos de retención excesivamente largos pueden dar lugar a estancamiento.

1.3.3. DISEÑO DEL HUMEDAL CONSTRUIDO

Para la depuración de las aguas de mina previamente estudiadas, se propone el siguiente diseño de humedal construido que se esquematiza en la Fig. 1.3.3.

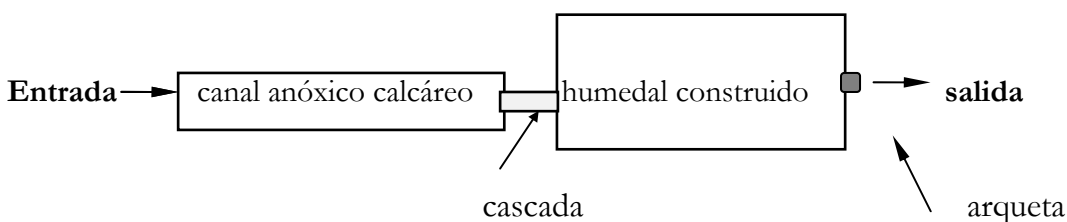


Fig. 1.3.3: Esquema de diseño del humedal construido



1.3.3.1. FASES

1. Pretratamiento:

La entrada al humedal construido se realiza a partir de la tubería que canaliza el agua de corta, de la que se derivará un caudal que se hace pasar por un canal anóxico calcáreo con el fin de aumentar el pH y la alcalinidad de las aguas de mina y reducir el contenido en hierro y en manganeso. Este canal consiste en una zanja excavada en cuyo interior se introduce grava calcárea. Dicho canal va recubierto interiormente por un material impermeable (bentonita) que aisle a la caliza de la atmósfera y por último se cubre con una capa de suelo.

El empleo de pretratamiento calizo anóxico del agua de corta ha sido ya utilizado en los ensayos de laboratorio previos, en los que ha revelado su eficacia como correctora de acidez. Por otro lado, se han demostrado también las propiedades de la bentonita como lecho impermeabilizante con capacidad de retención de metales.

➤ *Descripción:*

La construcción del canal anóxico calcáreo incluye la excavación de una zanja de 1,5 m de profundidad por 1 m de ancho y de unos 25 m de largo. Este canal va revestido interiormente con una capa de bentonita, seguida de una membrana de geotextil. En la parte inferior de la zanja, sobre el geotextil, se introducirá una capa



de caliza machacada de tamaño 2÷4 (de calidad 90% de CO_3Ca y porosidad 50%) hasta un espesor de 1m. Sobre ella se colocará también geotextil y una capa de bentonita y sobre ésta, otra capa unos 50 cm de suelo. El tiempo de retención estimado necesario para que el pH aumente a valores apropiados es de 14 h. Esto supone un caudal máximo de unos 15 l/min. Una vez fijado el caudal de diseño, quedará determinada la pendiente que es necesario dar al canal en función de dicho caudal.

2. Paso entre pretratamiento y humedal construido

El paso del canal anóxico al humedal construido se realizará mediante la construcción de un escalón (cascada) que permita la aireación del efluente. Esta cascada se conseguirá con una pequeña pendiente con listones en disposición escalonada.

A la salida de la cascada, se dispondrá una pequeña balsa de almacenamiento del agua pretratada que servirá para sedimentación de los hidróxidos de hierro que se formen durante la aireación, evitando así su depósito sobre la superficie del humedal. La existencia de este fenómeno de formación de óxidos de Fe pudo ser observado en las experiencias realizadas en laboratorio.

3. Humedal construido

Desde la anterior balsa de almacenamiento, el agua penetra, mediante una tubería perforada en el interior del humedal construido. La entrada se ha elegido de



tipo subsuperficial para evitar la formación superficial de una costra de óxidos de Fe que impidan un correcto flujo vertical.

El humedal construido se trata de dos balsas de 6 m de ancho y 20 m de largo, (L/W= 3:1) cuyas paredes laterales poseen una inclinación de unos 30° y cuya base presenta una pendiente del 1% para facilitar el flujo del agua. Sobre las paredes interiores se colocará una capa impermeabilizante de bentonita, seguida por una membrana geotextil. Sobre el geotextil de la base se dispone una capa de 0,20 m de grava caliza, dispuesta paralelamente a la base y finalmente el resto del relleno lo compone el sustrato orgánico en el que se plantará la vegetación a razón de 10 plantas por metro cuadrado.

La circulación en el interior del humedal será serpenteante, lo que se conseguirá mediante la construcción de diques interiores de balas de paja, la cual supone un aporte adicional de materia orgánica. La primera parte del humedal tendrá un comportamiento aerobio con una profundidad limitada y el resto presentará un comportamiento anaerobio con una profundidad mayor. Esta variará, a partir del geotextil basal, entre 0.6 m en el extremo de entrada del agua hasta 1.1 m al final de la balsa.

El sustrato orgánico elegido es compost, con el que se han obtenido buenos resultados en los experimentos realizados en laboratorio y al cual se le estima una porosidad del 35 %. Además se plantea la adición de materia orgánica (ejemplares de Typha troceados) en su parte superficial para simular en una etapa inicial la biomasa constituida naturalmente en un humedal construido tras un periodo de funcionamiento. Como se ha demostrado en los ensayos de laboratorio, esta adición mejora mucho la eficacia de depuración del agua de corta por parte del sustrato orgánico.



En cuanto a la vegetación, según la bibliografía consultada la *Typha* es bastante tolerante a las aguas de mina ácidas y no presenta problemas de acumulación de metales hasta niveles de toxicidad que hagan fracasar el experimento. En este caso se plantará *Typha*, cuyas raíces alcanzan una profundidad de 0,3 m en las zonas más profundas y que ya fueron empleadas con éxito en experiencias anteriores. La época de plantación será a mitad de la Primavera.

La entrada del flujo de caudal se realizará por el interior del lecho, a una profundidad intermedia. A la entrada se sitúa grava grosera (sujeta mediante un gavión de tela metálica) que constituye una zona de alta conductividad hidráulica y ayuda a la mejor distribución del agua por todo el lecho. La salida se realizará a partir de una tubería perforada enterrada en grava gruesa (con igual disposición que a la entrada) y con un dispositivo de control para ajustar el nivel del agua del lecho (éste se establecerá a ras de superficie y podrá ser restablecido cuando se produzcan variaciones del mismo por precipitaciones, evaporación, etc.).

Para el diseño hidráulico del humedal se han tenido en cuenta las siguientes consideraciones:

- El agua inicial presenta una cantidad de hierro de 176 mg/l para el agua de corta, aunque ésta es variable, habiéndose registrado valores de 50 mg/l. Este contenido se ve muy reducido tras tratamiento calizo anóxico.
- Se considera que en el paso por el canal anóxico calizo el pH se incrementará hasta un valor igual o superior a 6.



- El tiempo de retención en el humedal será entre 5 y 10 días.
- Gradiente: presentará un gradiente horizontal de hasta el 1% entre la cabecera y la salida del humedal, a fin de que el agua circule por gravedad.
- La relación largo:ancho de las celdas del humedal será como máximo 3:1.

1.3.3.2. ECUACIONES A CONSIDERAR PARA EL DISEÑO DEL HUMEDAL

- **Balance hidráulico** para un sistema de humedal:

$$Q_i - Q_o + P - ET = [dV/dt] \quad (1)$$

donde:

Q_i : Caudal de entrada, V/t

Q_o : Caudal de salida, V/t

P: Precipitación, V/t

ET: Evaporación, V/t

V: Volumen, V

t: tiempo,

- **Ley de Darcy:** $Q = K_v AS$



donde Q es el caudal (m^3/d), K_s es la conductividad hidráulica ($m^3/ m^2/d$), A el área total de la sección perpendicular a la dirección del flujo (m^2) y S el gradiente hidráulico del agua en el sistema dh/dL (m/m).

- El área de la sección transversal se establece de acuerdo con las capacidades hidráulicas del sistema:

$$A_c = Q/K_s S$$

- El tiempo de retención se determina a partir de la conductividad hidráulica:

$$t = L/K_s S$$

donde t es el tiempo de retención real (d), K_s la conductividad hidráulica ($m^3/ m^2.d$) y S es la pendiente del sistema (m/m).

Nota: Valores para un suelo de grano medio: porosidad = 0.42, $K_s = 420,624 m^3/ m^2.d$

- El tiempo de retención calculado en función de la porosidad es:

$$t' = LWnd/Q \quad \text{donde,}$$

L es la longitud (m), W ancho (m), n la porosidad del medio, d la profundidad (m) y Q el caudal (m^3/d).



1.3.3.3. CÁLCULOS REALIZADOS

Se estima que el volumen total de agua que puede albergar cada balsa del humedal, una vez rellena, es de unos 100 m³. En la Tabla 1.3.3.3 se muestra la relación entre el tiempo de retención dentro del humedal y los caudales calculados (en función de la porosidad y según Darcy)

Caudal de Darcy (Q)	Caudal calculado (Q)	Porosidad (n)	Longitud (L)	Anchura (W)	Profundidad media (d)	Conductividad hidráulica (K _s)	Area transversal (A _c)	Gradiente hidráulico (S)	Tiempo de retención (t)
(l/día)	(l/día)	(%)	(m)	(m)	(m)	(m ³ /m ² /día)	(m ²)	(m/m)	(días)
6891	3000	35%	20	6	0,85	1666,7	4,1	0,0010	11,90
8200	3570	35%	20	6	0,85	1666,7	4,1	0,0012	10,00
9111	3967	35%	20	6	0,85	1666,7	4,1	0,0013	9,00
9188	4000	35%	20	6	0,85	1666,7	4,1	0,0013	8,93
10250	4463	35%	20	6	0,85	1666,7	4,1	0,0015	8,00
11485	5000	35%	20	6	0,85	1666,7	4,1	0,0017	7,14
11714	5100	35%	20	6	0,85	1666,7	4,1	0,0017	7,00
13667	5950	35%	20	6	0,85	1666,7	4,1	0,0020	6,00
13782	6000	35%	20	6	0,85	1666,7	4,1	0,0020	5,95
16078	7000	35%	20	6	0,85	1666,7	4,1	0,0024	5,10
16400	7140	35%	20	6	0,85	1666,7	4,1	0,0024	5,00
18375	8000	35%	20	6	0,85	1666,7	4,1	0,0027	4,46

Tabla 1.3.3.3: Variación de la estimación del tiempo de residencia del agua de mina en el sistema en función del caudal elegido

Se observa que el caudal de Darcy es, en todos los casos, el mayor de los calculados. En tal caso, según la bibliografía consultada, debe ser tomado el caudal menor, ya que empleando el de Darcy se operaría con una lámina superficial de agua y ello sería perjudicial.



En función de los datos reflejados en la Tabla 1.3.3.3, puede elegirse aquel caudal que más interese, llegando a una solución de compromiso entre tratar un mayor volumen de agua o aumentar el tiempo de residencia y, por tanto, mejorar la calidad del efluente. En este estudio se recomienda como caudal óptimo unos **9000 l/día** = 0.1 l/s, que supone un tiempo de residencia de unos **4 días** en el interior de cada celda del humedal (**8 días** en total), los cuales se estiman suficientes para el tratamiento del agua, según las experiencias de laboratorio previas.

A la salida del humedal, el agua es recogida mediante una tubería ranurada comunicada con un tubo en el que se dispone un dispositivo que permite la modificación de altura de agua dentro del lecho cuando se estime necesario. Algunos ejemplos de estos sencillos sistemas se recogen en la figura 1.3.3.3. El agua evacuada será almacenada en una arqueta.

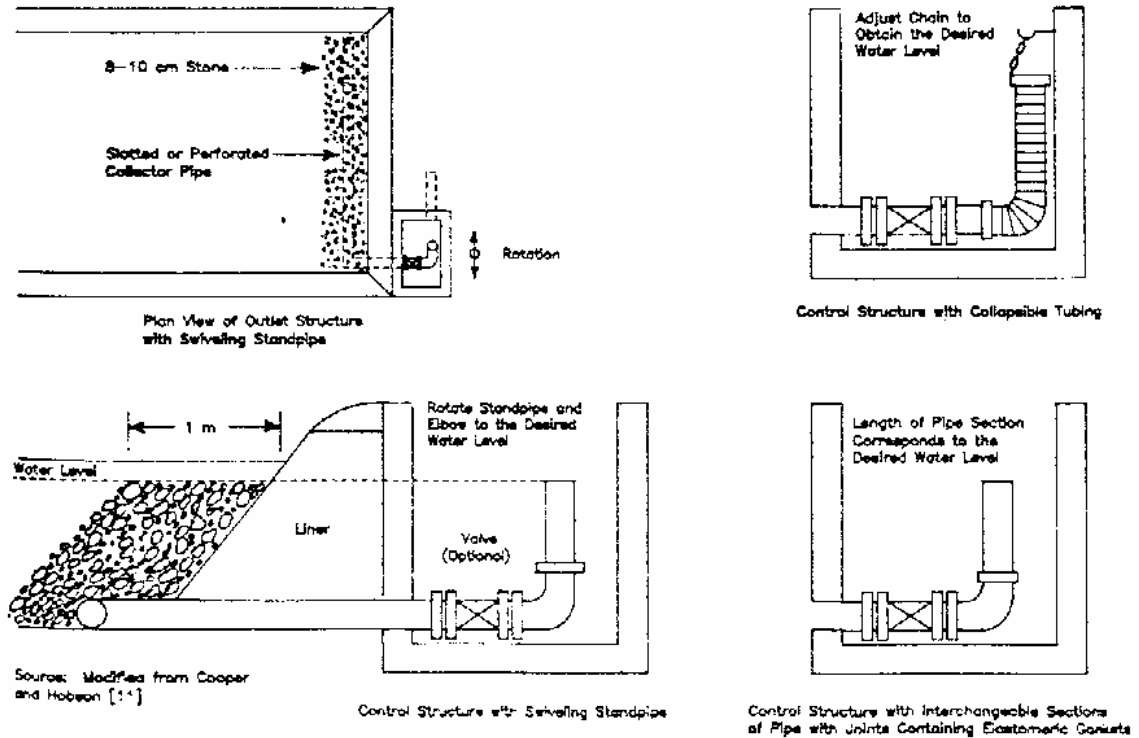


Fig. 1.3.3.3: Sistemas de control del nivel de agua a la salida del humedal

1.3.3.3.1. CÁLCULO DE CARGAS CONTAMINANTES

El tamaño del sistema de tratamiento del agua depende de la carga contaminante de la misma. Esta carga se calcula multiplicando la concentración por el caudal estimado. En este caso se plantea un caudal de unos 8.600 l/día, lo que equivale unos 6 l/min. El cálculo viene dado por:

$$(\text{Fe, Mn}) \text{ g/día} = Q \text{ l/min} \cdot (\text{Fe, Mn}) \text{ mg/l} \cdot 1,44 \text{ (Hedin, R.S. et al., 1993)}$$



En este caso:

$$6 \text{ l/min} \cdot 50 \text{ mg/l Fe} \cdot 1,44 = 432 \text{ g/día de Fe}$$

$$6 \text{ l/min} \cdot 200 \text{ mg/l Mn} \cdot 1,44 = 1728 \text{ g/día de Mn}$$

Para estimar el tamaño de humedal necesario para mejorar la calidad del agua de corta se suele utilizar la fórmula:

$$\text{Tamaño mínimo de humedal (m}^2\text{)} = \text{Carga de Fe (g/día)} / 20 \text{ (g.m}^2\text{/día)}$$

$$\text{Tamaño mínimo de humedal (m}^2\text{)} = \text{Carga de Mn (g/día)} / 1,0 \text{ (g.m}^2\text{/día)}$$

En este caso:

$$432 \text{ g/día de Fe} / 20 \text{ (g.m}^2\text{/día)} = 21,6 \text{ m}^2$$

$$1728 \text{ g/día de Mn} / 1,0 \text{ (g.m}^2\text{/día)} = 1728 \text{ m}^2$$

Puesto que la eliminación de Fe y Mn tiene lugar de forma secuencial en los sistemas pasivos, si son necesarias ambas reducciones, el área total necesaria será la suma de las dos individuales (1750 m²). El enorme contenido de Mn del agua a tratar exige un tamaño de humedal excesivamente grande. Por ello es necesaria la aplicación de otro sistema de tratamiento particularizado para este elemento.

1333.1.1 MANGANESO

La eliminación total de Mn en el agua de mina resulta difícil debido al anormal comportamiento químico de este elemento. Su reducción requiere la oxidación de Mn(II) (forma en la que se encuentra en el agua de mina) a las formas



oxidadas Mn(III) o Mn(IV), las cuales sólo existen en estado sólido y no regresan a la forma Mn(II) espontáneamente (Brant *et al*, 1997).

El tratamiento químico de Mn requiere un pH próximo a 10 para iniciar la oxidación rápidamente. Sin embargo, tal pH es más nocivo para los organismos acuáticos que el propio Mn. Por otro lado, la eliminación biológica del Mn se puede alcanzar a pH próximos al neutro.

El sistema de tratamiento consiste en un drenaje calizo anóxico que descarga en el interior de un humedal para eliminar hierro, aluminio y acidez, mientras que se incrementan el pH y la alcalinidad. El efluente del humedal penetra en un lecho de caliza no anóxico para eliminación de Mn. La caliza de estos lechos desarrolla una especie de fango superficial de color negro a medida que se incrementa la reducción de Mn. Este fango corresponde a la presencia de óxido de Mn y microbios y obedece a la teoría de que la reducción de Mn puede ser acelerada con la presencia de microorganismos. Este sistema continua funcionando en todas las estaciones del año y no necesita de tratamiento químico adicional mientras aparece el recubrimiento negro de la caliza.

Este sistema descrito es el que se propone para tratamiento del agua de corta estudiada en este caso.



1.4. PROPUESTAS FUTURAS

El tratamiento de un volumen superior de agua sería posible mediante la realización de un humedal a mayor escala, que se conseguiría con una simple ampliación del humedal. Ello supondría un aumento del número y/o extensión de celdas similares a la que aquí se propone.

Por otro lado, aquí se plantea el funcionamiento del humedal según el diseño propuesto y fijando los parámetros que ya se han recomendado. Tras un periodo de seguimiento, podrían modificarse las variables convenientes para un mejor funcionamiento del humedal. Para la consecución de una mejor calidad del efluente tratado se pueden tomar las siguientes medidas:

- Aumento del tiempo de retención, lo que conlleva una disminución de caudal o bien un aumento de volumen de sustrato orgánico efectivo. Esto se consigue con un aumento del tamaño de la celda o con la disposición de varias de estas celdas en serie.
- Mezcla del agua de corta a tratar con agua de dique en una cierta proporción. De este modo se conseguiría una dilución en base a la menor carga contaminante de este segundo tipo de agua.
- Recirculación de una determinada parte del caudal de efluente tratado con la dilución como objetivo.

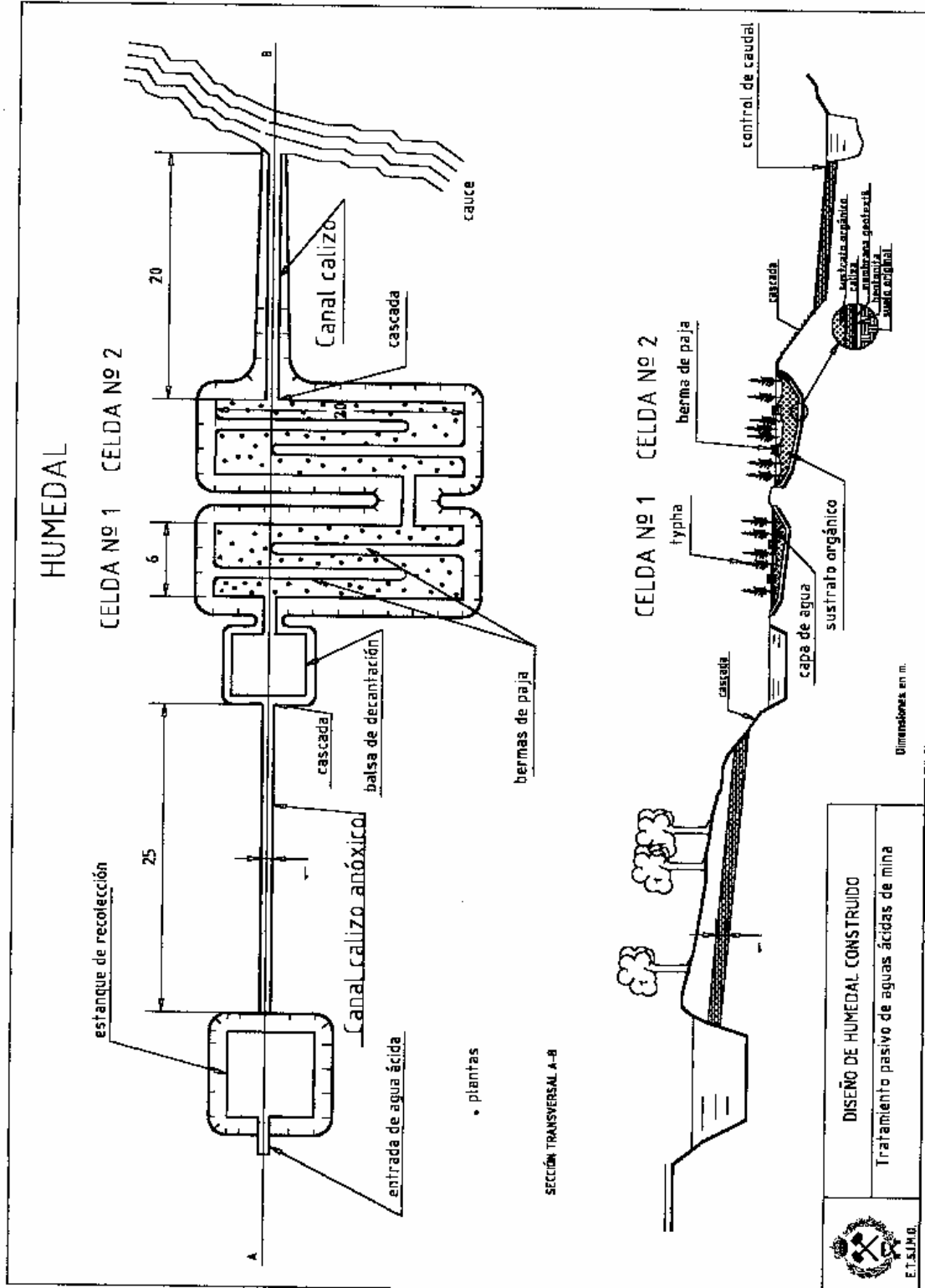


En lo que se refiere al **seguimiento** o monitorización de la eficacia del humedal se plantean 4 puntos de muestreo de las aguas en distintas fases:

- ❖ A la entrada del canal anóxico, para conocer las variaciones en la composición del agua de mina con el tiempo.
- ❖ A la salida del canal anóxico, para evaluar su efectividad.
- ❖ A la entrada al humedal, (balsa de almacenamiento) para discernir el efecto de la aireación producida en el sistema de cascada.
- ❖ A la salida del humedal (arqueta) para evaluar la eficacia depuradora que poseen las celdas del mismo.
- ❖ A la salida del canal calizo aerobio, donde se obtendrá la calidad del efluente final, así como la efectividad de dicho canal.

En todos los casos se analizan -al igual que se hiciera en anteriores experiencias- los contenidos en sulfatos y metales y las variaciones de acidez.

Un esquema del diseño propuesto se muestra a continuación.



*2. Sistema de tratamiento
pasivo a escala piloto para
agua de mina*



2. SISTEMA DE TRATAMIENTO PASIVO PARA AGUAS DE MINA A ESCALA PILOTO

2.1. DESCRIPCIÓN

Como aplicación de diferentes ensayos realizados en laboratorio e in situ, se ha realizado un sistema piloto de tratamiento pasivo para mejorar la calidad de las aguas existentes en la mina. Como se verá en la siguiente descripción, este sistema real no coincide exactamente con el diseño propuesto y descrito en el capítulo anterior. Ello es debido fundamentalmente a modificaciones introducidas durante su construcción por razones diversas y a que el agua que en la práctica se hace pasar por este sistema no se corresponde exactamente con ninguna de las ensayadas en las experiencias de laboratorio.

El tratamiento empleado consta de dos sistemas (llamados aquí 1 y 2) de sucesiva realización, cada uno de los cuales es complejo, es decir, consta de varias unidades con diferentes funciones dentro del conjunto del tratamiento.



2.1.1. SISTEMA 1

2.1.1.1. DESCRIPCIÓN

Fue construido a principios del año 1998 para el tratamiento de agua de escombrera (Foto 2.1.1.1.a). Consta de las siguientes unidades (ver esquema adjunto: Fig. 2.1.1.1):

- **ALD**

Su función es la de generar alcalinidad. Se trata de un canal anóxico de 20 m de largo por 1 m de sección que está relleno de grava caliza e impermeabilizado mediante lámina doble de polietileno (Foto 2.1.1.1b).

- **CASCADA**

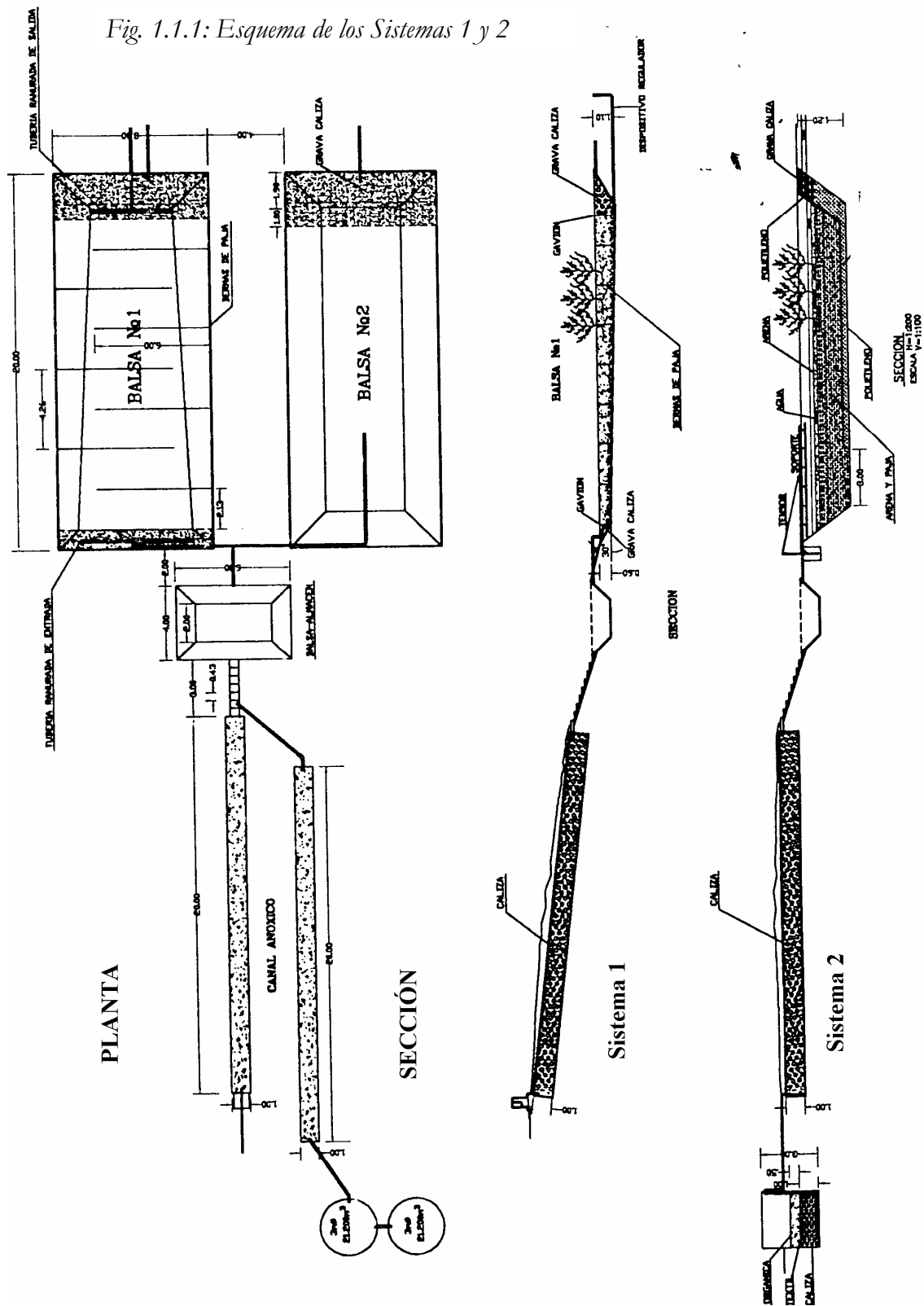
Su función es la aireación del agua a la salida del ALD para favorecer la oxidación de los metales disueltos. Tiene 3 m de largo y 7 escalones de 0.43 m.

- **BALSA DE SEDIMENTACIÓN**

Sirve para la sedimentación de los óxidos de hierro y otros metales que se formen tras la oxigenación del agua en la cascada para evitar su acumulación en el interior del humedal que le sigue a continuación. Sus dimensiones son 6 x 4 x 1 m.



Fig. 1.1.1: Esquema de los Sistemas 1 y 2





- **HUMEDAL**

Se trata de una balsa de 20 x 8 m de superficie y cuyo fondo posee una pendiente del 1%, llegando a 1.1 m en su parte más profunda. El agua penetra en su interior de forma subsuperficial mediante una tubería perforada. Está impermeabilizada mediante una capa de bentonita recubierta por una lámina de geotextil, sobre el cual se dispone un lecho inferior de caliza de unos 0.2 m de espesor. El resto de la balsa se ha rellenado con sustrato orgánico, que en este caso se trata de estiércol de vaca. Además se han dispuesto bermas de paja en su interior (Foto 2.1.1.1.c).

La vegetación dispuesta sobre el humedal ha sido del género *Typha latifolia*, sin embargo, no resulta efectiva al haber sido plantada directamente sobre el estiércol, dada su elevada carga orgánica. La salida del agua se realiza mediante una tubería perforada que penetra en el interior de la balsa. Tanto a la entrada como a la salida de la balsa se han dispuesto sendos gaviones de grava caliza para mejora de la conductividad hidráulica.



Foto 2.1.1.1.a: Agua de escombrera



Foto 2.1.1.1.b: Vista de ALD (soerrado), cascada de oxidación y balsa de sedimentación



Foto 2.1.1.1.c: Vista del humedal del Sistema 1



Foto 2.1.1.1.d: Efluente del sistema 1. Se aprecian las espumas de aluminio



Foto 2.1.1.1.e :Efluente ferruginoso del Sistema 1. Se aprecian eflorescencias de sulfatos en las zonas laterales



2.1.1.2. RESULTADOS

Este sistema estuvo funcionando durante dos meses con diferentes caudales. Dado que el agua utilizada fue agua de escombrera, con contenidos metálicos y de sulfatos muy superiores a los teóricos para los que fue diseñado el sistema, e incluso muy superiores a los que cualquier sistema pasivo pudiese admitir, el Sistema 1, no ha resultado efectivo. Los elevados contenidos de aluminio de las aguas han provocado la obstrucción o "clogging" del ALD, que pronto dejó de ser efectivo. Estos depósitos metálicos se aprecian en grandes cantidades tanto en la balsa de sedimentación como en el humedal y su efluente (Fotos 2.1.1.1.d y 2.1.1.1.e).

Todos los datos analíticos de los influentes y efluentes de las diferentes unidades del sistema, obtenidos semanalmente, así como los diferentes caudales considerados, se recogen en la Tabla 2.1.1.2. Las gráficas 2.1.1.2.a-d muestran gráficamente los resultados obtenidos en cuanto a pH (medido en campo y en laboratorio), hierro, sulfatos, aluminio y manganeso.



	19-6-98 (Q=500 lh)			1-7-98 (Q=250 lh)			7-7-98 (Q=150 lh)			
	In ALD	Out ALD	In Humedal	Out ALD	In Humedal	Out Humedal	In ALD	Out ALD	In Humedal	Out Humedal
U308 (mg/l)	214,89	185,15		214,42	198,07	201,57	218,80	214,20	226,40	114,23
pH (lab)	3,30	4,00		3,40	3,90	3,90	3,40	3,90	3,80	4,10
Amonio (mg/l)	10,00	8,00		9,00	58,00	9,00	10,40	8,90	6,10	167,40
P.Redox (mV)				347,00	293,00	292,00	319,00	281,00	292,00	258,00
SO4 (mg/l)	22023,00	21119,00		23549,00	23986,00	21361,00	24324,00	24450,00	26834,00	23320,00
Fe II (mg/l)				202,64	209,54	206,78	200,42	199,06	178,04	128,52
Fe III (mg/l)				14,49	6,9	13,11	13,57	14,25	27,81	0
Fe Total (mg/l)	254,04	239,31		217,13	216,44	219,89	213,99	213,31	205,85	128,52
Mn (mg/l)	400,00	434,00		458,00	428,20	418,20	471,80	400,90	488,60	351,20
Al (mg/l)	900,00	250,00		1250,00	1160,00	932,50	2115,00	1510,00	1695,00	420,00
O2 dis. (mg/l)							3,60	4,60	6,50	4,20
	14-7-98 (Q=150 lh)			21-7-98 (Q=150 lh)			28-7-98 (Q=150 lh)			
	In ALD	Out ALD	In Humedal	Out ALD	In Humedal	Out Humedal	In ALD	Out ALD	In Humedal	Out Humedal
U308 (mg/l)	219,07	213,94	215,99	209,99	210,90	220,05	209,99	210,90	220,05	156,96
pH	3,50	4,00	4,00	3,30	3,90	3,90	3,30	3,90	3,90	4,00
Amonio (mg/l)	12,00	9,50	9,00	3,00	4,00	10,00	3,00	4,00	10,00	79,00
P.Redox (mV)	364,00	320,00	320,00	449,00	394,00	366,00	467,00	393,00	381,00	309,00
SO4 (mg/l)	24559,00	23069,00	24444,00	26512,00	26083,00	24903,00	26660,00	24520,00	27136,00	26303,00
Fe II (mg/l)	139,47	175,88	175,19	93,00	27,00	26,00	92,00	20,00	28,00	68,00
Fe III (mg/l)	54,27	23,35	29,54	25,00	8,00	27,00	28,00	10,00	2,00	0,00
Fe Total (mg/l)	193,74	199,23	204,73	58,00	35,00	53,00	60,00	30,00	30,00	68,00
Mn (mg/l)	507,2	499,7	577,5	545,50	460,90	464,50	409,30	437,10	419,30	458,00
Al (mg/l)	1067,50	910,00	805,00	902,50	802,50	755,00	1180,00	885,00	1022,00	505,00
O2 dis. (mg/l)	3,90	3,40	5,20	4,00	4,00	4,00	4,50	3,30	3,50	1,70
(*)	Análisis realizados con retraso (tras precipitación de parte del hierro)									

Tabla 2.1.1.2: Resultados analíticos correspondientes al Sistema 1

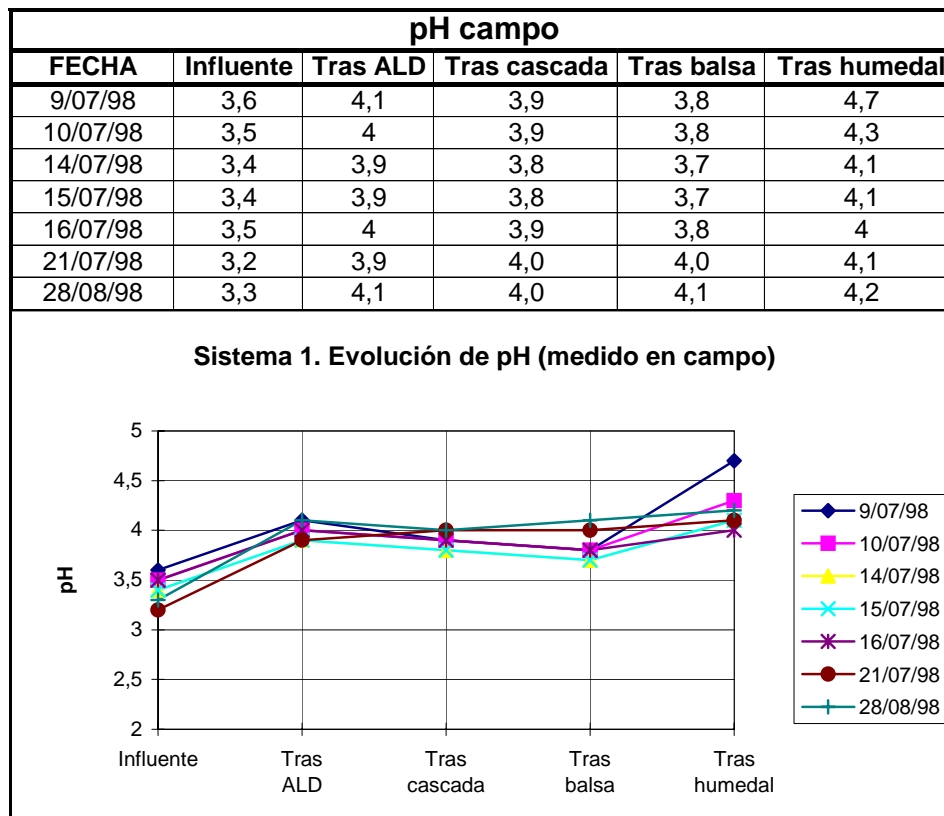


Fig. 2.1.12.a: Evolución de pH medido en campo para el Sistema 1

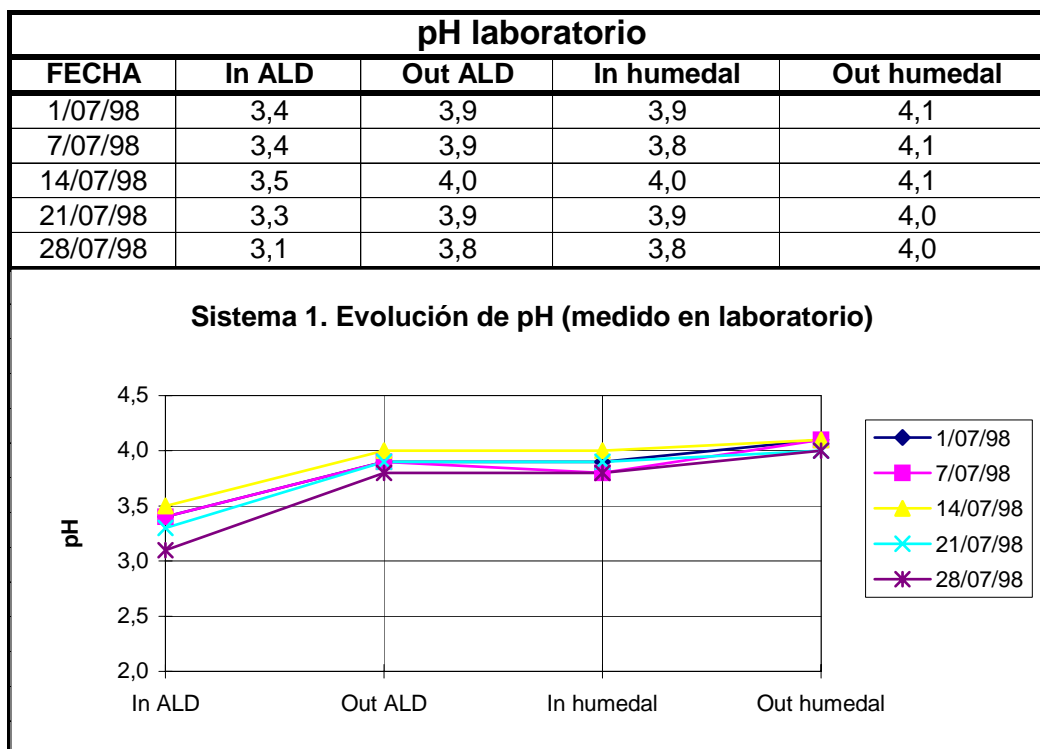


Fig. 2.1.1.2.b: Evolución de pH medido laboratorio para el Sistema 1

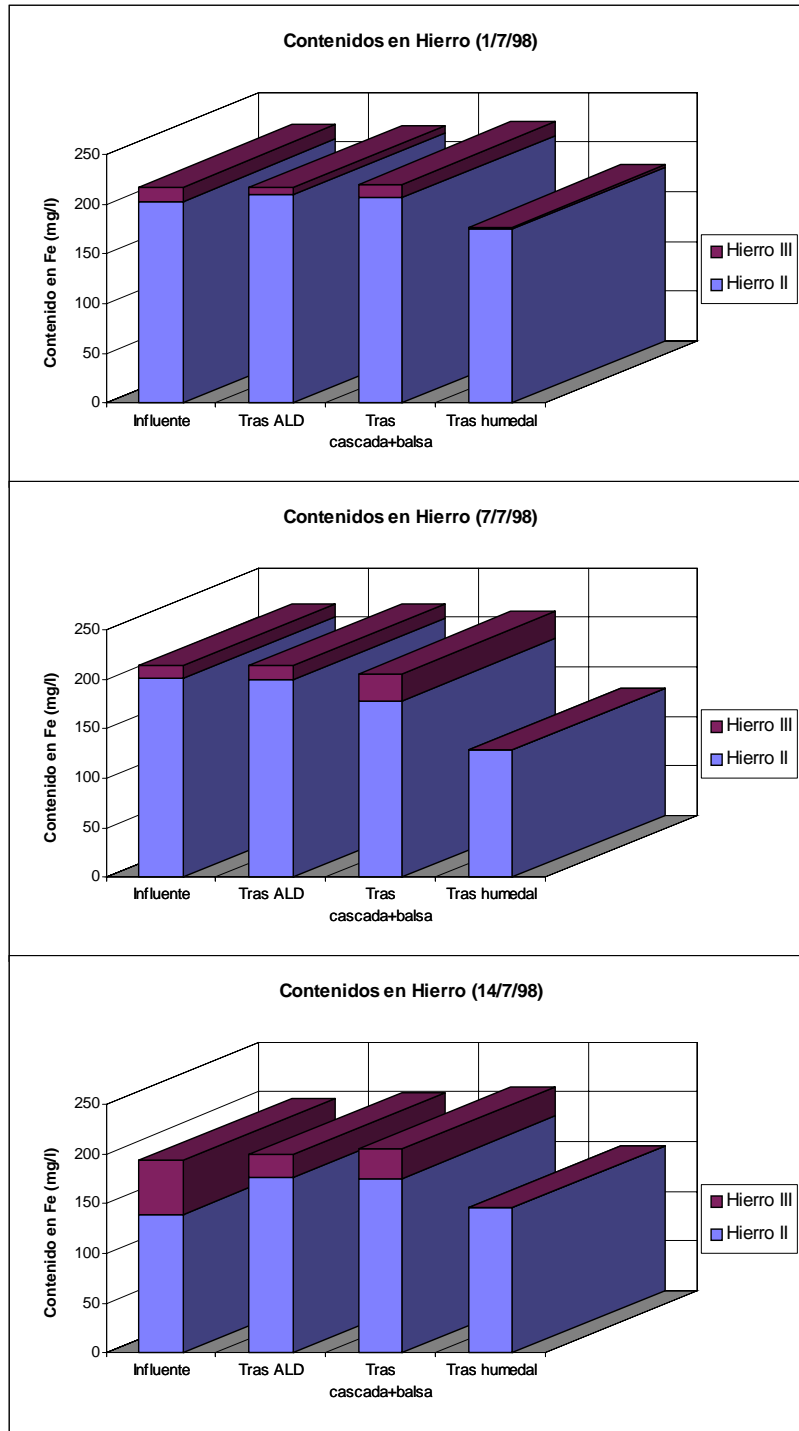


Fig. 2.1.1.2.c: Evolución del contenido en hierro para el sistema 1

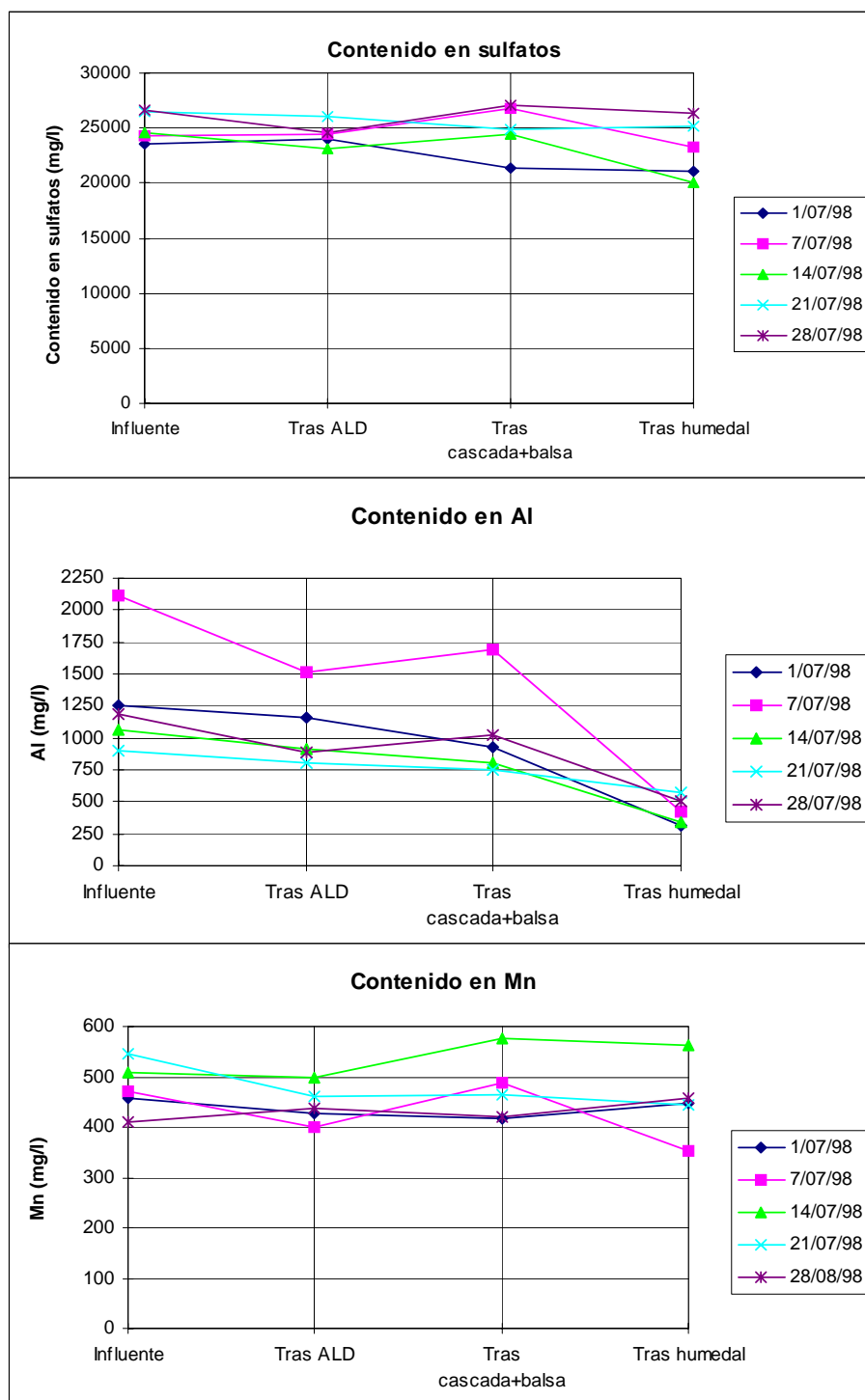


Fig. 2.1.1.2.d: Evolución del contenido en sulfatos, Al y Mn para el sistema 1



2.1.2. SISTEMA 2

2.1.2.1. DESCRIPCIÓN

Fue realizado durante el mes de Julio de 1998 para el tratamiento de agua de corta (Foto 2.1.2.1.a). Dados los problemas encontrados en el funcionamiento del Sistema 1, se decidió introducir algunas modificaciones en la construcción del Sistema 2. La más importante corresponde al tipo de agua, por lo que se sustituyó el agua de escombrera por la de corta, que posee contenidos inferiores a los de aquella en sulfatos y metales, especialmente aluminio. Consta de varias unidades, parte de las cuales son compartidas con el Sistema 1 (ver esquema en la Fig. 2.1.2.1):

- **DEPOSITO ALMACÉN**

Se trata de un depósito de poliéster de unos 25 m³ de capacidad al que se bombea agua de corta y que sirve de reserva de agua al sistema, dándole una autonomía de varios días. A partir de este depósito el agua entra en el sistema con un caudal regulado a través de un rotámetro (Fig. 2.1.2.1.b).

- **SISTEMA SAPS**

Debido al problema de contenidos elevados en hierro férrico y especialmente en aluminio que presenta el agua de mina a tratar, se planteó la construcción de un sistema SAPS, mediante el cual se redujera el hierro férrico a ferroso, se eliminara el aluminio y se generase alcalinidad. Para ello se dispusieron dos depósitos cilíndricos



idénticos de poliéster en serie, de 3 m de altura y unos 21 m³ de capacidad cada uno. En su interior se ha dispuesto un lecho de grava caliza de 1 m de espesor . Sobre ésta, tras una lámina de geotextil que sirve de separación, se dispuso una capa de sustrato orgánico (mezcla de estiércol de vaca , paja y arena) de 0.5 m de espesor. Finalmente, una vez lleno el depósito se tiene una capa de agua libre de unos 1.5 m de espesor (Figs. 2.1.2.1.c-g).

- **ALD**

Se trata de un canal calizo anóxico análogo al del Sistema 1, que fue realizado nuevamente debido a la saturación ocurrida en el primero. En este caso se empleó otro tipo de caliza y su espesor es algo superior. La entrada del agua se realiza desde el fondo del canal mediante una tubería ranurada. La salida tiene lugar por su parte superior mediante una tubería a la que se le ha dado forma de sifón para evitar la posible entrada de oxígeno al sistema (Figs. 2.1.2.1.h-l)

- **CASCADA**

Se trata del mismo dispositivo utilizado en el Sistema 1, ya descrito (Fig. 2.1.2.1.m).

- **BALSA DE SEDIMENTACIÓN**

Se trata de la ya descrita en el Sistema 1.



- **HUMEDAL**

Consiste en una balsa de 20 x 8 x 1.2 m, que a diferencia de la del Sistema 1, posee un fondo horizontal y no inclinado (Foto 2.1.2.1.n).

El agua penetra en su interior de forma superficial mediante un dispositivo que consiste en una tubería perforada dispuesta en dirección longitudinal para procurar hacer efectiva la mayor parte posible de la balsa. Está impermeabilizada mediante una lámina de polietileno y en su fondo se colocó una lámina de geotextil para mayor protección (Foto 2.1.2.1.o).

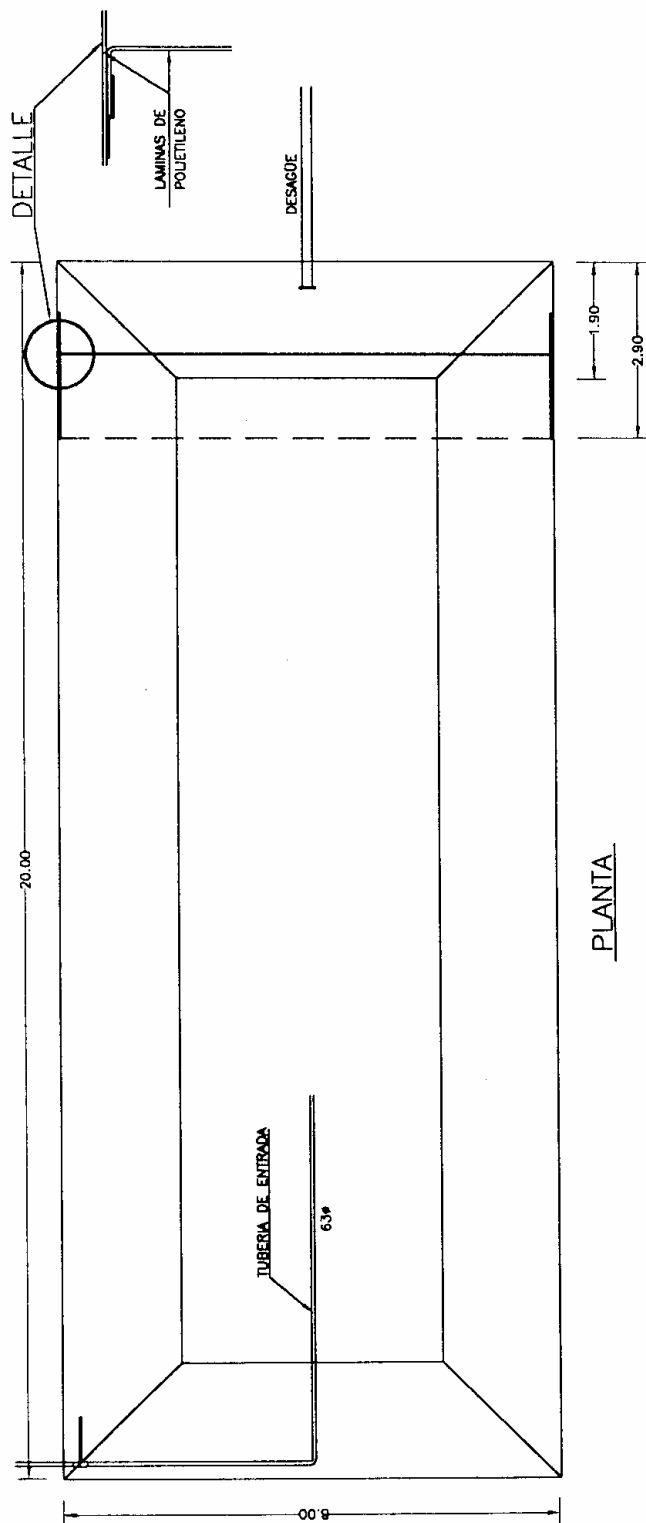
En su parte inferior se dispone un lecho de grava caliza que se extiende en la zona de salida en forma de gavión, hasta la parte superficial y aerobia de la balsa. Este gavión está recubierto por una lámina de polietileno en toda su superficie a excepción del fondo, para obligar así al agua a atravesarla por su parte inferior, para luego encontrar la salida de la balsa en su parte superior.

El resto de la balsa se ha rellenado con sustrato orgánico, que en este caso se trata de una mezcla de estiércol de vaca, paja y arena, para mejorar la conductividad hidráulica (Foto 2.1.2.1.p).. En este caso, no se han dispuesto bermas de paja ni vegetación en su interior. La salida del agua se realiza mediante una tubería abocardada en la parte superior del extremo de la balsa (Foto 2.1.2.1.q).

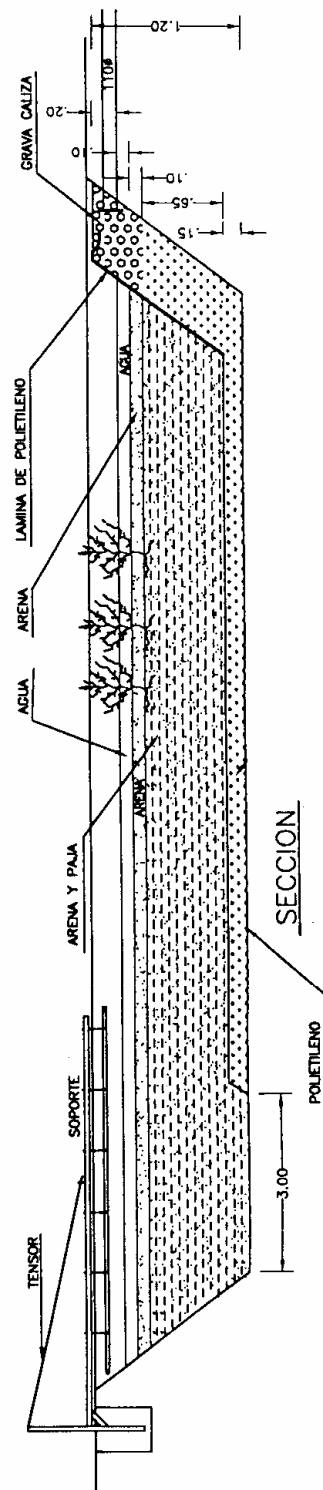
En la siguiente página se muestra un esquema del humedal del sistema 2.



PANTANAL Balsa Nº2



PLANTA



SECCION



Foto 2.1.2.1.a: Colocación de tubería para conducción de agua de corta hasta el Sistema



Foto 2.1.2.1.b: Depósito almacén de agua de corta para abastecimiento al Sistema



Foto 2.1.2.1.c: Sistema SAPS: Depósitos utilizados como sistemas SAPS dispuestos en serie



Foto 2.1.2.1.d: Tubería perforada en el interior del sistema SAPS



Foto 2.1.2.1.e: Relleno de la capa de caliza en el interior del sistema SAPS



Foto 2.1.2.1.f: Relleno de la capa de sustrato orgánico en el interior del sistema SAPS



Foto 2.1.2.1.g: Funcionamiento de los sistemas SAPS. Se aprecian espumas de Al en el segundo de ellos



Foto 2.1.2.1.h: Sistema ALD: Construcción del canal



Foto 2.1.2.1.i: Recubierto el canal con una lámina de polietileno, se rellena de grava caliza. El fondo se protege con una lámina de geotextil



Foto 2.1.2.1.j: ALD relleno de caliza



Foto 2.1.2.1.k: ALD en el momento de ser recubierto



Foto 2.1.2.1.l: Cascada de oxidación



Foto 2.1.2.1.m: Tubería abocardada del efluente



Foto 2.1.2.1.o: Salida de la balsa del humedal. Esta balsa ha sido impermeabilizada mediante una lámina de polietileno y su fondo, protegido con una segunda lámina de geotextil



Foto 2.1.2.1.p: Relleno de sustrato orgánico (estiércol de vaca + paja + arena) en el interior de la balsa. Inundación del humedal mediante un dispositivo para la distribución de agua en dirección longitudinal.



2.1.2.2. CÁLCULOS DE DIMENSIONAMIENTO

Aunque en un principio, para facilitar el llenado y puesta en marcha del sistema, se variaron los caudales de entrada, posteriormente fue fijado un caudal teórico de 200 l/h, para lo cual se han estimado los siguientes tiempos de residencia en cada una de las unidades que componen el sistema:

❖ **Sistemas SAPS**

Para cada uno de ellos se estima:

- Área: 7 m²
- Volumen de Caliza: 7 m³
- Volumen de Sustrato orgánico: 3.5 m³
- Volumen de Agua: 10.5 m³
- Tiempo de residencia en el interior de la caliza: 17 h
- Tiempo de residencia dentro del sustrato orgánico.: 5 h
- Tiempo de residencia en la capa de agua libre: 52 h = 2 días
- Total Tiempo de residencia en en cada SAPS: 75 h = 3 días
- Total en ambos SAPS=6 días

❖ **ALD**

- Volumen: 20 m³
- Tiempo de residencia: 50 h = 2 días

❖ **HUMEDAL**

- Volumen: 135 m³
- Tiempo de residencia: 100 h = 4 días



❖ TOTAL TIEMPO DE RESIDENCIA EN EL SISTEMA:

3 semanas

De acuerdo con los criterios de dimensionamiento para el sistema SAPS ya descritos en el correspondiente capítulo, se tiene que el sistema está bien dimensionado según el primer criterio, ya que para el caudal fijado se exigirían unos 15 m³ de caliza (considerando su densidad como 1.6 t/m³) y en este sistema se dispone de unos 14 m³. Sin embargo, teniendo en cuenta el segundo criterio, la acidez calculada del agua de corta viene dada por la expresión (Según Hedin *et al.*, 1993):

$$\text{Acidez calculada} = 50(2 \text{ Fe(II)}/56 + 3 \text{ Fe(III)}/56 + 3 \text{ Al}/27 + 2 \text{ Mn}/55 + 1000 (10^{-\text{pH}}))$$

que particularizada en este caso, da lugar a una acidez de 943 g/l, lo que exigiría una superficie de sistema SAPS muy superior a la construída.

2.1.2.2. RESULTADOS

Fue propuesto un muestreo semanal para seguimiento del sistema. En cada muestra fueron medidos:

- pH -en campo y en laboratorio- (702 SM Titrino Metrohm swiss made)
- Potencial Redox (702 SM Titrino Metrohm swiss made)
- contenido en sulfatos (turbidimetría, Milton Roy Spectronic 401)
- contenido en aluminio (Espectrofotometría con erocromocianinaR, Milton Roy Spectronic 301)
- contenido en hierro (II) y (III) (Espectrometría con ortofenantrolina)



- contenido en manganeso (Determinación polarográfica, Metrohm 693 VA processor)
- contenido en amonio (Determinación potenciométrica, Expandable Ion Analyzer EA 940)
- contenido en uranio (Inyección en flujo con arsenato III, Milton Roy Spectronic 60)
- contenido en oxígeno disuelto (Microprocessor Oximeter OXI 196).

También fue calculada la acidez (expresada como mg/l de CaCO_3) de todas las muestras y el contenido de Zn, Cd, Pb, Cu, Ni y Ra en alguna de ellas.

Los resultados analíticos correspondientes a las muestras recogidas desde su primera semana de funcionamiento hasta principios del presente año se incluyen en las Tablas 2.1.2.2.a-c. Una representación gráfica de los mismos, en función del tiempo y las etapas del sistema de tratamiento, se muestran en las Grafts. 2.1.2.2.a-k y 2.1.2.2.a'-k'. La Fig. 2.1.2.2.a muestra la evolución del pH medido en campo durante los primeros días de funcionamiento del sistema.

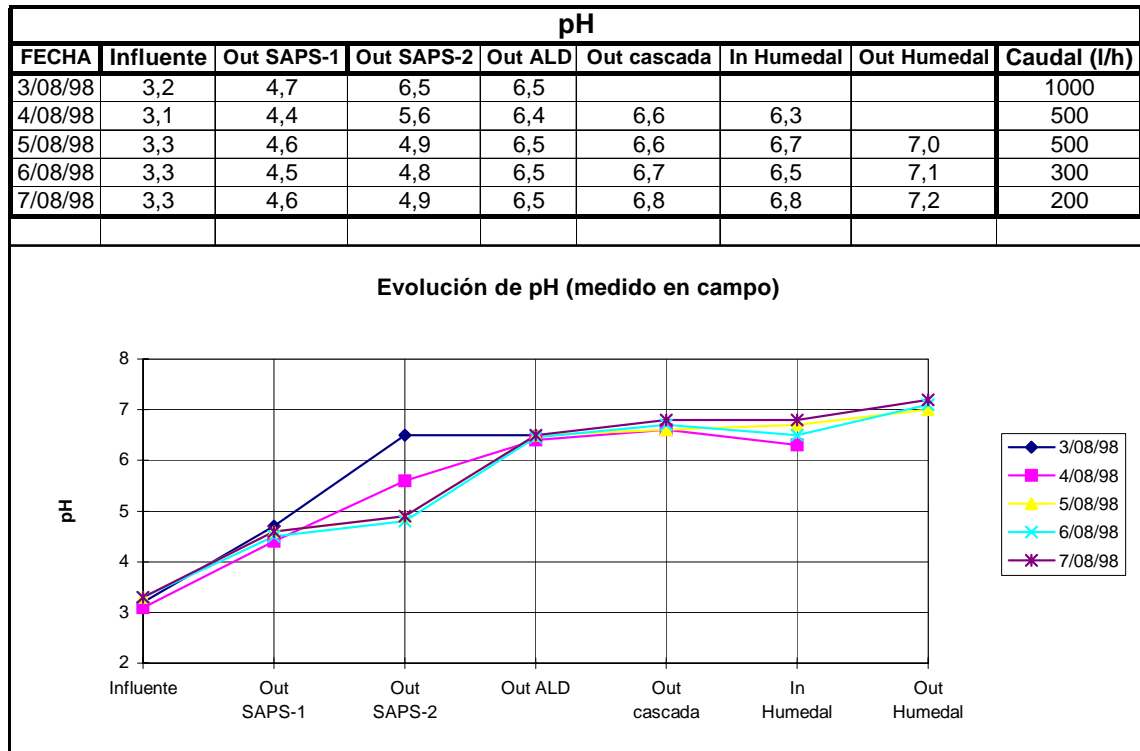


Fig. 2.1.2.2.a: Evolución del pH medido en el campo para el Sistema 2



SISTEMAS DE TRATAMIENTO PASIVO PARA AGUAS ÁCIDAS DE MINA.
EXPERIENCIAS DE LABORATORIO, DISEÑO Y EJECUCIÓN.
Capítulo “CONSTRUCCIÓN Y CONTROL DE UN SISTEMA PASIVO A ESCALA PILOTO”

FECHA	PARAMETRO (mg/l)	INFLUENTE	SAPS 1	SAPS 2	ALD	HUMEDAL	
		ENTRADA	SALIDA	SALIDA	SALIDA	ENTRADA	SALIDA
05/08/98	pH (unids.)	3,4	4,4	4,7	6,4	6,6	7,1
	Eh (mV)	519	364	319	124	126	42
	O ₂ disuelto	5,5	4,5	3,7	0,6	0,4	0,2
	Amonio	11,4	16,3	20,6	30,6	35,3	260
	SO ₄ ²⁻	7257	7740	7569	7399	8194	7711
	Al	103,8	36,6	11,8	0,2	0,5	6,3
	Fe (II)	5,4	3,7	5,1	4,3	4,7	14,7
	Fe (III)	5,2	0	0	0,2	0	19,4
	Mn	175,2	168,4	149,5	103,5	111	21,3
	U ₃ O ₈	48,8	39,2	29,2	11,6	17,2	1,5
12/08/98	pH (unids.)	3,2	4,2	4,7	6,7	7	7,2
	Eh (mV)	522	124	140	198	207	-131
	O ₂ disuelto						
	Amonio						
	SO ₄ ²⁻	7027	7164	7054	7191	7574	8258
	Al	108	47	6,4	0,6	0,9	
	Fe (II)	4,6	6,2	7,2	3	2,4	
	Fe (III)	1,6	0	0,3	0	0,5	
	Mn						
	U ₃ O ₈						
19/08/98	pH (unids.)	3,4	4,7	5,3	6,5	7,1	7,2
	Eh (mV)	556	107	90	74	159	-106
	O ₂ disuelto						
	Amonio						
	SO ₄ ²⁻	8646	7694	7107	7890	8170	9094
	Al	90	16,3	1,5	0,9	0,5	
	Fe (II)	5,5	6,8	6,7	2,2	0,5	
	Fe (III)	2,1	0,1	0,2	2	0,7	
	Mn						
	U ₃ O ₈						
27/08/98	pH (unids.)	3,4	5,9	6,1	6,6	7,1	7,4
	Eh (mV)	569	194	203	204	227	-12
	O ₂ disuelto						
	Amonio						
	SO ₄ ²⁻	7624	8087	7884	8202	8000	8116
	Al	82,5	2,3	0,4	0,3	0,28	
	Fe (II)	5,7	8,41	5,3	0,5	1,5	
	Fe (III)	2,8	0	0,1	0,04	0,8	
	Mn						
	U ₃ O ₈						
02/09/98	pH (unids.)	3,5	5,6	6,1	7	7,2	7,4
	Eh (mV)	535	81	110	68	100	<1
	O ₂ disuelto	5,6	5,6	5,5	4,2	4,5	0,3
	Amonio	14	16	21	17	17	117
	SO ₄ ²⁻	8050	7611	7502	7694	7831	8133
	Al	84	0,4	1,4	0,3	0,6	
	Fe (II)	5,3	7,4	2,8	1,6	1,1	1,5
	Fe (III)	1,5	0,3	0	1	0,7	0
	Mn	183,8	179,6	147,7	148,6	155,8	23,9
	U ₃ O ₈	49,85	8	11	8	7,7	0,5



FECHA	PARAMETRO (mg/l)	INFLUENTE ENTRADA	SAPS 1 SALIDA	SAPS 2 SALIDA	ALD SALIDA	HUMEDAL	
						ENTRADA	SALIDA
09/09/98	pH (unids.)	3,3	4,5	5,4	7,2	7,6	7,5
	Eh (mV)	447	268	233	192	169	46
	O ₂ disuelto	5,9	5,3	5,4	7,9	6,8	0,2
	Amonio	20	20	20	20	20	175
	SO ₄ ²⁻	7929	7431	8067	7569	7569	7680
	Al	134,5	19,2	0,5	0,3	0,9	0,84
	Fe (II)	4,7	0	0	0	0	1,24
	Fe (III)	1	0	0	0	0	0
	Mn	147,9	143	155,5	129,8	110,8	23,52
U ₃ O ₈	54,5	29,9	9,2	12,2	11	0,4	
16/09/98	pH (unids.)	3,4	4,6	4,8	7,2	7,4	7,5
	Eh (mV)	532	432	405	292	268	161
	O ₂ disuelto	5,6	4,2	5	5,2	5,6	0,5
	Amonio	20	20	20	20	20	100
	SO ₄ ²⁻	8150	7929	8122	7956	7707	9588
	Al	120,2	15,8	8,5	0,2	0,3	4,8
	Fe (II)	4,6	0	0	0	0	0,5
	Fe (III)	2,4	0	0	0	0	0,1
	Mn	161,4	140,8	137,8	163,1	142	49,5
U ₃ O ₈	53,9	31,6	25,1	21,1	19,4	0,8	
23/09/98	pH (unids.)	3,6	5,4	5,8	6,9	7,1	7,2
	Eh (mV)	504	216	167	130	184	-265
	O ₂ disuelto	5,6	3,6	3,5	5,1	6,7	0,2
	Amonio	15	16	18	19	17	81
	SO ₄ ²⁻	8938	8494	7990	7694	7931	8198
	Al	119,2	3,2	0,7	0,9	0,8	0,35
	Fe (II)	5,1	0	0	0	0	0
	Fe (III)	0,5	0	0	0	0	0
	Mn	170,6	149,9	152,7	139,2	128,2	49,6
U ₃ O ₈	58	16,5	8,4	18,2	17,6	2,1	
01/10/98	pH (unids.)	3,5	5	5,2	7	7,5	7,6
	Eh (mV)	418	261	248	234	236	140
	O ₂ disuelto	3	3,4	3,7	3,5	3,7	0,3
	Amonio	8	12	14	16	16	80
	SO ₄ ²⁻	5966	5660	6161	6300	6161	5466
	Al	105,2	6,7	2	0,3	0,3	0,26
	Fe (II)	3,5	2,6	2	0	0	0
	Fe (III)	5,5	0	0,5	0	0	0
	Mn	85	114	123,2	125	115,3	28,42
U ₃ O ₈	54	25,7	21,6	19,8	18,1	0,58	
07/10/98	pH (unids.)	3,2	4,4	4,6	6,9	7,2	7,2
	Eh (mV)	508	302	299	265	263	-165
	O ₂ disuelto	3,1	2,8	2,9	3	3	0,4
	Amonio	11	11	12	14	15	171
	SO ₄ ²⁻	6227	5440	5585	5585	5965	5177
	Al	107,2	12,3	8,3	0,35	0	0,1
	Fe (II)	3,9	0	0	0	0	0
	Fe (III)	1,8	0	0	0	0	0
	Mn	103,4	105,5	107,9	83,3	59	16,1
U ₃ O ₈	53,1	32,6	29,4	23,9	21,9	0,4	

Tabla 2.1.2.2.a: Parámetros químicos de influente y efluentes de cada etapa del sistema



SISTEMAS DE TRATAMIENTO PASIVO PARA AGUAS ÁCIDAS DE MINA.
EXPERIENCIAS DE LABORATORIO, DISEÑO Y EJECUCIÓN.
Capítulo “CONSTRUCCIÓN Y CONTROL DE UN SISTEMA PASIVO A ESCALA PILOTO”

FECHA	PARAMETRO (mg/l)	INFLUENTE ENTRADA	SAPS 1 SALIDA	SAPS 2 SALIDA	ALD SALIDA	HUMEDAL	
						ENTRADA	SALIDA
14/10/98	pH (unids.)	3,6	4,9	4,9	6,7	7,1	7,1
	Eh (mV)	446	160	71	186	298	-232
	O ₂ disuelto	3,2	2,5	2,5	3,2	3	0
	Amonio	8	8	9	10	9	153
	SO ₄ ²⁻	7844	7446	6907	6935	6622	5202
	Al	176	10,3	8,7	0	0	0
	Fe (II)	3,3	2,2	1,8	0	0	0
	Fe (III)	0	0	0,1	0	0	0
	Mn	150,5	138,2	139,8	133	115	17
	U ₃ O ₈	63,5	36,4	32,4	27,4	26,05	0,4
21/10/98	pH (unids.)	3,3	5	5,2	6,8	7,1	7,1
	Eh (mV)	485	290	250	254	254	-147
	O ₂ disuelto	3,6	3	3,5	4,4	4,1	0
	Amonio	15	13	13	14	13	115
	SO ₄ ²⁻	7736	7624	7708	7793	7624	5958
	Al	74,2	6,5	5,1	0,2	0,2	0
	Fe (II)	1,1	0,3		0,1	0,1	0,1
	Fe (III)	0	0,1		0	0	0
	Mn	118,6	145,5	145,2	126,2	131,7	35,3
	U ₃ O ₈	64,5	31,7	28,6	31,1	30,7	0,5
28/10/98	pH (unids.)	3,5	4,4	4,6	6,9	7,3	7,4
	Eh (mV)	515	363	322	297	288	-23
	O ₂ disuelto	3,7	3,2	3,1	4,1	3,9	0
	Amonio	15	15	12	11	10	39
	SO ₄ ²⁻	7910	7937	7829	7721	7991	6697
	Al	148,7	72	24,4	0,1	0,2	0,2
	Fe (II)	3,7	1,6	0,4	0	0	0
	Fe (III)	1,2	0,1	0	0	0	0
	Mn	148,5	149,5	121,6	113	126,39	62,5
	U ₃ O ₈	57,8	43,4	37,9	31,3	30,3	0,9
04/11/98	pH (unids.)	3,7	4,6	4,7	7,4	7,2	7,1
	Eh (mV)	494	331	324	266	276	-243
	O ₂ disuelto	3,4	3,2	3	3,5	3,7	0
	Amonio	16	20	20	22	23	44
	SO ₄ ²⁻	8127	7987	8299	8270	8184	6722
	Al	99,5	47,9	30,3	0,3	0,1	0,4
	Fe (II)	1,6	2,5	2,5	0,1	0,1	0,1
	Fe (III)	0,2	0	0	0	0	0
	Mn	118,7	120,4	137,9	117,7	136,6	64,5
	U ₃ O ₈	50,9	40,4	36,3	29,9	25,8	1,5
11/11/98	pH (unids.)	3,5	4,3	4,8	6,9	7,1	7
	Eh (mV)	520	357	285	207	241	-283
	O ₂ disuelto	4,2	3,4	3,2	4,2	3,7	0
	Amonio	19	20	19	19	18	55
	SO ₄ ²⁻	7966	7669	7642	7696	7425	6695
	Al	92,7	79,1	28,6	0,1	0,3	0,6
	Fe (II)	3,5	1,6	4	0,1	0,1	0,1
	Fe (III)	1,8	0,1	0	0	0	0
	Mn	131,1	125,6	125,9	134,7	134,3	72,6
	U ₃ O ₈	55,8	42,4	29,1	25,3	26,1	0,9



FECHA	PARAMETRO (mg/l)	INFLUENTE ENTRADA	SAPS 1 SALIDA	SAPS 2 SALIDA	ALD SALIDA	HUMEDAL		EFLUENTE FINAL
						ENTRADA	SALIDA	
18/11/98	pH (unids.)	3,3	3,7	3,9	6,3	6,6	7,2	7,3
	Eh (mV)	507	426	355	304	294	167	-274
	O ₂ disuelto	3,7	3,7	3,9	4,2	3,4	0,2	0
	Amonio	25	24	24	23	22	58	64
	SO ₄ ²⁻	8158	7914	7968	7724	7751	6775	6640
	Al	165,5	125,7	84	0,3	0,4	0,6	1,2
	Fe (II)	6,1	2	2,8	0,1	0,1	0,1	0,1
	Fe (III)	1,6	0,1	0,1	0	0	0	0
	Mn	134,2	126,7	141,7	124,1	135,6	78	62,1
	U ₃ O ₈	54,5	47,6	42,2	28,9	28,7	0,9	1,3
25/11/98	pH (unids.)	3,4	4,1	4,3	6,3	6,6	6,7	7,1
	Eh (mV)	492	416	368	317	305	-181	-202
	O ₂ disuelto	3,9	3,6	3,5	3,7	3,6	0	0
	Amonio	22	23	22	23	23	53	56
	SO ₄ ²⁻	8507	7822	7685	7877	7657	6971	7410
	Al	163,3	144,3	86,7	0,3	0,2	0,3	0,5
	Fe (II)	3,5	0,5	0,5	0,1	0,1	0,1	0,1
	Fe (III)	1,2	0,1	0	0	0	0	0
	Mn	143,9	142	139,3	162	151	77	84,25
	U ₃ O ₈	52,5	45	37,8	27,5	27,5	1,2	1,6
02/12/98	pH (unids.)	3,3	4,2	4,5	6,3	6,6	7	7,2
	Eh (mV)	485	395	354	325	313	-145	-193
	O ₂ disuelto	4	3,5	3,5	3,4	3,6	0	0
	Amonio	31	27	27	25	25	47	55
	SO ₄ ²⁻	8211	7842	7525	7763	7710	7051	7024
	Al	174,5	141,5	104,5	0,2	0,1	0,1	0,1
	Fe (II)	6,5	1,9	3,3	0,1	0,1	0,1	0,1
	Fe (III)	0,8	0,1	0,1	0	0	0	0
	Mn	136,5	137,2	143	158,4	162,6	90,3	
	U ₃ O ₈	46,4	40,7	37,9	25,5	26,1	5,1	3,7
09/12/98	pH (unids.)	3,3	3,9	4,5	6,2	6,4	7	7,3
	Eh (mV)	478	408	334	305	295	-112	-176
	O ₂ disuelto	3,5	3,5	3,6	4,1	3,5	0,2	0,7
	Amonio	39	33	29	28	27	31	41
	SO ₄ ²⁻	7916	7974	7744	7773	8088	6512	7171
	Al	155,25	119,5	93,9	0,1	0,1	0,1	0,1
	Fe (II)	7,8	3,2	5,7	0,1	0,1	0,1	0,1
	Fe (III)	3,4	2,6	0	0	0	0	0
	Mn	133,8	158,1	144,2	166,9	169,6	78,9	81,2
	U ₃ O ₈	50,2	43,7	38,8	24,6	24,4	1,4	3,9
16/12/98	pH (unids.)	3,4	4,3	4,4	6,7	6,7	6,9	7,5
	Eh (mV)	488	380	354	307	305	265	59
	O ₂ disuelto	4,5	4,3	3,8	4,2	4,2	0,4	0,3
	Amonio	26	24	24	24	24	27	43
	SO ₄ ²⁻	7730	7954	8037	7423	7702	8121	7284
	Al	230,2	19,7	112,1	1,2	0,1	0,8	0,7
	Fe (II)	6,6	0,6	0,4	0,1	0,1	0,1	0,1
	Fe (III)	8,6	0	0	0	0	0	0,1
	Mn	141,1	152,9	157,1	157,7	151,6	105,4	74,2
	U ₃ O ₈	53,1	45,7	41,2	29	28,3	2,1	2,1
05/01/99	pH (unids.)	3,3	3,7	4,3	6,6	6,6	7,3	7,2
	Eh (mV)	481	441	355	308	304	-86	-242
	O ₂ disuelto	4,9	4,9	4,7	4,8	5	0	0
	Amonio	28	28	28	29	29	53	68
	SO ₄ ²⁻	7437	7546	7683	7109	7109	6917	6726
	Al	292	185,5	139,6	0,2	0,3	0,5	0,3
	Fe (II)	5,3	2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1
	Fe (III)	9,3	0,3	0	0	0	0	0
	Mn	127,9	122,5	131,6	141,4	124,3	89,7	69,8
	U ₃ O ₈	47,9	45	40,3	25,5	25,3	1,2	2,2

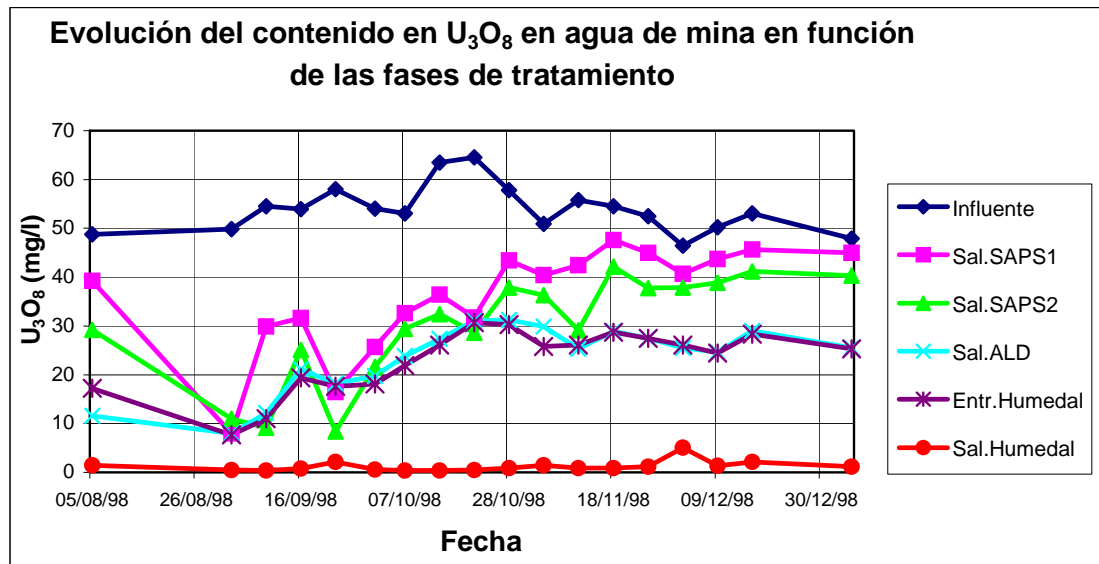
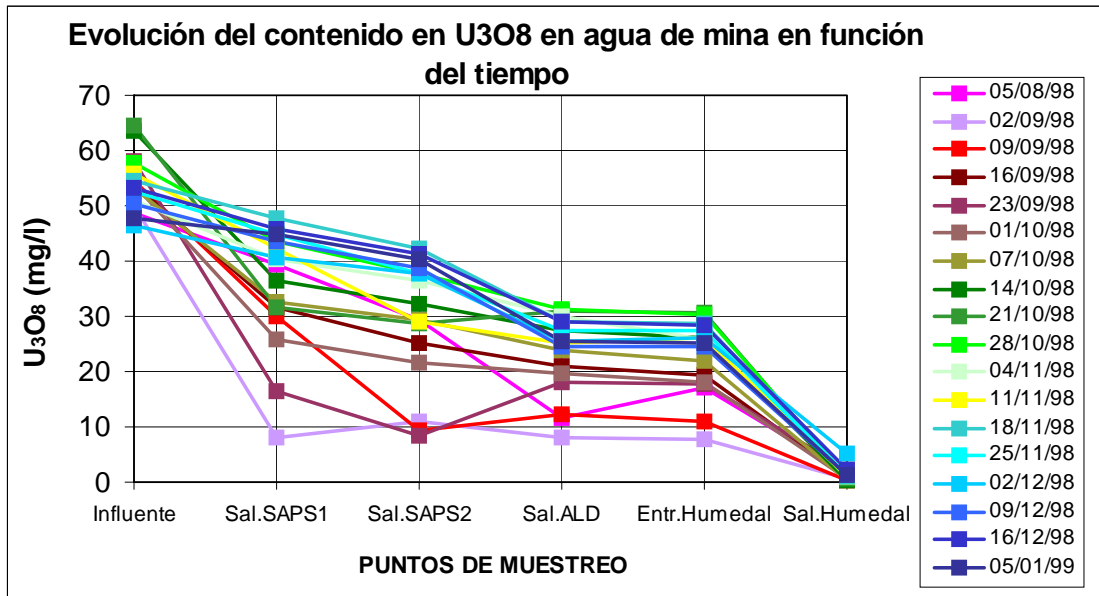


FECHA	PARAMETRO (mg/l)	INFLUENTE ENTRADA	SAPS 2 SALIDA	HUMEDAL SALIDA
21/10/98	Zn	15,5	12,2	0
	Cd	0,1	0,05	0
	Pb	0	0	0,2
	Cu	0,6	0	0
	Ni	8,7	7,4	0,2
	Radio (Bq/kg)	22724,8	16119,4	432,7

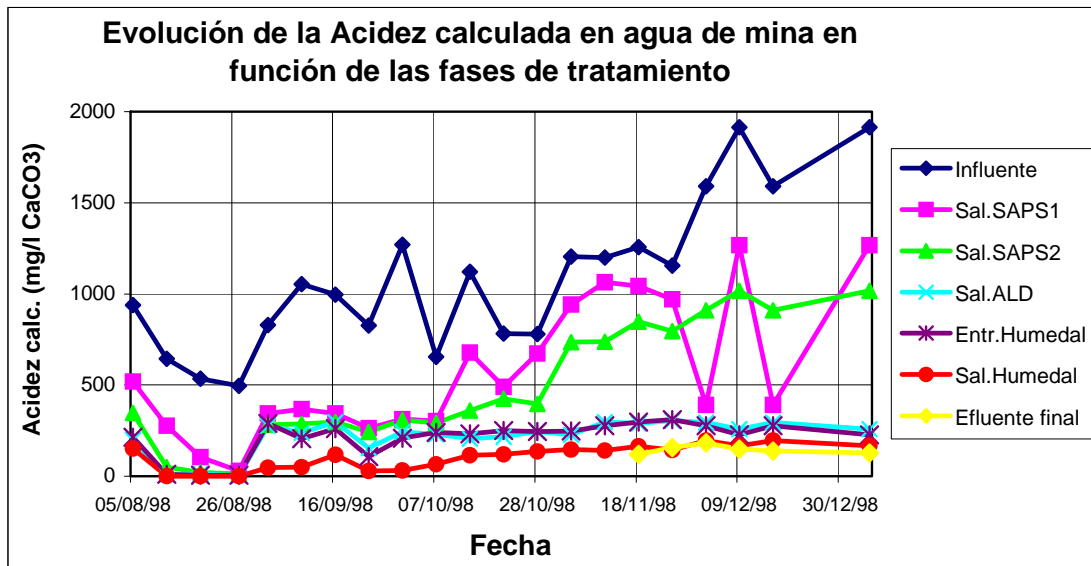
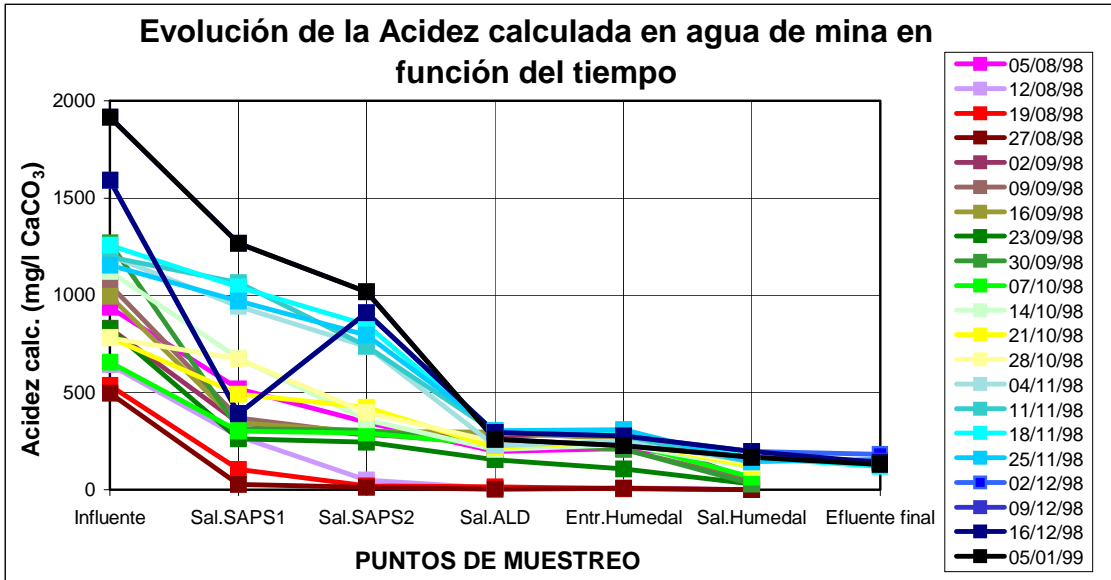
Tabla 2.1.2.2.b: Análisis puntuales de contenidos metálicos en influente y efluentes del sistema

Acidez Calculada como mg/l CaCO ₃	INFLUENTE ENTRADA	SAPS 1 SALIDA	SAPS 2 SALIDA	ALD SALIDA	HUMEDAL ENTRADA	HUMEDAL SALIDA	SALIDA FINAL
05/08/98	938,7	518,1	347,5	197,5	213,0	151,9	
12/08/98	644,0	275,3	50,2	8,7	10,6	0,0	
19/08/98	535,4	104,0	21,1	14,3	5,5	0,0	
27/08/98	495,9	27,9	12,0	2,7	6,4	0,0	
02/09/98	830,1	342,9	281,4	277,4	290,4	46,1	
09/09/98	1052,3	368,2	285,7	237,7	206,5	49,6	
16/09/98	995,8	345,0	298,6	297,7	259,9	117,8	
23/09/98	826,9	262,1	243,5	153,4	107,3	29,8	
30/09/98	1269,9	313,1	306,6	241,8	209,1	30,9	
07/10/98	654,9	302,0	292,6	230,8	240,7	64,4	
14/10/98	1121,7	676,9	358,6	206,0	230,9	114,7	
21/10/98	782,0	490,7	424,5	215,8	249,1	119,7	
28/10/98	780,2	673,4	395,7	245,6	246,0	135,5	
04/11/98	1203,7	942,5	735,9	227,5	249,0	145,3	
11/11/98	1198,2	1065,0	738,3	296,4	275,8	141,9	
18/11/98	1256,4	1042,4	848,3	289,3	296,4	164,9	119,8
25/11/98	1153,9	970,3	795,6	304,2	309,1	144,2	156,1
02/12/98	1590,2	391,0	911,1	293,6	276,4	196,3	182,6
09/12/98	1914,2	1267,6	1017,7	258,4	227,9	166,0	148,4
16/12/98	1590,2	391,0	911,1	293,6	276,4	196,3	139,2
05/01/99	1914,2	1267,6	1017,7	258,4	227,9	166,0	128,8

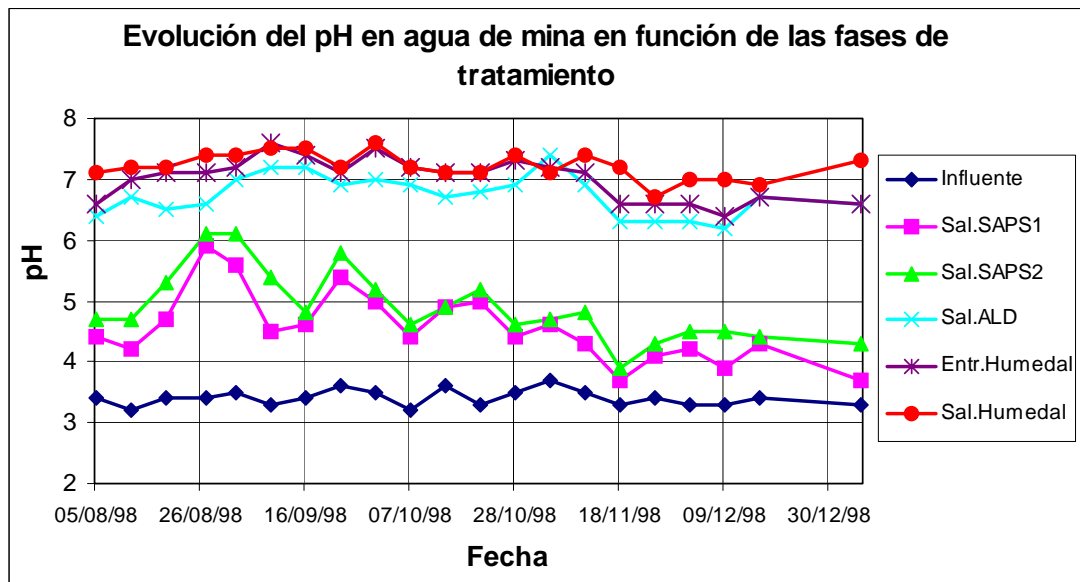
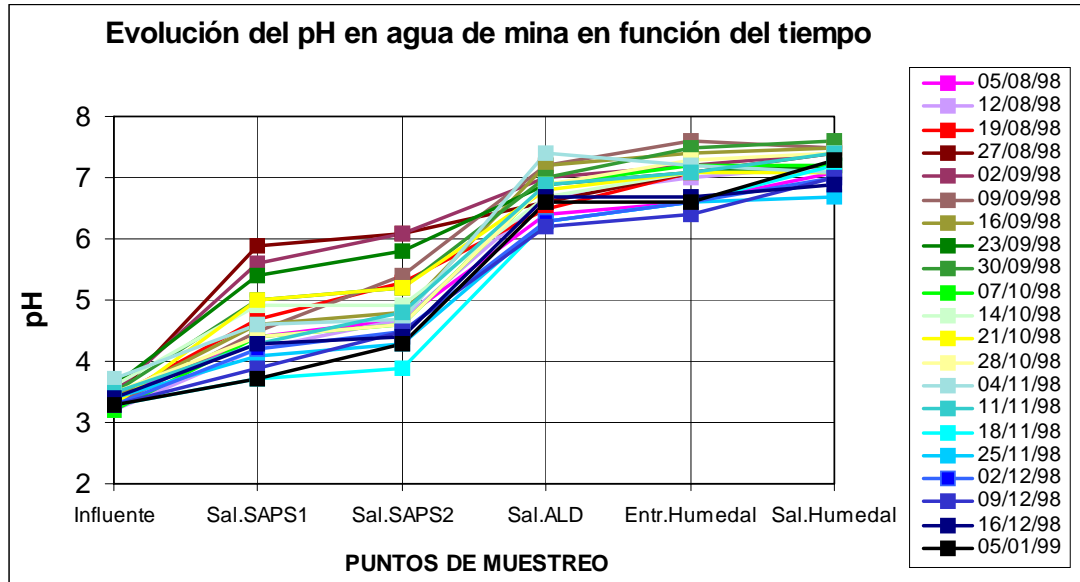
Tabla 2.1.2.2.c: Valores de acidez calculada en influente y efluentes de cada etapa del sistema



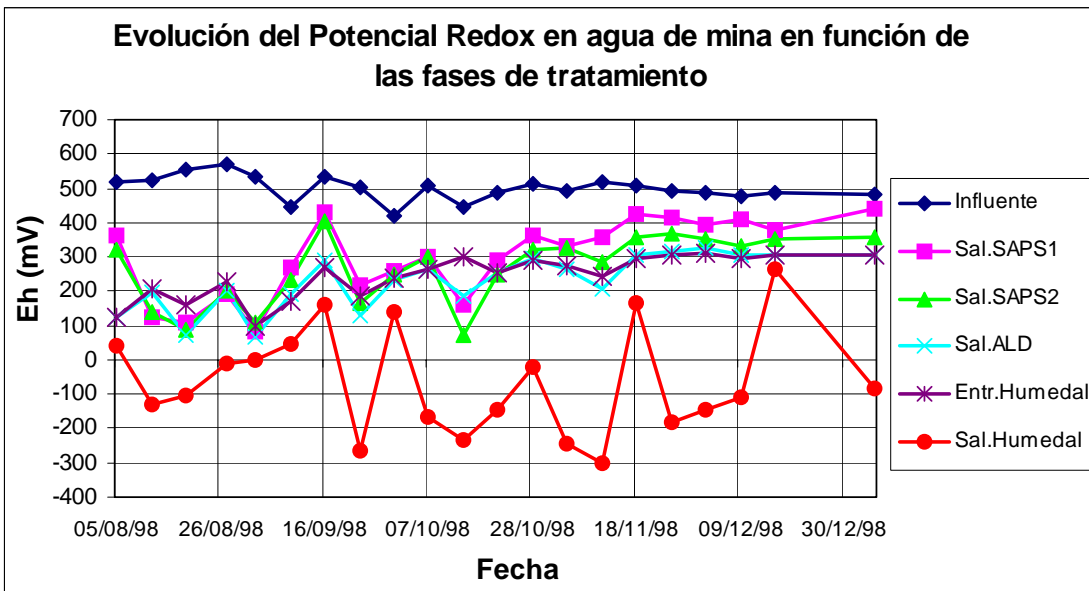
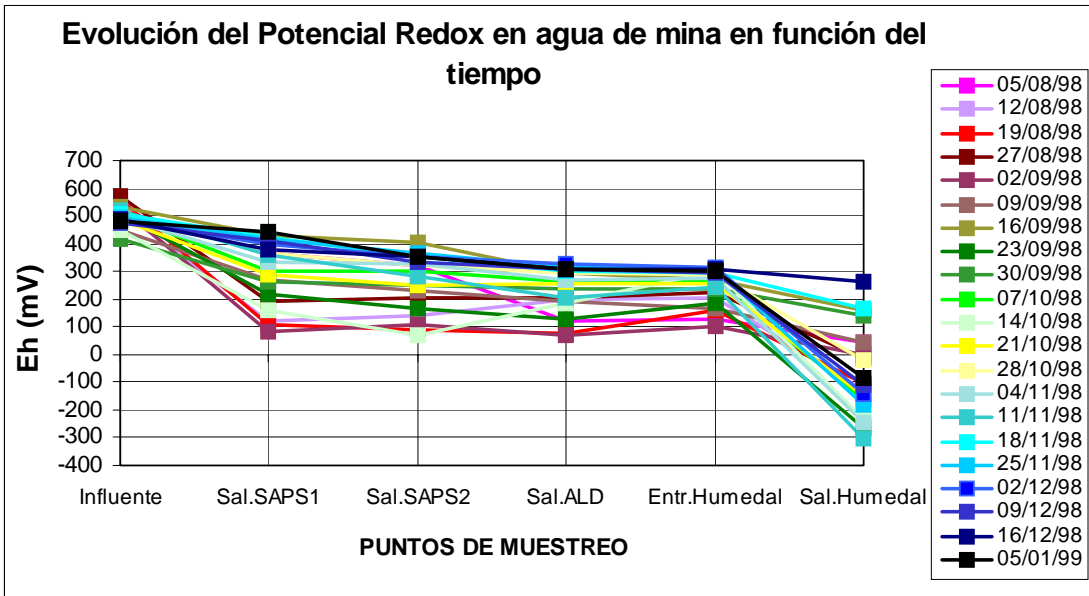
Grafs. 2.1.2.2.a-a': Evolución temporal del contenido en U_3O_8 del influente y los efluentes de cada fase del sistema



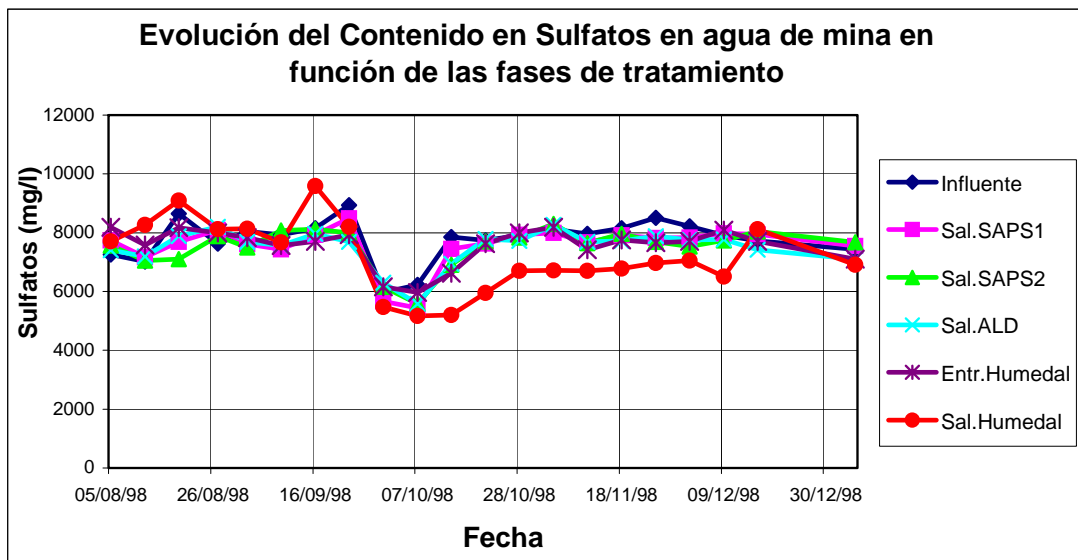
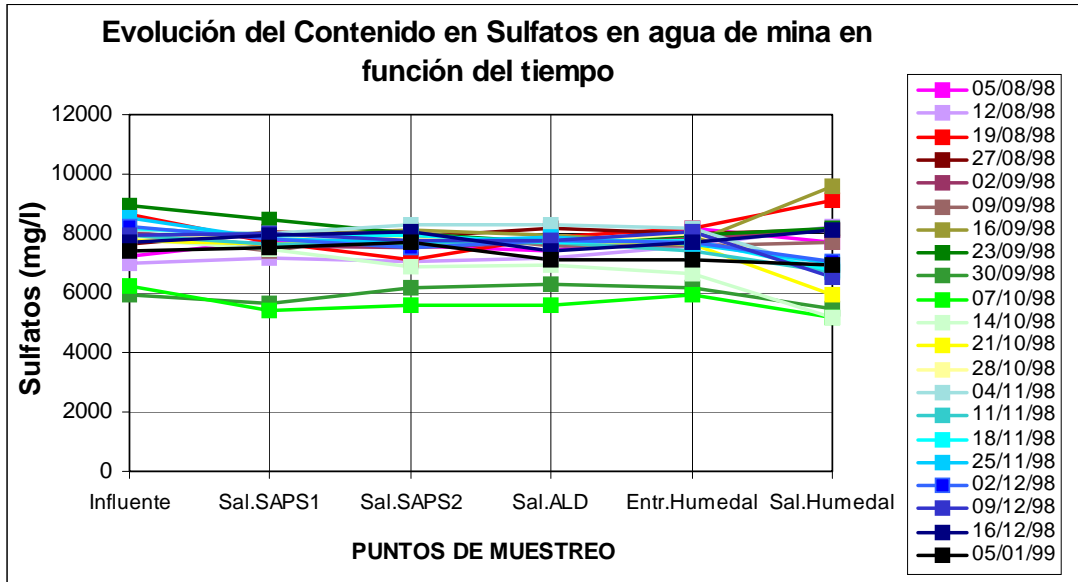
Grafs. 2.1.2.2.b-b': Evolución temporal del contenido en acidez calculada del influente y los efluentes de cada fase del sistema



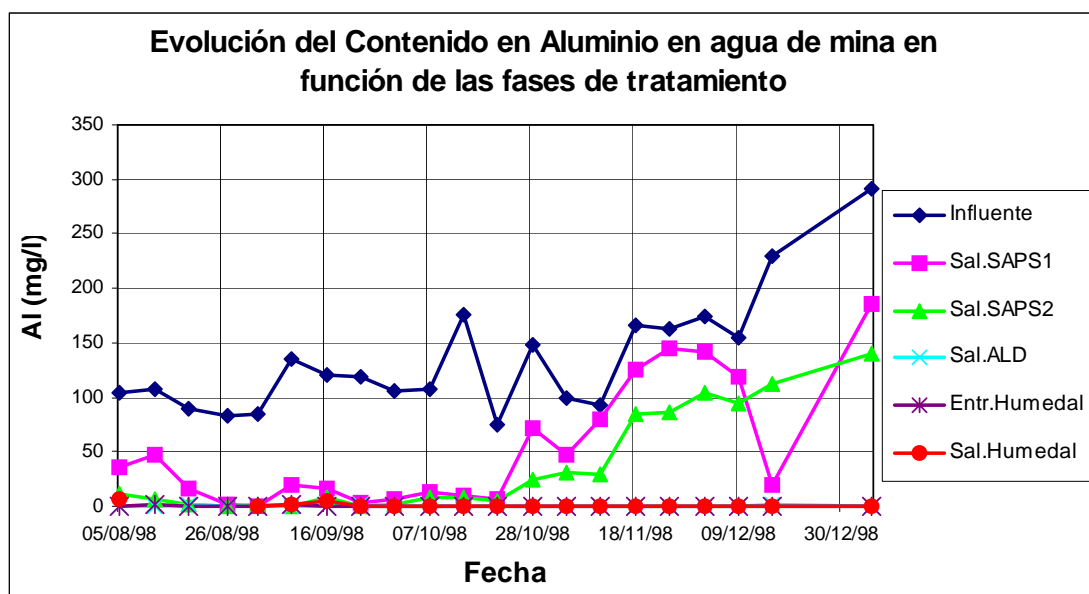
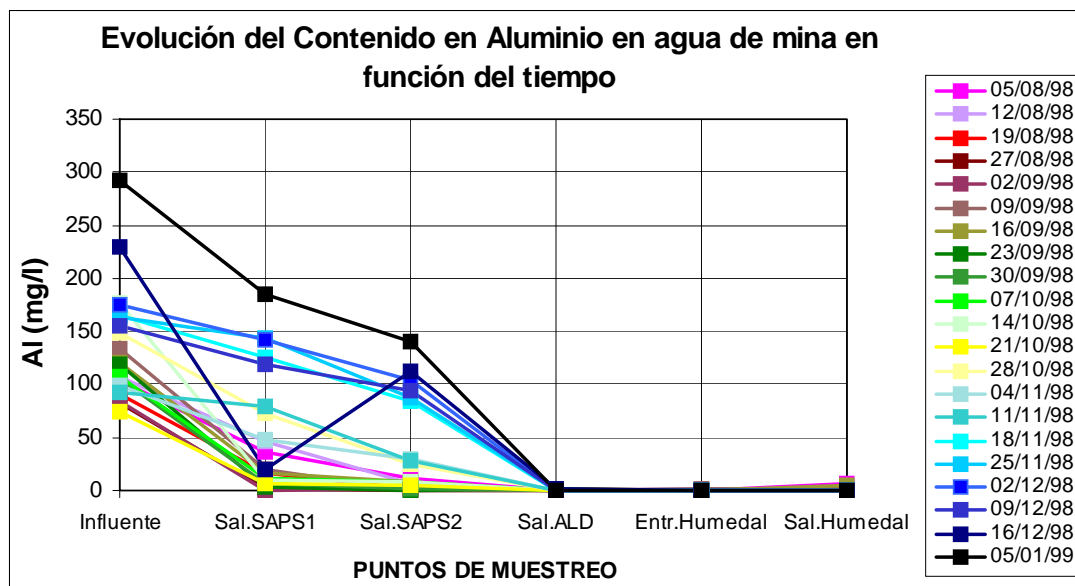
Graf. 2.1.2.2.c-c': Evolución temporal del pH del influente y los efluentes de cada fase del sistema



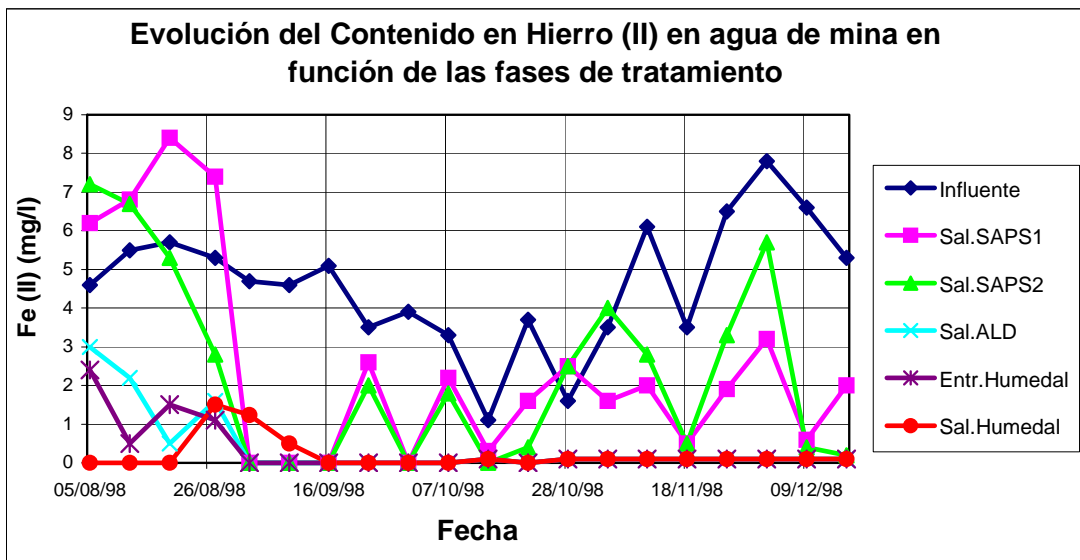
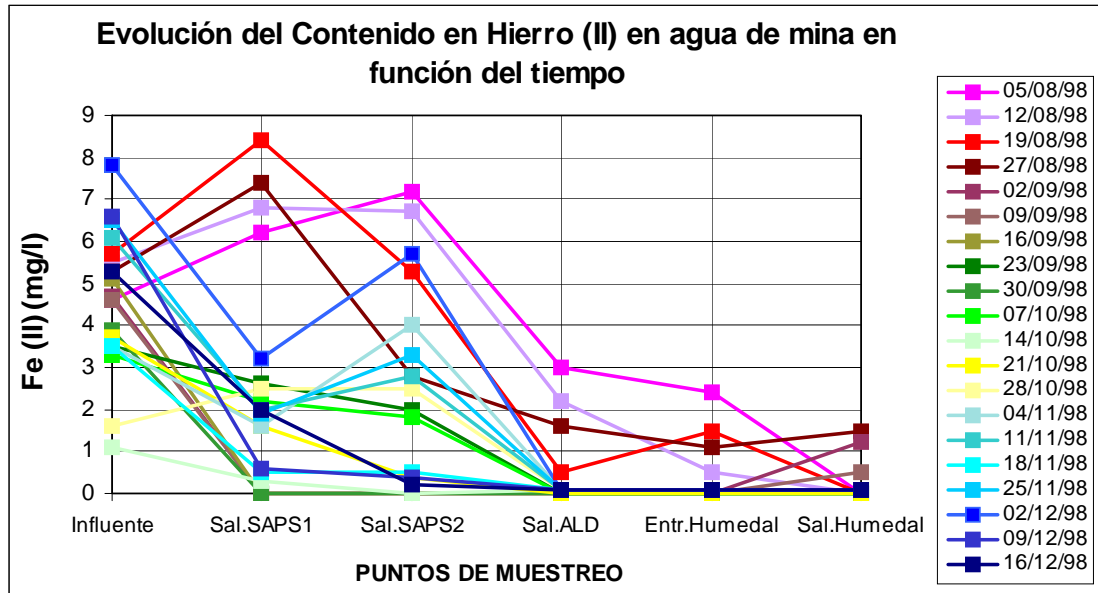
Graf. 2.1.2.2.d-d': Evolución temporal del Eh del influente y los efluentes de cada fase del sistema



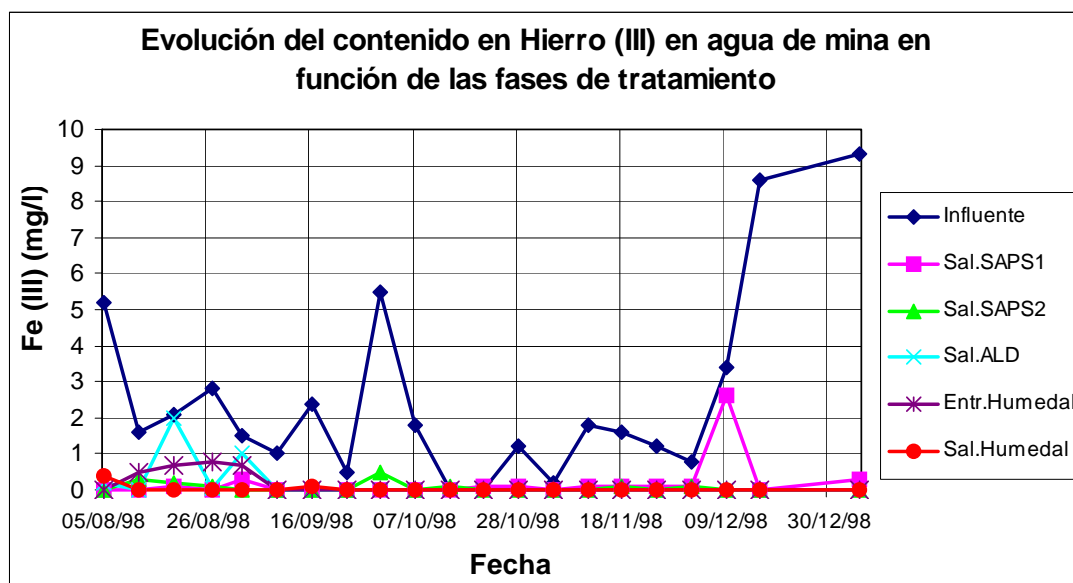
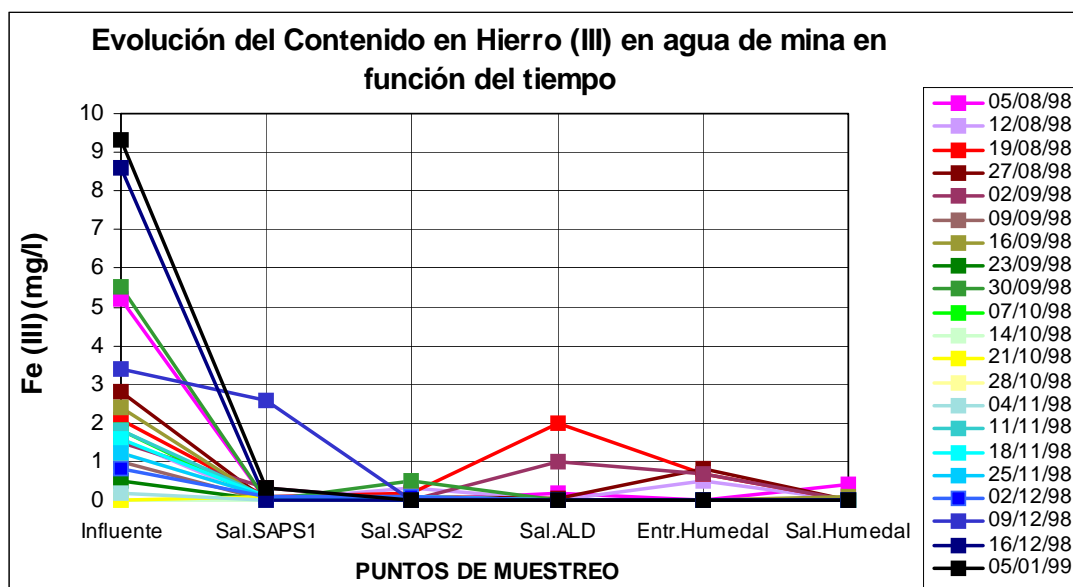
Grafs. 2.1.2.2.e-e': Evolución temporal del contenido en sulfatos del influente y los efluentes de cada fase del sistema



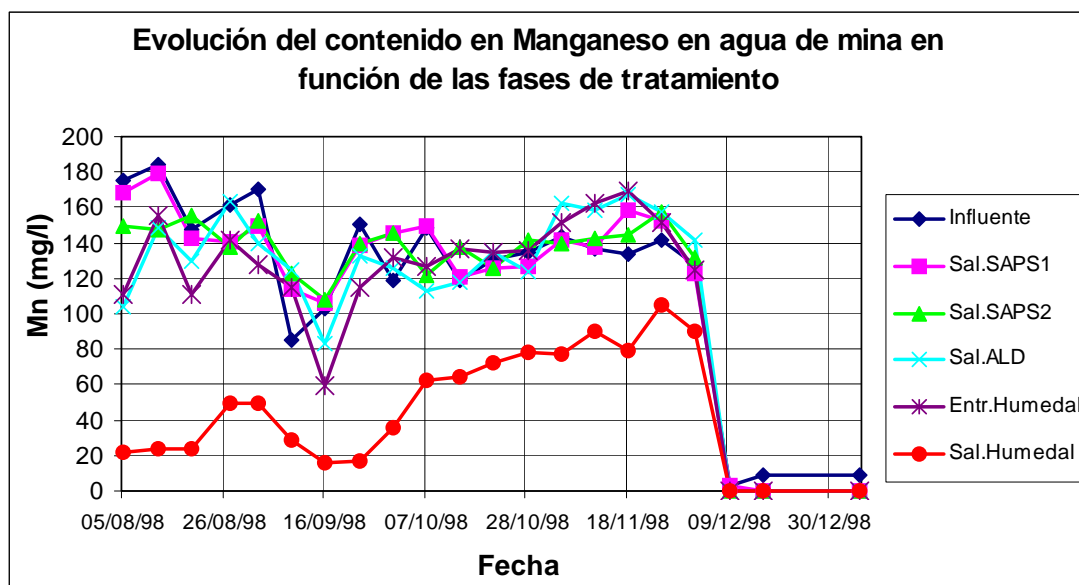
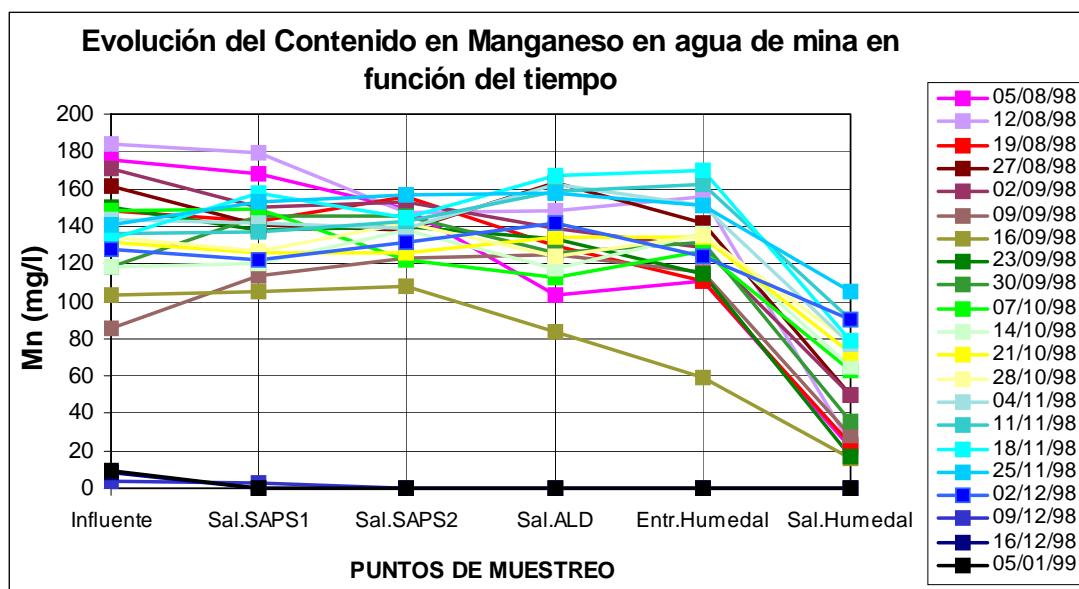
Grafs. 2.1.2.2.f-f': Evolución temporal del contenido en Al del influente y los efluentes de cada fase del sistema



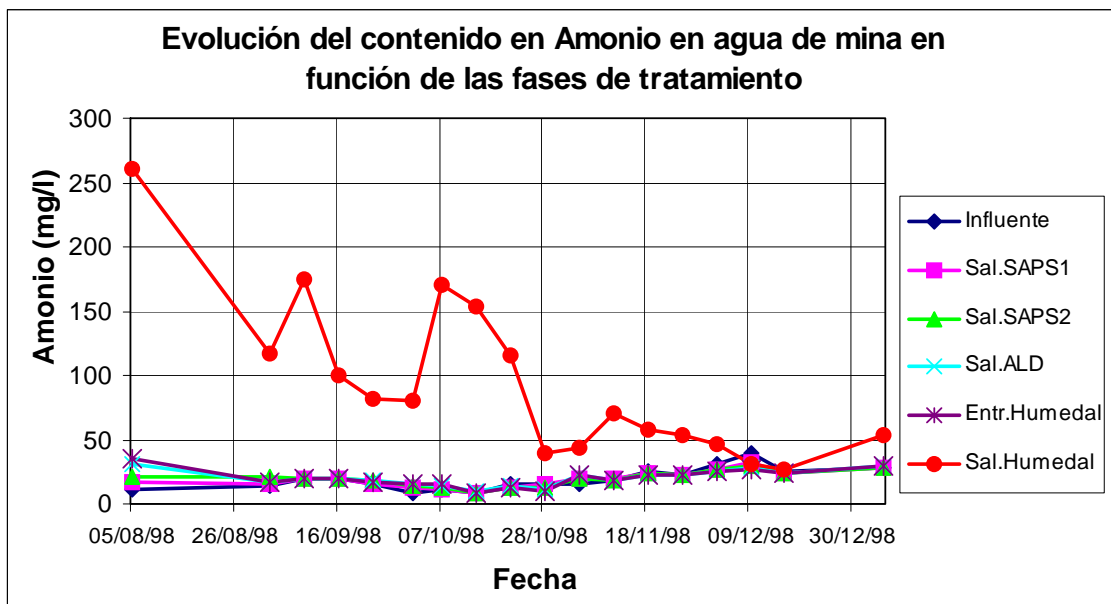
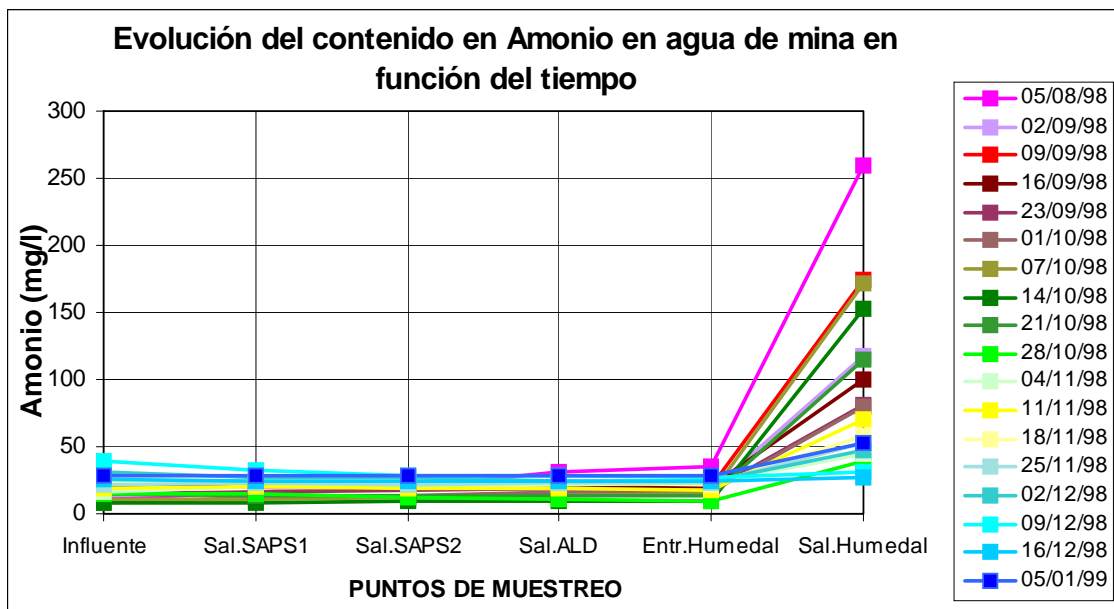
Grafs. 2.1.2.2.g-g': Evolución temporal del contenido en Fe (II) del influente y los efluentes de cada fase del sistema



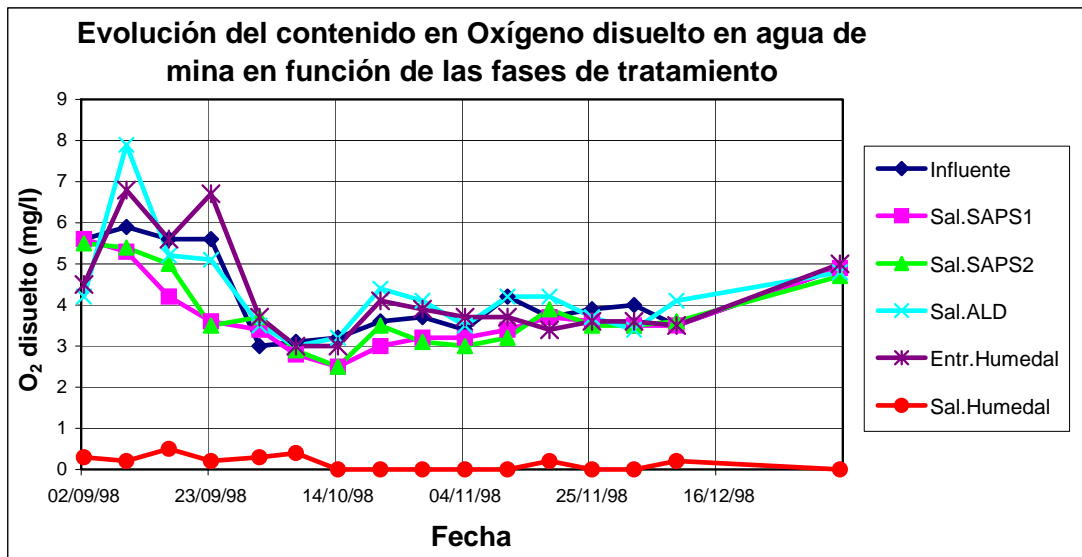
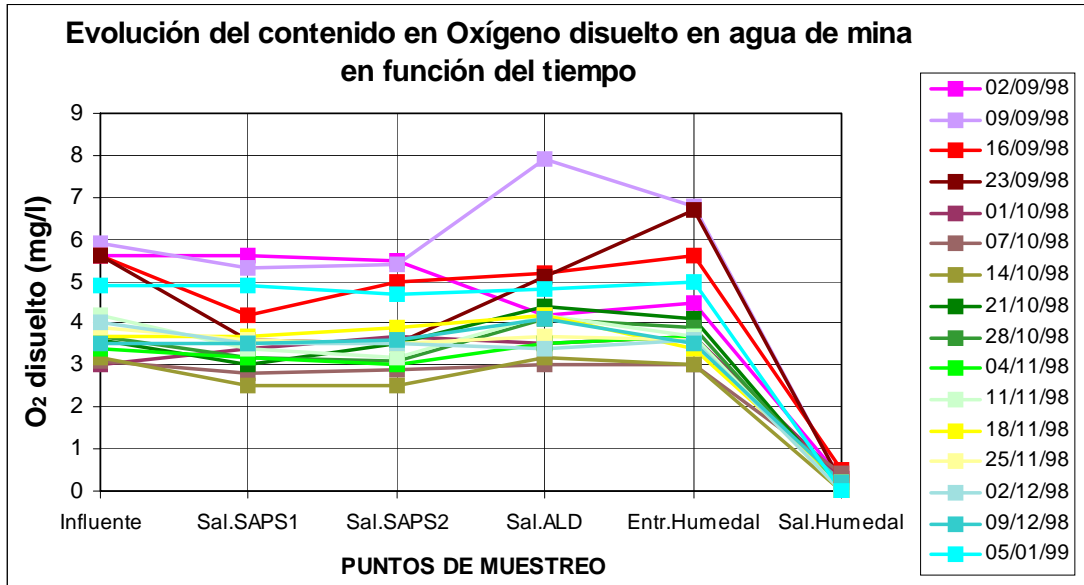
Grafs. 2.1.2.2.b-b': Evolución temporal del contenido en Fe (III) del influente y los efluentes de cada fase del sistema



Grafs. 2.1.2.2.i-i': Evolución temporal del contenido en Mn del influente y los efluentes de cada fase del sistema



Grafs. 2.1.2.2.j-j': Evolución temporal del contenido en amonio del influente y los efluentes de cada fase del sistema



Grafs. 2.1.2.2.k-k': Evolución temporal del contenido en oxígeno disuelto del influente y los efluentes de cada fase del sistema



Como se ha mostrado en la tabla de resultados, no sólo se ha muestreado la salida del humedal, sino que también se han tomado muestras en el punto final donde se vierte éste (“efluente final”). Los resultados correspondientes a pH, Eh y contenido en sulfatos, aluminio, manganeso, amonio y U_3O_8 , para ambos efluentes, se comparan gráficamente a continuación (Graf. 2.1.2.2.1-r):

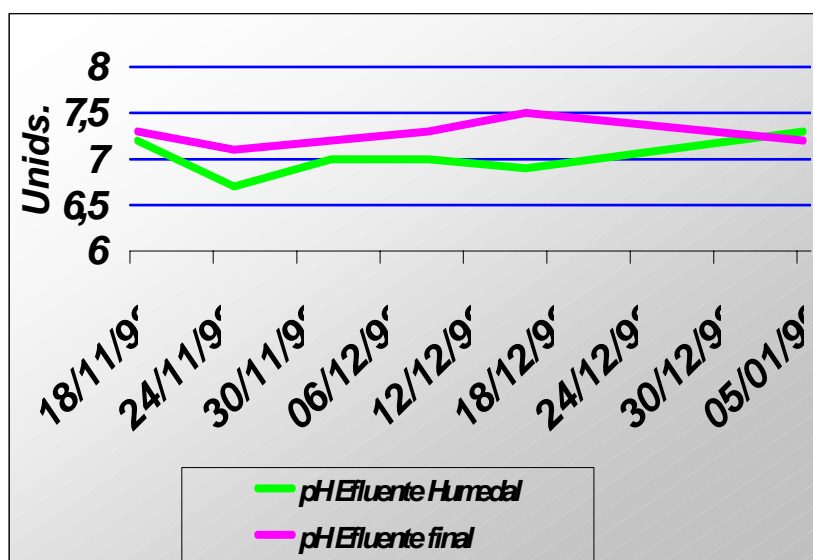


Fig. 2.1.2.2.1: Comparación de pH en efluente de humedal y efluente final

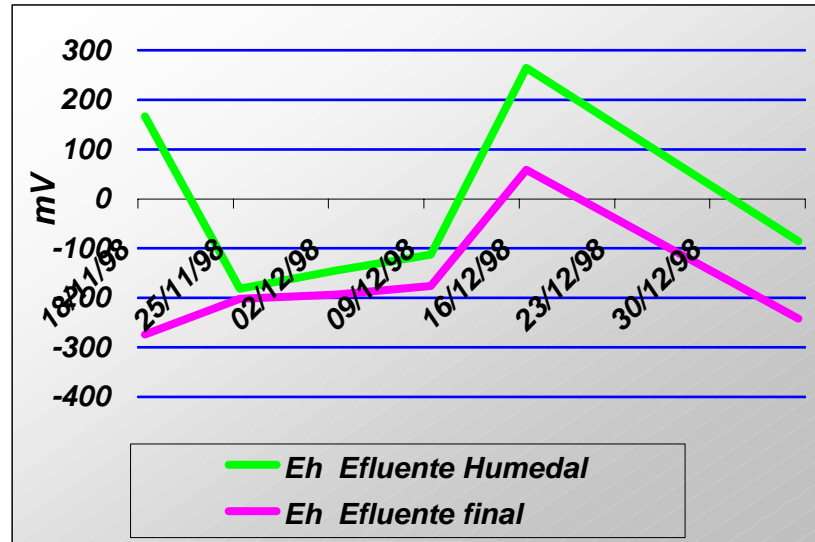


Fig. 2.1.2.2.m: Comparación de Eh en efluente de humedal y efluente final

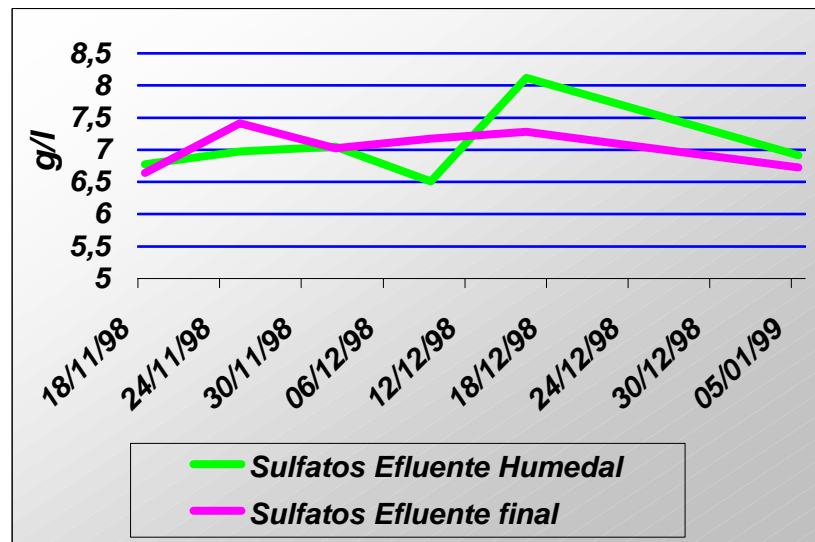


Fig. 2.1.2.2.n: Comparación de contenido en sulfatos en efluente de humedal y efluente final

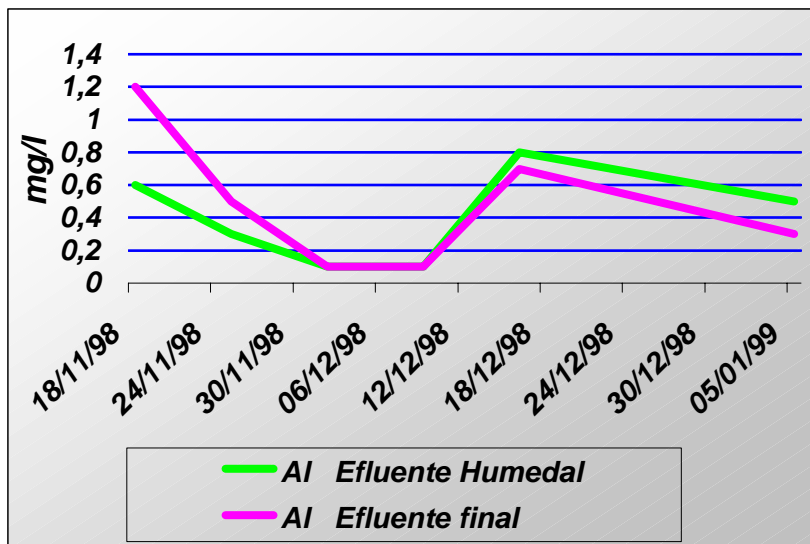


Fig. 2.1.2.2.o: Comparación de contenido en Al en efluente de humedal y efluente final

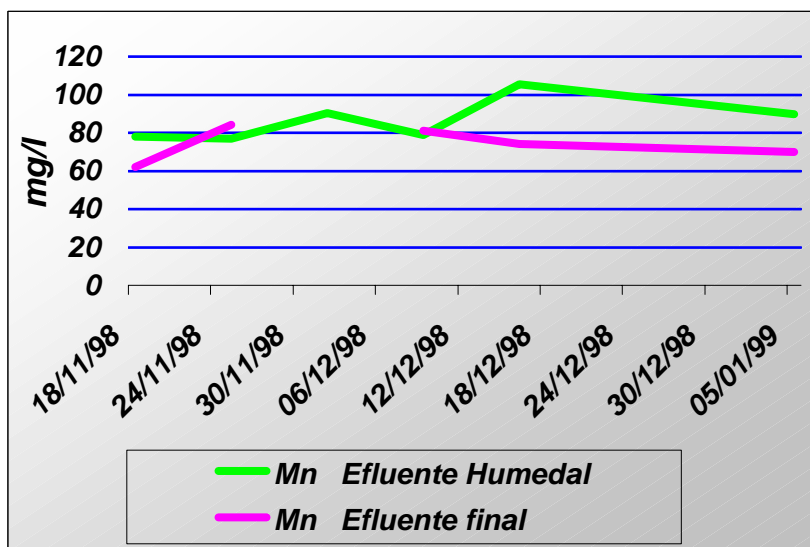


Fig. 2.1.2.2.p: Comparación de contenido en Mn en efluente de humedal y efluente final

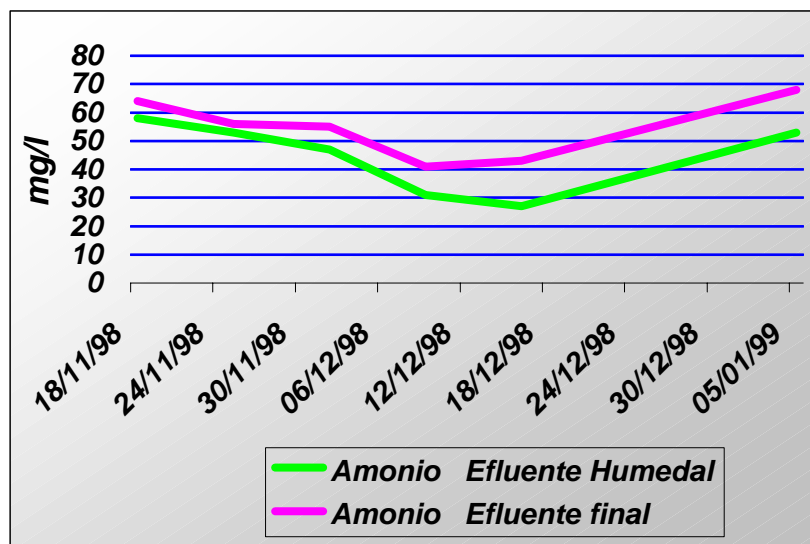


Fig. 2.1.2.2.q: Comparación de contenido en amonio en efluente de humedal y efluente final

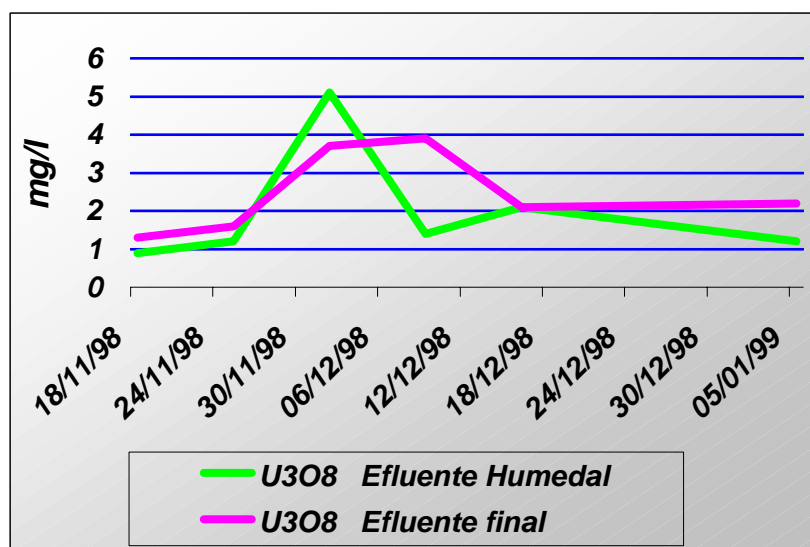
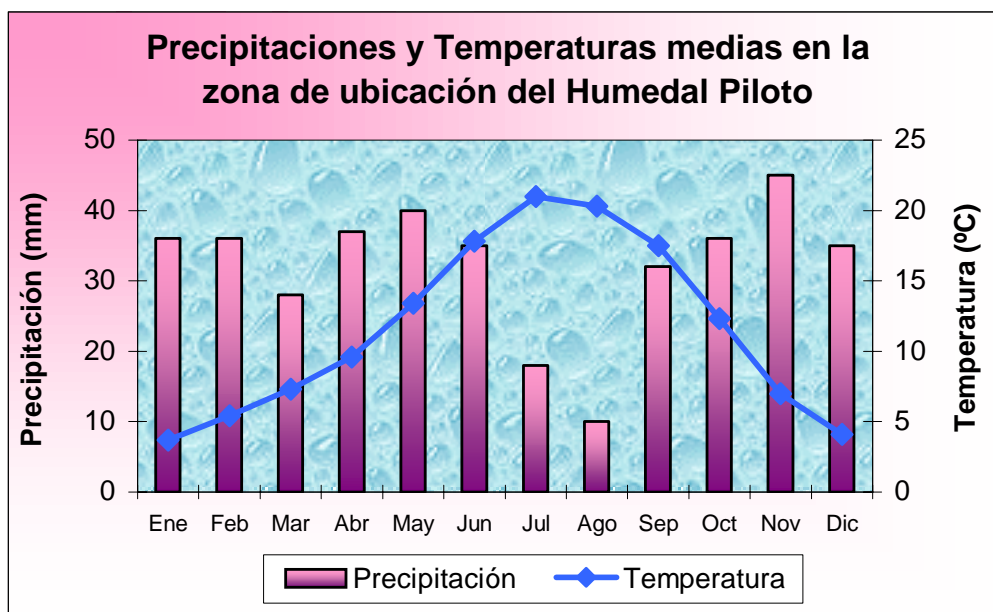


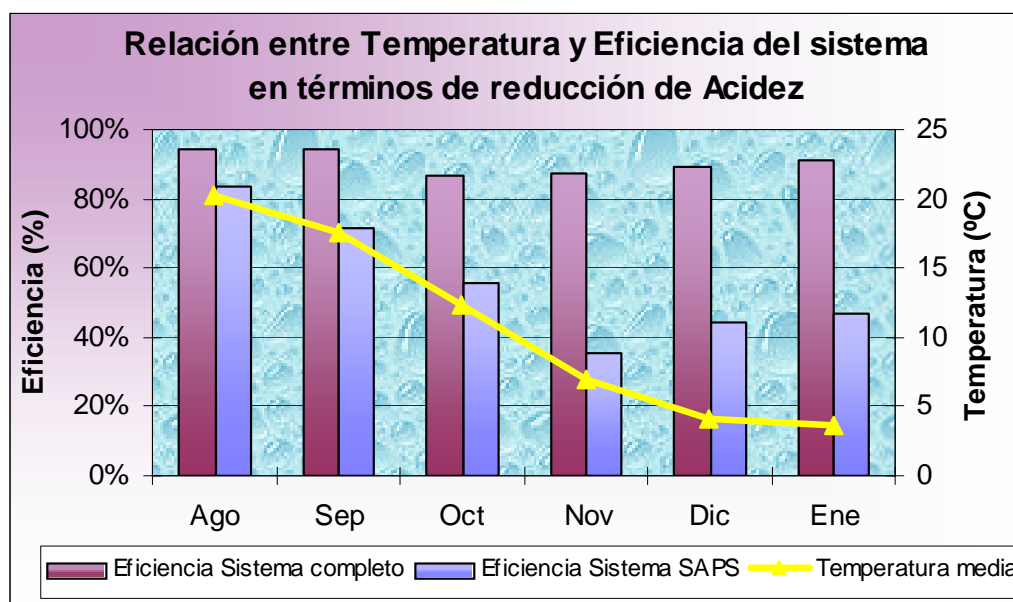
Fig. 2.1.2.2.r: Comparación de contenido en U_3O_8 en efluente de humedal y efluente final



Dada la importancia de las condiciones climáticas para el funcionamiento de un sistema pasivo, se creído conveniente representar las condiciones climáticas medias de los últimos 30 años para la zona en la que se han desarrollado los sistemas de tratamiento pasivos anteriormente descritos. Además, se han comparado los valores de temperatura ambiente con la eficacia del sistema SAPS y el sistema completo – en lo que se refiere a reducción de acidez-, durante el periodo de muestreo (Graf. 2.1.2.2.s-t).



Graf. 2.1.2.2.s: Condiciones climáticas medias de la zona de ubicación del sistema (según la “Guía resumida del clima en España 1961-1990”, Instituto Nacional de Meteorología)



Graf. 2.1.2.2.t: Influencia de la temperatura en la eficacia del sistema de tratamiento pasivo



2.2. CONCLUSIONES

En primer lugar se ha podido comprobar que para el agua de escombrera, inicialmente empleada para la alimentación del sistema 1, no resulta apropiado ningún sistema de tratamiento pasivo, dadas sus elevadas concentraciones en aluminio, hierro, manganeso y sulfatos. Por ello el sistema ha resultado ser obstruido tras poco tiempo después de su puesta en marcha.

El sistema ALD sólo consigue incrementar en una unidad el pH en su interior, lo que indica su deficiente funcionamiento. Pese a todo, se han alcanzado ciertas reducciones de los contenidos en hierro y aluminio en el interior del humedal.

En el sistema 2 se han procurado evitar las causas que provocaran el fallo del sistema 1, por lo que en este caso se sustituyó el agua de escombrera por el de corta y se dispuso un sistema SAPS antes de un nuevo ALD.

Los resultados correspondientes a los análisis realizados muestran:

- Un incremento progresivo del **pH** en todas las etapas, particularmente producido en el interior del ALD (donde su valor se incrementa unas dos unidades). Parece haber una disminución de tal incremento coincidiendo con el periodo invernal.



- La **acidez** calculada es reducida dentro de los sistemas SAPS. En la época de altas temperaturas esta reducción se produce por completo en el primer sistema, pero en los meses más fríos, ésta tiene lugar progresivamente en el conjunto de ambos sistemas.
- El **Potencial Redox** sufre dos importantes reducciones en su valor: a la salida del SAPS (unos 200 mV) y en el interior del humedal, donde reduciéndose en un porcentaje similar, alcanza valores negativos. Como es lógico, el Eh es también reducido en el interior del ALD y de nuevo incrementado en la cascada de oxidación.
- El contenido en **sulfatos** no se ve reducido a su paso por el sistema de tratamiento. Sin embargo, su contenido parece disminuir en las últimas muestras, coincidiendo con un descenso simultáneo del Potencial Redox en el interior del humedal.
- El **aluminio** es completamente retenido dentro del sistema. En una primera etapa esta retención se realiza casi por completo en el interior del primer sistema SAPS, y en los meses más fríos, esta reducción tiene lugar de forma sucesiva en los dos sistemas SAPS y en las últimas muestras, también dentro del ALD. El influente al humedal no lleva aluminio disuelto en ningún caso.
- El **hierro** es completamente retenido dentro del sistema. Para el hierro ferroso se observa que, tras una primera fase de acondicionamiento, la reducción tiene lugar de forma gradual en el interior de ambos sistemas SAPS. En el caso del hierro férrico, la reducción es total a la salida del primero de dichos sistemas. Es destacable el hecho de que el agua que penetra en el ALD no posee contenido

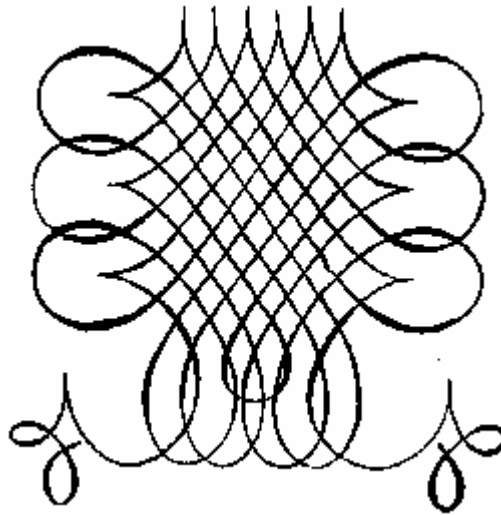


alguno en hierro, lo que evitará el recubrimiento con óxidos o “armoring” de la caliza y prolongará su vida útil.

- El **manganeso** es completamente retenido dentro del sistema. La reducción tiene lugar en el interior del humedal, no viéndose afectado sensiblemente su contenido a lo largo de las fases anteriores. Este resultado concuerda perfectamente con el comportamiento del Mn que se había observado en previas experiencias de laboratorio.
- El contenido en **amonio** del agua permanece constante e igual al del influente durante su paso por todas las etapas, a excepción del humedal, en cuyo interior se ve incrementado. Se aprecia que este incremento es claramente decreciente con el tiempo hasta dejar de producirse en el caso de las últimas muestras. Este lógico comportamiento se debe a la carga orgánica que el estiércol cede al agua cuando entra en contacto con él dentro del humedal. Como se ha observado en otros experimentos, este fenómeno se atenúa con el tiempo, tras el “lavado” del sustrato orgánico, hasta llegar a desaparecer, como en este caso, donde se alcanzan valores verticales.
- El **oxígeno disuelto** en el influente no es muy elevado. A medida que el agua va avanzando en su recorrido por el sistema, este contenido sufre una lógica evolución: es ligeramente reducido en el interior del sistema SAPS, aumenta levemente durante el paso por los dispositivos de aireación y es finalmente eliminado en el interior del humedal.



- El contenido en U_3O_8 es totalmente eliminado dentro del sistema. Esta reducción tiene lugar de modo progresivo a lo largo de las distintas fases del sistema.
- De la comparación del análisis de las muestras correspondientes al efluente del humedal y el efluente final, se deduce que este último presenta valores superiores en pH y contenido en amonio que el efluente del humedal. Asimismo, no se aprecian importantes variaciones en los contenidos en sulfatos, aluminio o uranio y finalmente, el efluente del humedal disminuye su contenido en Mn y sus valores e Eh durante su transcurso hasta el punto donde el efluente final es muestreado.
- Finalmente se deduce que este sistema pasivo a escala piloto resulta muy efectivo en lo que se refiere a todos los parámetros analizados, con excepción del contenido en sulfatos. Además se observa una gran relación de la eficacia del sistema y las variaciones estacionales:
 - Coeficiente de correlación entre temperatura y efectividad del sistema SAPS:
0.92
 - Coeficiente de correlación entre días de helada y efectividad del sistema SAPS:
-0.78
 - Coeficiente de correlación entre horas de sol y efectividad del sistema SAPS:
0.96



Parte cuarta

*Humedal construido a
escala real en Inglaterra*



1. HUMEDAL CONSTRUIDO PARA TRATAMIENTO DE AGUA DE MINA EN NEWCASTLE (REINO UNIDO)

1.1. INTRODUCCIÓN

En los últimos años se ha despertado un creciente interés acerca de la contaminación derivada del abandono de minas como causa de degradación del agua superficial. En el Reino Unido, están siendo cerradas e inundadas, dando lugar a descargas contaminantes. Estas aguas ácidas y ricas en metales y sulfatos pueden ser tratadas por medio de sistemas pasivos de bajo coste. La remediación de la contaminación del arroyo Stanley Burn en la villa de Quaking Houses (County Durham) se ha llevado a cabo satisfactoriamente mediante el primer humedal para agua de mina del Nordeste de Inglaterra.

1.1.1. CONTAMINACIÓN DEL AGUA DEBIDO AL ABANDONO DE MINAS EN REINO UNIDO

La contaminación de aguas relacionada con la clausura de minas deriva con frecuencia en un serio problema cada vez más extendido de degradación del agua



superficial. El método más eficaz de remediación a largo plazo de esta contaminación reside probablemente en los tratamientos pasivos, cuya principal ventaja son sus bajos costes de instalación y mantenimiento.

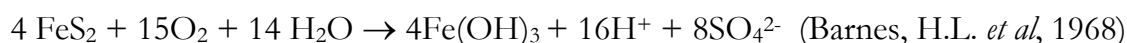
El análisis de la calidad del agua relacionada con minas abandonadas indica que la generación de acidez a largo plazo en las mismas se debe principalmente a dos causas: en primer lugar, cuando el agua tiene la oportunidad de rellenar los huecos de antiguas minas (por cese de bombeo, generalmente), disuelve sales de hidrosulfatos ferrosos y férricos resultantes de la oxidación de la pirita. La eliminación de la acidez generada de este modo es controlada por el tiempo de retención hidráulica durante la inundación de los huecos mineros y se alcanza generalmente antes de 40 años tras el cese del bombeo. Un segundo tipo de acidez se genera a partir de la continua oxidación de la pirita en la zona de fluctuación del nivel piezométrico. Un diseño racional de remediación pasa por un tratamiento intensivo de las descargas mientras se está generando el primer tipo de acidez, seguido por un tratamiento pasivo a largo plazo para combatir el segundo tipo. Ello significa que las labores mineras abandonadas, que son altamente ferruginosas cuando emergen a la superficie por primera vez, deben ser tratadas mediante sistemas activos, tales como adición de cal, floculación, etc. durante más de cuatro décadas, tras las cuales, la remediación a largo plazo se consigue de modo más efectivo en relación al coste, usando tratamientos pasivos como pueden ser los humedales. (Younger, P.L., 1997).

Los drenajes procedentes de minas metálicas suelen estar enriquecidos en zinc y otros metales tóxicos. Por otro lado, la erosión de escombreras y otros remanentes de antiguas labores mineras contribuyen como fuente importante de metales a los cauces.



1.1.2. QUÍMICA DEL AGUA DE MINA CONTAMINADA

El mineral de pirita (disulfuro de hierro, FeS_2) se encuentra muy extendido en las menas de carbón. Cuando descienden los niveles piezométricos, debido a las actividades de bombeo, la pirita queda expuesta a oxidación. Tras el cese de dicho bombeo, la subsiguiente recuperación del nivel del agua subterránea permite a los residuos de oxidación entrar en solución y, posteriormente, llegar hasta los cauces en superficie. El proceso químico se puede resumir en la siguiente reacción:



Las principales fases que tienen lugar durante la generación de agua de mina son (Jarvis, A.P. *et al.*, 1997):

- La oxidación de la pirita en labores mineras puede dar lugar a la formación de aguas altamente ácidas. Algunos procesos subsuperficiales pueden neutralizar gran parte de la acidez protónica (reflejada en el pH) de estas aguas; de ahí que algunas de las aguas de mina que emergen en superficie pueden ser netamente alcalinas (Hedin, R.S. *et al.*, 1994; Younger, P.L., 1995b).
- La acidez mineral, característica de las aguas netamente ácidas y frecuente también a veces en las aguas alcalinas, conlleva un incremento de la concentración de iones metálicos.



- En el ambiente oxidante y/o neutralizante de las aguas receptoras, los elevados contenidos en hierro se reducen por precipitación de hidróxidos férricos, de color rojo o anaranjado (“ocre”), que suelen cubrir los lechos de los ríos.
- Los contenidos en sulfatos permanecen invariables en las aguas receptoras, por ser difíciles de reducir en ambientes oxidantes.

1.1.3. PROBLEMÁTICA DEL AGUA DE MINA EN INGLATERRA

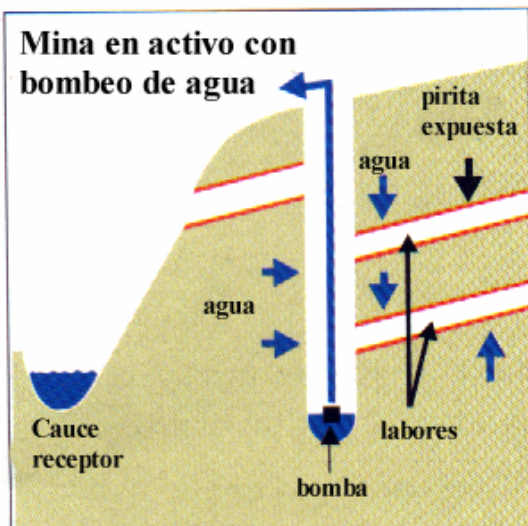
La contaminación del agua de mina es objeto de una creciente atención en el Reino Unido, puesto que allí algunas de las explotaciones de carbón más grandes y de actividad extractiva más prolongada en el tiempo del mundo están siendo abandonadas e inundadas actualmente. En este caso, las descargas relacionadas con minería metálica y de carbón constituyen la principal causa de contaminación de un elevado número de ríos. Están reconocidas más de 300 de estas descargas, las cuales afectan a unos 700 km de cauces fluviales (Younger, P.L., 1995a).

La mayor parte de la minería de carbón en Inglaterra se desarrolla en estratos carentes de carbonatos pero muy ricos en pirita (FeS_2). La disolución de restos oxidados de pirita se ve facilitada durante la inundación de los huecos de labores mineras, lo que da lugar a la liberación de enormes cargas disueltas de hierro principalmente, acompañado de menores pero significantes contenidos en otros

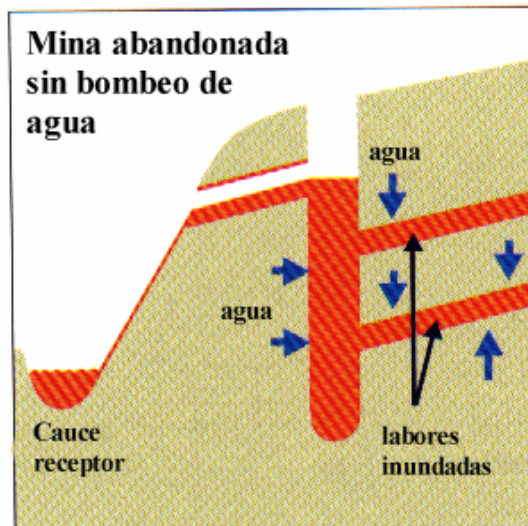


metales asociados, como son: Mn, Zn, Ni, Pb y Al, así como de elevada acidez protónica (bajo pH) (Younger, P.L., 1995b).

Con el cierre generalizado de la mayoría de las minas subterráneas de carbón a comienzos de la presente década, los esquemas regionales de bombeo que han estado en operación durante varias décadas (hasta 300 años en algunos casos) han cesado, dando lugar a una inundación gradual de los huecos mineros y de los estratos adyacentes, lo que provoca una sucesiva elevación del nivel piezométrico en el área de las antiguas labores hasta comenzar las descargas superficiales, de acuerdo con el balance de la recarga de los estratos minados mediante agua de lluvia (Younger, P.L., 1993). Se trata de un problema común a todas las áreas de minería de carbón inglesas (Fig. 1.1.3.a).



El bombeo de agua en el interior de una mina evita el riesgo de descarga de agua de mina contaminada.



El agua contaminada originada tras el abandono e inundación de la mina termina siendo vertida a un cauce.

Fig. 1.1.3. : Importancia de la interrupción del bombeo en una mina abandonada (modificado de Environment Agency, 1997)



Las descargas ferruginosas relacionadas con la minería de carbón pueden tener impactos dramáticos en las aguas donde afluyen. Se pueden apreciar espesas capas de ocre (hidróxido férrico) de color rojo o naranja en los lechos de los cauces, las cuales, además de desagradables, impiden el correcto desarrollo de la fotosíntesis y afectan a la cadena trófica. El recubrimiento de los lechos de los ríos con compuestos ferruginosos impide el natural desove de los peces y reduce la diversidad de vida acuática. Los recubrimientos de ocre pueden extenderse varios kilómetros aguas abajo desde la descarga de agua de mina e incluso más allá de la zona de acumulación del ocre se pueden distinguir los efectos del hierro y zinc disueltos o en suspensión sobre la fauna acuática (ausencia de peces, restricción de los invertebrados a aquellas familias más tolerantes a la contaminación, etc.). Además, se producen efectos indirectos sobre otro tipo de fauna, como aves y mamíferos que dependen de la existencia de vida acuática como fuente de alimentación (NRA, 1996) (Fotos 1.1.3.a-d).



Foto 1.1.3.a: Recogida de muestras de invertebrados en un río (Environment Agency, 1997)

Foto 1.1.3.b: Invertebrados típicos de un cauce con agua de buena calidad (Environment Agency, 1997)



Foto 1.1.3.c: Operaciones de “rescate” en las que los peces son recogidos para ser transportados a un lugar más seguro

Foto 1.1.3.d: Los efectos de la contaminación por agua de mina pueden alterar la cadena trófica (Environment Agency, 1997)





1.1.3.1. EJEMPLOS DE DESCARGAS DE AGUAS DE MINA

1.1.3.1.1. WHEAL JANE

En Enero de 1992 se produjo un polémico incidente al desbordarse desde el interior de una antigua mina abandonada unos 50 millones de litros de agua ácida con elevadas concentraciones en metales, que causó una pluma de contaminación de enormes dimensiones en el estuario de Fal (Foto 1.1.3.1.1.a). Ello supuso un serio problema de contaminación, ya que dicho agua, que resultó ser altamente tóxica, con elevados contenidos en Cd, Cu, Zn, As y Fe, penetró en el curso del río Carnon y se fue extendiendo hasta alcanzar la bahía de Falmouth en el Suroeste de Inglaterra.

La minería metálica de Cornwall fue muy importante en su momento, pero en la actualidad las antiguas labores, ya clausuradas, permanecen inundadas. En el caso de Wheal Jane, durante el periodo de actividad de la mina, el bombeo hizo deprimir el nivel piezométrico original en 400 m. Cuando la mina cesó su producción en 1991, el bombeo fue interrumpido, con la consecuente subida progresiva del nivel de agua en el interior de las antiguas labores. Esta agua de mina, altamente contaminada, alcanzó la superficie a finales de 1991, y a principios de 1992 de forma inesperada se desbordó a causa de un fallo del sistema de contención, provocando un serio caso de contaminación.

El enorme volumen de agua vertida, dado su carácter ácido y su importante contenido en metales pesados disueltos (hasta 5000 ppm en su máximo), obviamente alteró la calidad del agua receptora y provocó su decoloración. Sin embargo, estos efectos temporales no fueron los más preocupantes, ya que a largo



plazo, son más adversas las secuelas dejadas en la flora y fauna del estuario, que resultan mucho más difíciles de controlar y atenuar.



Foto 1.1.3.1.1.a: Pluma de contaminación causada por agua de mina de Wheal Jane (Environment Agency, 1996)



Todos los efectos medioambientales negativos ocasionados por el vertido, se han venido a incrementar los que ya se habían sufrido de modo progresivo en el área a consecuencia de una actividad minera continuada durante siglos. Aunque este vertido destacase por volumen e intensidad de contaminación, varios efluentes de agua de mina contaminada eran vertidos al mismo río en diferentes puntos.

El tratamiento fue acometido por la entidad National Rivers Authority (NRA), que en 1996 entró a formar parte de la Environment Agency. En primer lugar se trató de minimizar los daños ecológicos del vertido en el río Carnon, controlar los cambios en la calidad del agua y del ambiente acuático del mismo y determinar el más adecuado tratamiento a largo plazo.

El primer sistema de tratamiento es de tipo químico activo: el agua contaminada se bombea desde el interior del pozo de la antigua mina y se le añade cal para neutralizar su acidez e insolubilizar algunos metales. Este proceso es acelerado mediante la adición de floculantes que facilitarán la precipitación de partículas metálicas en suspensión. Esta sedimentación tiene lugar en el fondo de una balsa dispuesta para tal fin, desde donde el agua clarificada atraviesa otra pequeña balsa para ser finalmente vertida al río Carnon. A lo largo de todo el proceso, existen varios puntos de monitorización, en los que se controlan parámetros de calidad y caudal del agua (Hamilton, Q.U.I., 1997).

Gracias a la efectividad del tratamiento, las concentraciones de metales en el río se han reducido rápidamente desde el momento del vertido, llegando a alcanzar los valores que poseían antes de que éste se produjera. Los contenidos metálicos del agua de mina antes de ser tratada también disminuyeron de forma importante en los primeros años tras el accidente y continúan haciéndolo en la actualidad pero a un ritmo menor. Esto indica que en un futuro ya no será necesario el tratamiento.



El sistema idóneo de tratamiento a largo plazo, tanto desde el punto de vista de eficacia como de costes, es uno de tipo pasivo. Se han probado varios de estos sistemas en los que se combina diferentes unidades operacionales (Fig. 1.1.3.1.1.a):

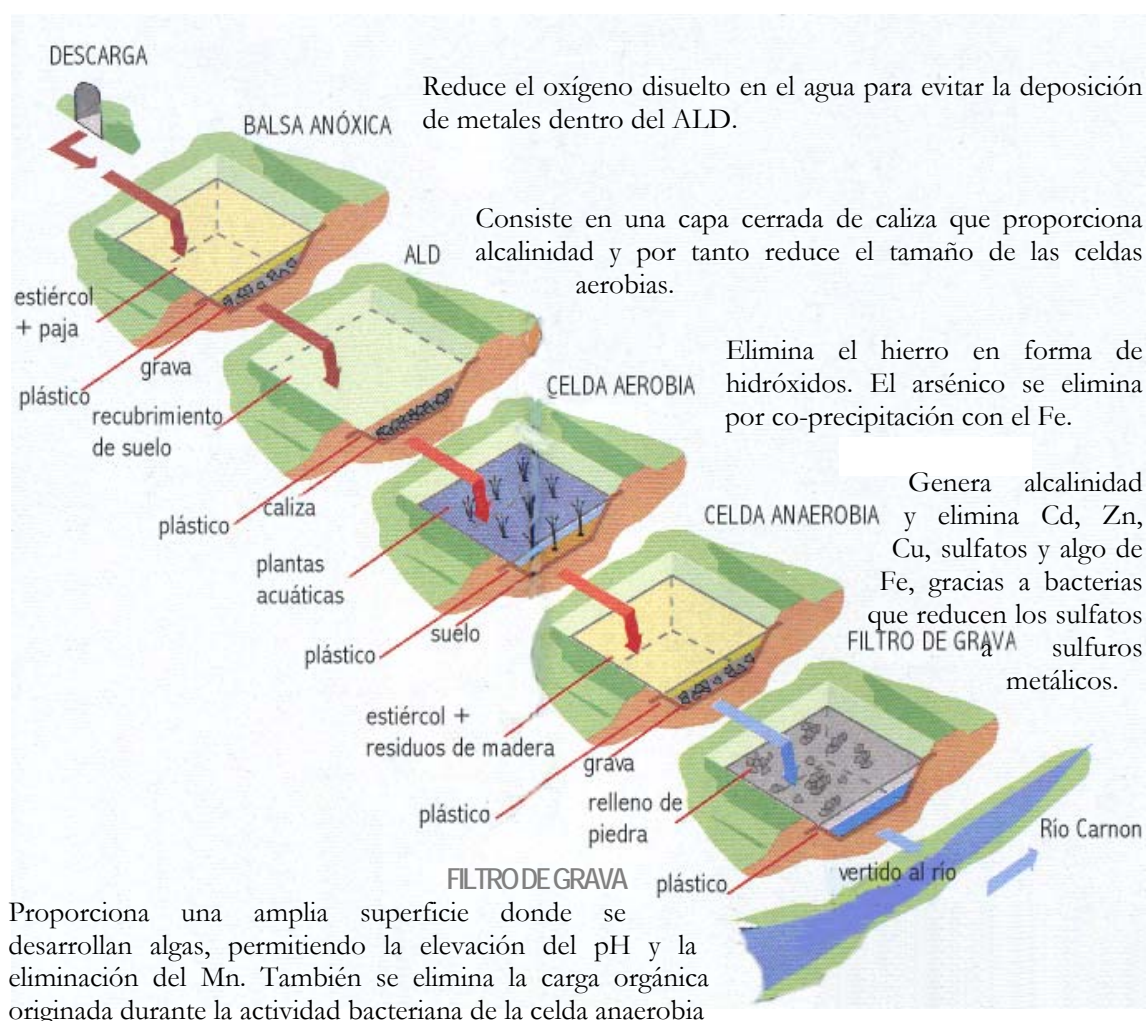


Fig.1.1.3.1.1.a : Representación esquemática de un sistema de tratamiento pasivo a escala piloto para el agua de mina de Wheal Jane (modificado de Environment Agency, 1996)



La planta piloto ha demostrado que los metales pueden ser eliminados por medio de sistemas de tipo pasivo, lo que permite plantear su uso para el tratamiento de ésta y otras descargas de agua de mina contaminada en el área. Sin embargo, dado el importante caudal y las características de acidez y contenidos metálicos de las aguas de Wheal Jane, y considerando la superficie disponible en el valle afectado, se cuestiona si desde el punto de vista económico, un tratamiento pasivo constituiría la mejor solución a largo plazo para el problema de Wheal Jane.

1.1.3.1.2. SOUTH WALES

La minería de carbón comenzó a desarrollarse en Gales en el siglo XVI y tuvo su máximo apogeo a principios del siglo XX. A partir de la segunda mitad del presente siglo, estas labores –en especial las subterráneas- entraron en decadencia, pasando de 200 a menos de 50 explotaciones. En lo que se refiere al impacto medioambiental ocasionado por el cierre de estas labores, la mayor parte de las superficies han sido restauradas, pero el impacto de numerosas descargas de aguas de mina altamente contaminadas perduran todavía como herencia del pasado minero de Gales.

A partir de la puesta en marcha en 1992 del programa gubernamental de clausura de las minas en el Reino Unido, fueron interrumpidos los bombeos que, en algunos casos, se habían mantenido durante cientos de años. En algunas labores abandonadas, se ha mantenido el bombeo por iniciativa propia, para prevenir problemas de contaminación. Sin embargo, en otros puntos han ido apareciendo, a

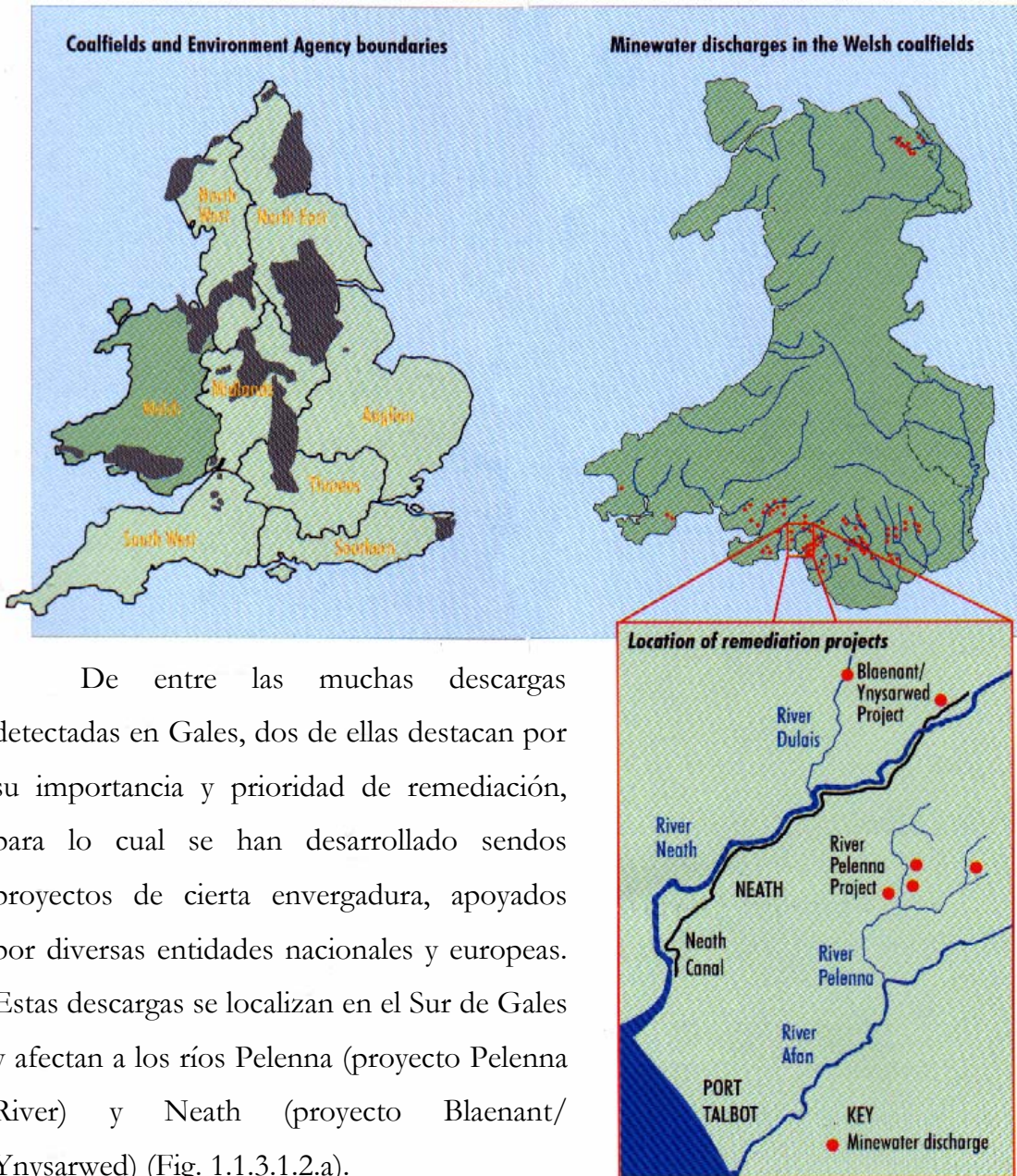


partir de 1993, descargas incontroladas de agua de mina contaminada, que son frecuentes en la zona del Sur de Gales (Environment Agency, 1997).

La contaminación asociada al agua procedente de antiguas labores mineras constituye un problema creciente de índole medioambiental en Gales. Se estima que unos 60 km de los ríos galeses están afectados por las más de 90 descargas de agua de mina registradas en la zona. La característica tinción anaranjada de los lechos de los ríos se debe a la precipitación de compuestos ferruginosos insolubles formados como resultado de las reacciones de oxidación e hidrólisis que tienen lugar cuando el agua irrumpe en los huecos mineros y es drenada hasta alcanzar un cauce.

Durante los años 1993 y 1994, la National Rivers Authority, desarrolló, en colaboración con la Welsh Office, una investigación para determinar y clasificar, en función de su gravedad, las descargas problemáticas que estaban afectando a los ríos galeses. Esta iniciativa fue adoptada posteriormente a nivel nacional por la Environment Agency, en colaboración con la Coal Authority. A partir de entonces se elaboró una lista de descargas contaminantes para las que fue desarrollado un programa específico de remediación, que incluye métodos de tipo físico (para evitar la formación de aguas contaminadas en las minas), sistemas químicos activos (más costosos) y sistemas pasivos (Environment Agency, 1997).

En lo que se refiere a la legislación, hasta hace muy poco, las entidades de control medioambiental poseían escaso control sobre la responsabilidad de las descargas de agua de mina. Con el desarrollo de la Environment Act de 1995, se termina el vacío legal existente y la exención de responsabilidades, las cuales en la actualidad recaen sobre los propietarios de las explotaciones mineras que sean abandonadas a partir de 1999.



De entre las muchas descargas detectadas en Gales, dos de ellas destacan por su importancia y prioridad de remediación, para lo cual se han desarrollado sendos proyectos de cierta envergadura, apoyados por diversas entidades nacionales y europeas. Estas descargas se localizan en el Sur de Gales y afectan a los ríos Pelenna (proyecto Pelenna River) y Neath (proyecto Blaenant/Ynysarwed) (Fig. 1.1.3.1.2.a).

Fig. 1.1.3.1.2.a: Principales proyectos de remediación de agua de mina llevados a cabo en Gales (Environment Agency, 1997)



1.1.3.1.2.1. RIVER PELENNNA

La industria del carbón se instaló en el valle del río Pelelna a mitad del siglo pasado y durante los siguientes 100 años fueron explotadas varias minas de pequeño tamaño y dos grandes explotaciones (Whitworth y Garth Tonmawr) que tuvieron gran relevancia en su momento. Toda la actividad minera de la zona cesó en 1964.

Al igual que en otras antiguas zonas mineras del Reino Unido, el problema comienza cuando por cese de bombeo en las antiguas labores se produce la inundación de las mismas. Existen cinco principales descargas de agua de mina que durante más de 30 años han estado alterando la calidad del río Pelelna (localmente conocido como el “río amarillo”) y sus afluentes (Foto 1.1.3.1.2.1.a). La aguas de estos cauces fluyen teñidas de un intenso color anaranjado a lo largo de unos 7 km, debido a las importantes concentraciones de hierro aportadas por las numerosas minas abandonadas en el valle (Edwards, P.J., *et al.*, 1997).

El impacto de estas descargas en los cauces es importante desde el punto de vista visual (decoloración) y ha provocado graves daños en el lecho de los ríos, afectando a las formas de vida que se venían desarrollando en ellos. Se han realizado varios estudios para evaluar dicho impacto según varias directrices: análisis de la calidad y cantidad de las poblaciones de peces y otros organismos acuáticos, evaluación de la acidez de las aguas (incrementada por la polución atmosférica) y análisis de sedimentos recogidos en el lecho de los ríos afectados, prestando especial atención a los depósitos ferruginosos sobre los mismos.



Foto 1.1.3.1.2.1.a: Descarga ferruginosa “Whitworth A” en el valle del río Peledda (Sur de Gales)

Para corregir estos indeseables efectos, se decidió construir sistemas mixtos de tratamiento pasivo, dadas las ventajas que presenta este tipo de sistemas tanto en lo que se refiere a costes de instalación y mantenimiento, como otros beneficios adicionales al medioambiente que pueden aportar.



Para cada una de las cinco descargas principales, se decidió construir un sistema de tratamiento pasivo, de los cuales el primero (Whitworth 1) fue realizado en 1995. Este sistema consta de cuatro balsas alineadas que constituyen cuatro humedales a los que se les distribuye caudales continuos, por lo que funcionan en paralelo. En ellas es posible comparar el funcionamiento del sistema en distintas condiciones (flujo superficial y subsuperficial), con diferentes tipos de sustrato (compost y pulpa), diferentes tipos de vegetación (*typha* y *juncus*) y variados caudales, para poder aplicar los resultados a fases posteriores. Los efluentes de cada humedal son monitorizados y reunidos en una cámara de control de caudal para ser finalmente vertidos al río.

Con este sistema se ha conseguido alcanzar una reducción del 80% de hierro (el influente llega a contener hasta 30 mg/l) y un pH neutral en el efluente, aunque a partir del primer año de funcionamiento se han localizado problemas de obstrucciones y defectos en la distribución de flujos debido a la precipitación de óxidos de hierro, que fueron fácilmente solventados.

El plan de remediación establecido en la zona integra la construcción de otros cuatro sistemas pasivos para las restantes descargas de agua de mina del valle Pelenna. Estos sistemas incorporan otras unidades operacionales, tales como cascadas de aireación, lagunas de sedimentación (Foto 1.1.3.1.2.1.b), terrazas de acumulación de “ocre” y sistemas productores sucesivos de alcalinidad (SAPS), aunque manteniendo igualmente los humedales para minimizar el impacto visual y mejorar la conservación de los sistemas de tratamiento (Edwards, P.J., *et al.*, 1997)



Foto 1.1.3.1.2.1.b: Laguna de sedimentación de agua de mina en el valle del río Peleenna (Sur de Gales)



Foto 1.1.3.1.2.1.c: Construcción del humedal de Peleenna (S.Gales) en Septiembre de 1997



1.1.3.1.2.2. YNYSARWED

El área de Neath fue uno de los centros más importantes de la industria de carbón en todo Gales durante los siglos XVI y XVII, debido a su ubicación en el estuario del río que lleva su mismo nombre. La apertura del canal Neath en 1795 incrementó aún más la intensidad de esta industria en la zona, que tuvo su máximo apogeo en el pasado siglo, para luego declinar en el actual siglo XX.

El cierre de las minas en la zona hizo ascender el nivel piezométrico, lo que dio lugar a una importante descarga de agua de mina contaminada en el Neath Canal progresivamente creciente durante los años 1993 y 1994. En este último año, la descarga llegó a tener un caudal de 36 l/s y un contenido en hierro de 400 mg/l. Este agua contaminada rebosa el canal y penetra en el río Neath, causando graves daños al mismo (Foto 1.1.3.1.2.2.a). En primer lugar, el agua es altamente ácida y posee elevadas concentraciones de hierro y otros metales tóxicos que tienen un efecto devastador en los organismos acuáticos tanto del canal como del río; además, las industrias afincadas en las cercanías, que se nutrían del agua del río para la utilización en sus procesos, sufren restricciones en cuanto a la calidad y cantidad del agua disponible, con las subsecuentes pérdidas asociadas. Otros efectos adversos son los ocasionados a la agricultura, pesca y turismo (Ranson, C.M. *et al.*, 1997).

Diversas entidades medioambientales, en conjunción con otras empresas afectadas, emprendieron una serie de medidas para la remediación de los problemas descritos. En un principio se tomaron medidas inmediatas a corto plazo, como son: recuperación y traslado de peces, adición de caliza para reducir la acidez en el canal, aireación del agua para favorecer la rápida precipitación del hierro, empleo de filtros para retener dicho hierro, sellado de fugas para evitar el rebose del canal y gestión de



los regímenes de flujo. Con esta última medida se consiguió restringir la contaminación a una banda de 7 km a partir del canal, con lo que ésta quedó mantenida dentro del estuario del río.



Foto 1.1.3.1.2.2.a: Descarga de agua de mina contaminada en Ynysarwed (Sur de Gales)



Dada la relevancia del problema, las medidas anteriores no fueron suficientes, y se realizaron investigaciones para determinar el sistema de tratamiento más idóneo a largo plazo. Dado que se prevé que el contenido en hierro de la descarga no sea inferior a unos 30 mg/l en las décadas futuras, en este caso se decidió emplear un tratamiento químico activo para eliminar la mayor parte del hierro presente en el agua, seguido de un humedal que mejorase la calidad final del efluente. El empleo de un sistema pasivo como único tratamiento fue descartado porque no existía la certeza de que se obtuviese un efluente de la suficiente calidad con el área disponible, ya que se necesitaría un humedal de al menos 35 Ha para abordar el tratamiento de un agua de las características de la de Ynysarwed. Por ello se consideró el uso de un humedal solamente como tratamiento parcial (Ranson, C.M., *et al.*, 1997).

Por otro lado, se llevaron a cabo estudios adicionales en los que se realizaron sondeos en el valle afectado para monitorizar el nivel piezométrico y la calidad de las aguas subterráneas de la zona, así como experiencias con trazadores para estimar el tiempo de residencia del agua dentro de las labores abandonadas. La Agencia Medioambiental británica se encargó de valorar el impacto de la descarga de agua de mina sobre las poblaciones de peces e invertebrados de los cauces afectados (Environment Agency, 1997).

Finalmente, la opción de tratamiento a largo plazo seleccionada en este caso consiste en un tratamiento activo con adición de cal y de un floculante, con retirada periódica de lodos, junto con un humedal de aproximadamente 1 Ha de superficie para completar el tratamiento del efluente antes de ser vertido al río Neath. Sin embargo, existe la posibilidad de que en un futuro, la progresiva reducción de la contaminación del agua permita eliminar la unidad de tratamiento activo y dejar que



sean sistemas pasivos quienes lleven todo el peso del tratamiento (Ranson, C.M., *et al.*, 1997).

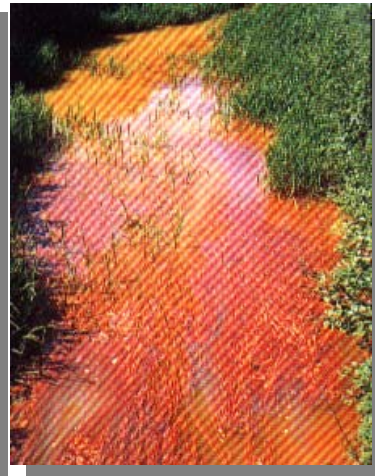


Foto 1.1.3.1.2.2.b: Neath Canal contaminado con agua de mina (Environment Agency, 1997)

Foto 1.1.3.1.2.2.c: Descarga de agua de mina de Ynysarwed penetrando en el Neath Canal (S. Gales)



1.1.3.1.3. WOOLLEY COLLIERY, YORKSHIRE

Las antiguas labores mineras de Woolley se encuentran en la parte Oeste del condado de Yorkshire. La producción de la mina y la planta central de preparación de carbón cesaron su actividad en 1991, habiéndose mantenido un bombeo constante de agua desde el interior de las labores durante todo su periodo de actividad. En los años 80 se construyeron balsas para la eliminación de hierro disuelto en el agua de mina que era bombeada a un ritmo de 40 l/s.

De un modo similar, se llevaban a cabo simultáneamente bombeos en otros pozos próximos al de Woolley, tanto para facilitar la explotación como para evitar descargas incontroladas de agua de mina. Sin embargo, cuando la industria se privatizó, se decidió controlar el régimen de flujo estableciendo una única estación de bombeo para todas las explotaciones cercanas. Este bombeo se centralizó en Woolley, dado que la superficie de este pozo posee la cota más baja del área, que mediante un sistema de galerías usadas para el transporte de carbón durante la explotación, Woolley está conectado con el resto de los pozos, y que además, se encuentra en las proximidades del río Dearne, lo que facilita la dilución de la descarga. Por otro lado, existe suficiente superficie disponible en su entorno para ubicar las instalaciones de tratamiento de agua. De esta forma es posible clausurar y sellar el resto de pozos (Laine, D.M., *et al.*, 1997).

Según esto, el bombeo en Woolley permite mantener el nivel piezométrico del agua a unos 100 m por debajo de la superficie para controlar la descarga, cuyo caudal se incrementó a 200 l/s y que en 1996 supuso un vertido de 4 millones de m³. Durante la actividad de la mina, el agua de Woolley poseía una concentración de 15 mg/l de Fe y pH=6.5. Dada la neta alcalinidad del agua, sólo era necesario un tratamiento de aireación para convertir rápidamente el hierro ferroso a férrico. Al



centralizar el bombeo, el volumen de la descarga en Woolley se incrementó tanto que dio lugar a un inaceptable impacto representado por una pluma anaranjada de “ocre” sobre la superficie del río.

El sistema existente entonces no era efectivo en el tratamiento del agua de mina por varias razones: el caudal era muy superior a aquel para el que el sistema había sido diseñado, y las balsas de sedimentación se colmataban rápidamente (Foto 1.1.3.1.3.a), reduciendo su eficacia y exigiendo un frecuente y costoso vaciado, además de los problemas asociados de gestión de lodos de “ocre” (Foto 1.1.3.1.3.b). Por todo ello se impuso la necesidad de mejorar el sistema de tratamiento mediante una serie de medidas:

- Mejoras en las cascadas de aireación para favorecer la oxigenación del agua. Estas cascadas consisten en simples escalones de hormigón en los que se permite que el agua tenga una caída libre de unos 2 m. La reducción de velocidad permite la deposición y acumulación de concreciones de “ocre” (Foto 1.1.3.1.3.c).
- Aumento de la superficie disponible para sedimentación (balsas), así como del volumen para almacenamiento de lodos (Foto 1.1.3.1.3.d).
- Construcción de un sistema de filtros para eliminar sólidos en suspensión en el agua de mina (Foto 1.1.3.1.3.e).
- Construcción de un humedal para completar el tratamiento del efluente antes de ser vertido al río Dearne (Foto 1.1.3.1.3.f). Dadas las características de la descarga y el área disponible, las dimensiones del humedal se establecieron en 1.4 Ha, tratando de integrar éste lo más posible dentro del entorno (Laine, D.M., et al., 1997).



Foto 1.1.3.1.3.a : Descarga ferruginosa a la salida de una balsa de sedimentación en Woolley (Yorkshire)



Foto 1.1.3.1.3.b: Depósitos de “ocre” en una balsa de sedimentación en Woolley



Foto 1.1.3.1.3.c: Paul Younger, Bob Hedin y la autora junto al sistema de cascada de aireación en Woolley. Se aprecian acumulaciones sólidas de “ocre”.



Foto 1.1.3.1.3.d: Laguna de sedimentación en Woolley (Yorkshire)



Foto 1.1.3.1.3.e :Equipamiento de filtros para retención de sólidos en suspensión del agua de mina de Wolley (Yorkshire)

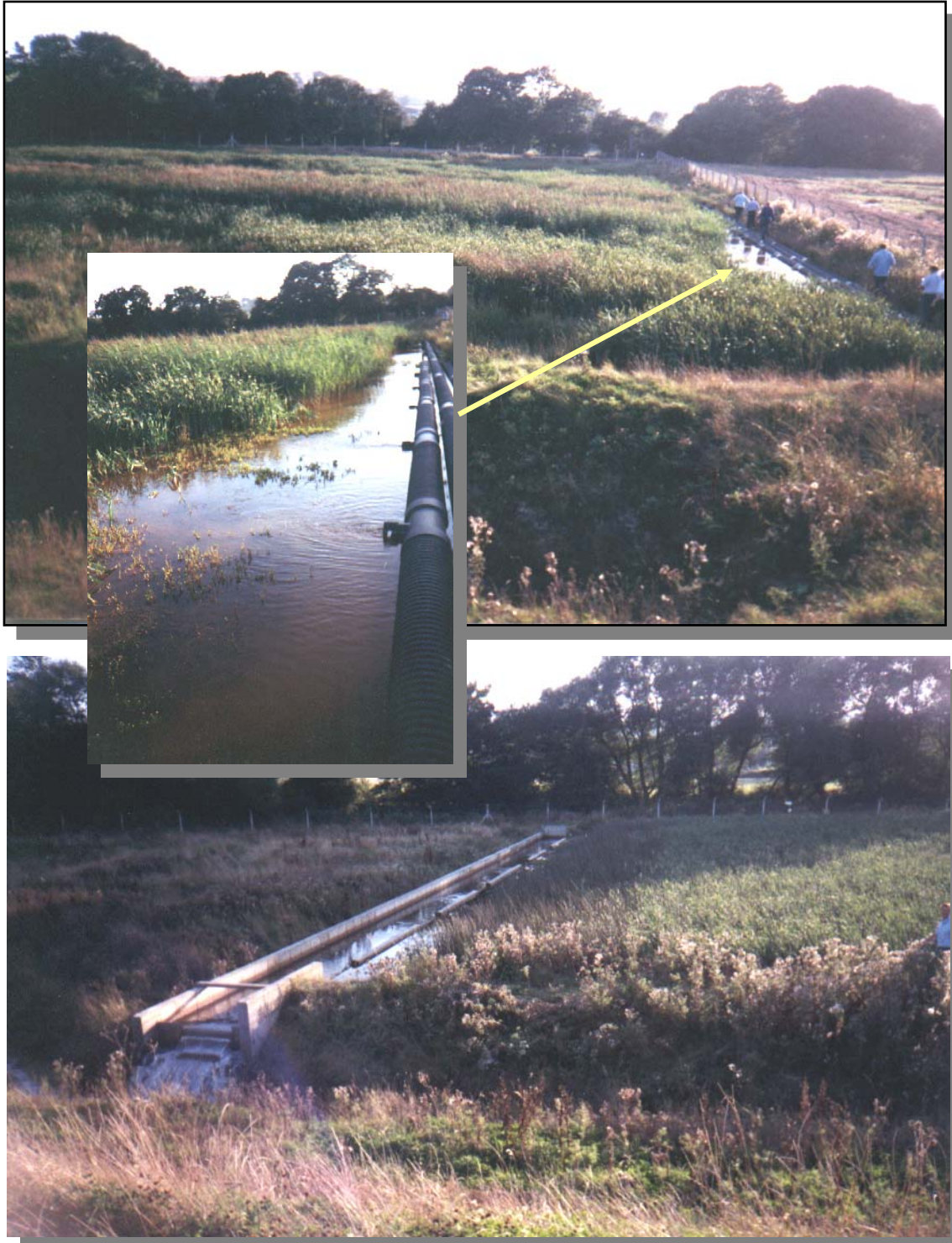


Foto 1.1.3.1.3.f: Humedal construido en Woolley. Detalle de influente y efluente del sistema.



El humedal no requiere más mantenimiento que la vigilancia del correcto desarrollo de las plantas. Estas se eligieron de entre especies británicas y se utilizó una gran diversidad de ellas (*Scirpus lacustris*, *Typha latifolia* y *angustifolia*, *Iris pseudacorus*, *Phragmites australis*, *Phalaris arundinacea* y *Juncus effluisus*), las cuales, tras dos años ya habían alcanzado alturas de 1.5 m. El coste total de construcción del humedal fue reducido (unas $\pm 5/m^2$) y el efluente final presenta concentraciones de hierro inferiores a 1 mg/l.

En lo que se refiere al “ocre”, se generan unos 13 m³/día, lo cual implica serios problemas de almacenamiento y gestión. Este residuo, que ha de ser espesado para poder ser retirado, está compuesto por un 50% en peso de Fe y posee ciertas aplicaciones residuales como es su uso como pigmento o en la industria cerámica, entre otros (Laine, D.M., *et al.*, 1997).

1.1.3.1.4. NEWCASTLE UPON TYNE

Muchas son las descargas de agua de mina detectadas en el Reino Unido. De entre ellas, dos se localizan en la ciudad de Newcastle-upon-Tyne, al Noroeste de Inglaterra.

1.1.3.1.4.1. NEWBURN

Se trata de una descarga causante de un enorme impacto ambiental. El agua de mina presenta no muy altas concentraciones de hierro y manganeso (2 mg/l), pero el caudal es tan importante (2000 l/min), que la carga metálica total descargada es ingente. En la zona inundada donde se produce el vertido se desarrolla una impresionante espesura de extrañas algas, que en lugar de tener colores verdi-azules,



en este caso presentan colores anaranjados debido a que retienen el hierro contenido en las aguas (Foto 1.1.3.1.4.1). Estas algas flotan tapizando la superficie del arroyo Newburn, confiriéndole un desagradable aspecto, lo cual es especialmente importante entre otras cosas, porque el área estaba destinada a la construcción de un parque para el Condado (Younger, P.L., 1997).



Foto 1.1.3.1.4.1: Desarrollo de algas “ferruginosas” en la superficie del arroyo Newburn a causa de una descarga de agua de mina

1.1.3.1.4.2. GATESHEAD

En el centro de la ciudad de Newcastle, justamente por debajo de los emblemáticos puentes que cruzan el río Tyne, se localiza una descarga de agua de mina ferruginosa (Foto 1.1.3.1.4..2). Procede de las antiguas y en la actualidad



inundadas labores mineras en la Bensham Seam situadas al Sur del punto de descarga. A pesar de su céntrica ubicación, esta descarga no es de las más severas, ya que posee una concentración de 2 mg/l de hierro, pero un reducido caudal de 60 l/m que vierten dentro del importante volumen del río Tyne (Younger, P.L., 1997).



Foto 1.1.3.1.4.2: Descarga de agua de mina al río Tyne en Gateshead (Newcastle)

1.1.3.1.4.3. HUMEDALES NATURALES

El desarrollo espontáneo de humedales naturales en las proximidades de descargas de aguas contaminadas es un hecho que se viene observando desde hace décadas (Foto 1.1.3.1.4.3.a). Su potencial depurador fue la inspiración para el desarrollo



de los humedales construidos para tratamiento de aguas. Estos humedales no sólo resisten las condiciones adversas producidas por el agua contaminada, sino que también son capaces de mejorar su calidad, eliminando hierro y otros contaminantes presentes en ella. Se podría decir que “la Naturaleza es sabia” y ella sola trata de “autolimpiarse”.

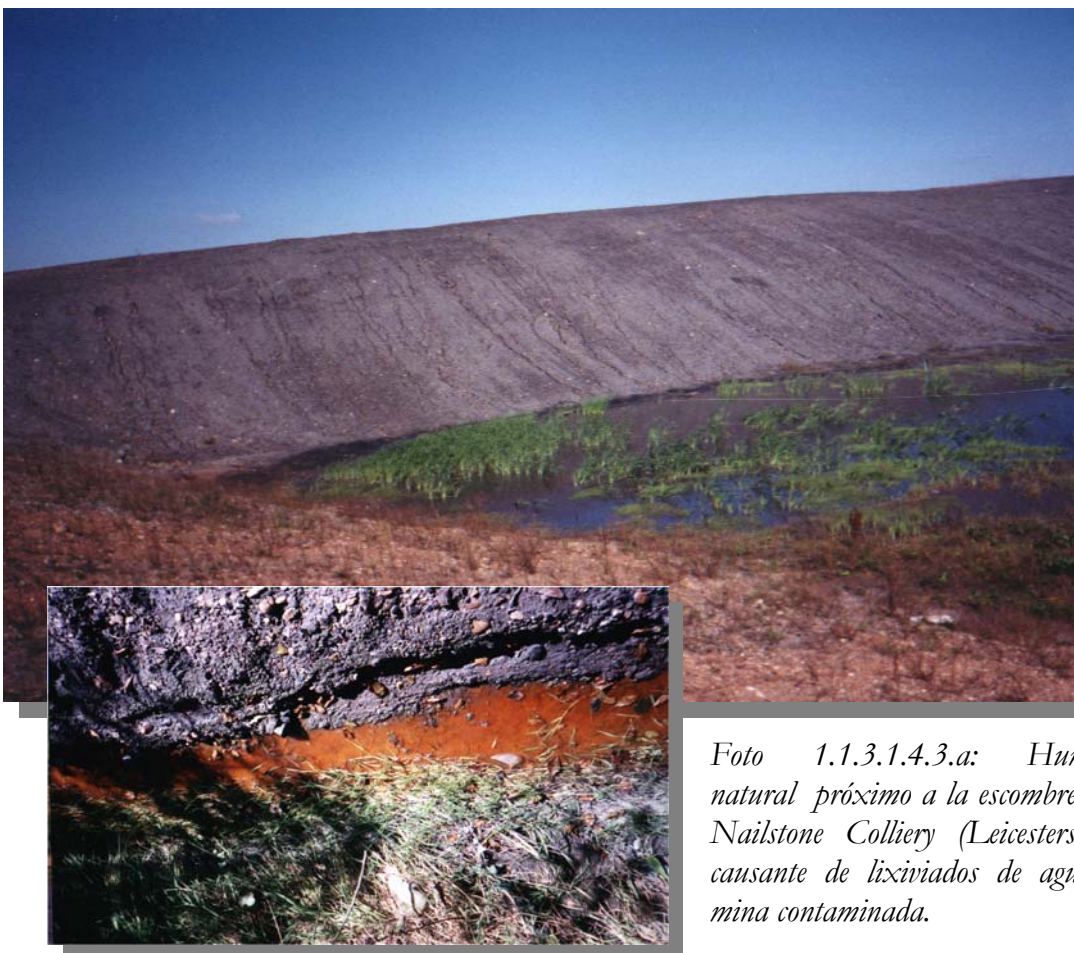


Foto 1.1.3.1.4.3.a: Humedal natural próximo a la escombrera de Nailstone Colliery (Leicestershire), causante de lixiviados de agua de mina contaminada.

La mina de fluorita de Greenleugh (C.Durham) fue clausurada en 1995, pero se continua bombeando de su interior un agua que posee elevada dureza y altos contenidos en zinc y hierro. Esta agua atraviesa un humedal (constituido únicamente por vegetación de *juncus effusus*) que fue desarrollado naturalmente durante los últimos



años, y que elimina satisfactoriamente la mayor parte del Fe y Zn disueltos, antes de ser vertida en el arroyo Rookhope Burn, sobre el que no ocasiona ningún impacto de tipo químico o ecológico (Foto 1.1.3.1.4.3.b) (Younger, P.L., 1997).



Foto 1.1.3.1.4.3.b: Humedal natural que mejora la calidad del agua procedente de la antigua mina de espato flúor de Greenclough (County Durham)

Sin embargo, de considerarse que sólo se desarrollan humedales naturales en un pequeño porcentaje del total de lugares afectados por aguas de mina y a menudo, no poseen suficiente capacidad para abordar la totalidad del problema, por lo que es necesario implementarlos, mejorando su capacidad de tratamiento.



1.1.4. LABORES MINERAS EN COUNTY DURHAM

Durham, situado en el Nordeste de Inglaterra, fue una de las primeras zonas del mundo en el que el carbón fue explotado comercialmente, trayendo consigo una revolución industrial. En su escudo de armas aparecen representados cuatro diamantes negros como símbolo de la importancia de la minería de carbón para el desarrollo económico, social y medioambiental de la zona.

Los primeros documentos escritos que mencionan la existencia de minería de carbón en County Durham datan del año 1302 e incluso se especula con la posibilidad de que cierta labor extractiva pudiera haber sido realizada en tiempos de los romanos. Las labores mineras de interior, incluyendo pozos y primitivos sistemas de extracción de agua comenzaron con el siglo XVII. El uso de potentes bombas de vapor llegaría en el siglo XVIII, con el comienzo de la consiguiente alteración de la hidrogeología de la zona, que aún hoy perdura. Existen restos de labores mineras medievales y está documentada minería subterránea en 1964. Todas estas labores cesaron a principios de los años 70, continuando, sin embargo, el bombeo en algunos pozos del área para evitar la inundación de las últimas minas activas, que cerraron en 1993. Al año siguiente, el bombeo fue interrumpido y el nivel piezométrico de la zona ha evolucionado en consecuencia. Este se ha recuperado hasta su estado inicial más allá del radio de influencia de las bombas y han sido detectadas varias descargas incontroladas de agua de mina (Younger, P.L., 1995b). A consecuencia del cese de bombeo se prevé una posible contaminación de los ríos de esta zona, que podría ser paliada mediante tecnologías medioambientales de tipo pasivo.



Las aguas de mina de este área poseen un moderado contenido en sólidos disueltos y pueden presentar cierta alcalinidad. Las concentraciones de aluminio y hierro son elevadas y dan lugar a espesos depósitos de color blanco y de ocre, respectivamente, en los lechos de los cauces. El contenido en sulfatos varía entre 130 y 1300 mg/l y se reduce tras entrar en el cauce receptor debido a la precipitación de sulfatos de hierro (Younger, P.L., 1995b). La formación por hidrólisis de estos sulfatos férricos, como la jarosita, constituye la causa principal de los recubrimientos e infiltraciones de minerales de hierro de color rojizo. La generación de jarosita se controla por las concentraciones de hierro férrico, sulfatos, iones monovalentes, pH y temperatura (Ordóñez, A., 1997).

1.1.4.1. CASO PARTICULAR: QUAKING HOUSES

1.1.4.1.1. INTRODUCCIÓN

Durante más de una década, las aguas procedentes del drenaje de la escombrera de la ya abandonada mina Morrison Busty han ido destruyendo la vida acuática del arroyo Stanley Burn sito en la villa de Quaking Houses en County Durham. La comunidad de vecinos de esta villa ha llamado la atención de la Agencia de Medio Ambiente y en colaboración con la Universidad de Newcastle upon Tyne (con la que he tenido el gusto de trabajar) ha realizado un sistema de tratamiento pasivo para evitar el deterioro del mencionado arroyo.

La escombrera de Morrison Busty está situada al Sureste de Annfield Plain en County Durham (Fig. 1.1.4.1.1.). Posee una extensión de aproximadamente 35 ha y un espesor que varía entre 0.5 y 11 m y limita al Norte con la villa de New Kyo y



al Sur con Dogger Bank. La vía de circunvalación A693 de Annfield Plain fue construída atravesando la escombrera entre los años 1986 y 1987.

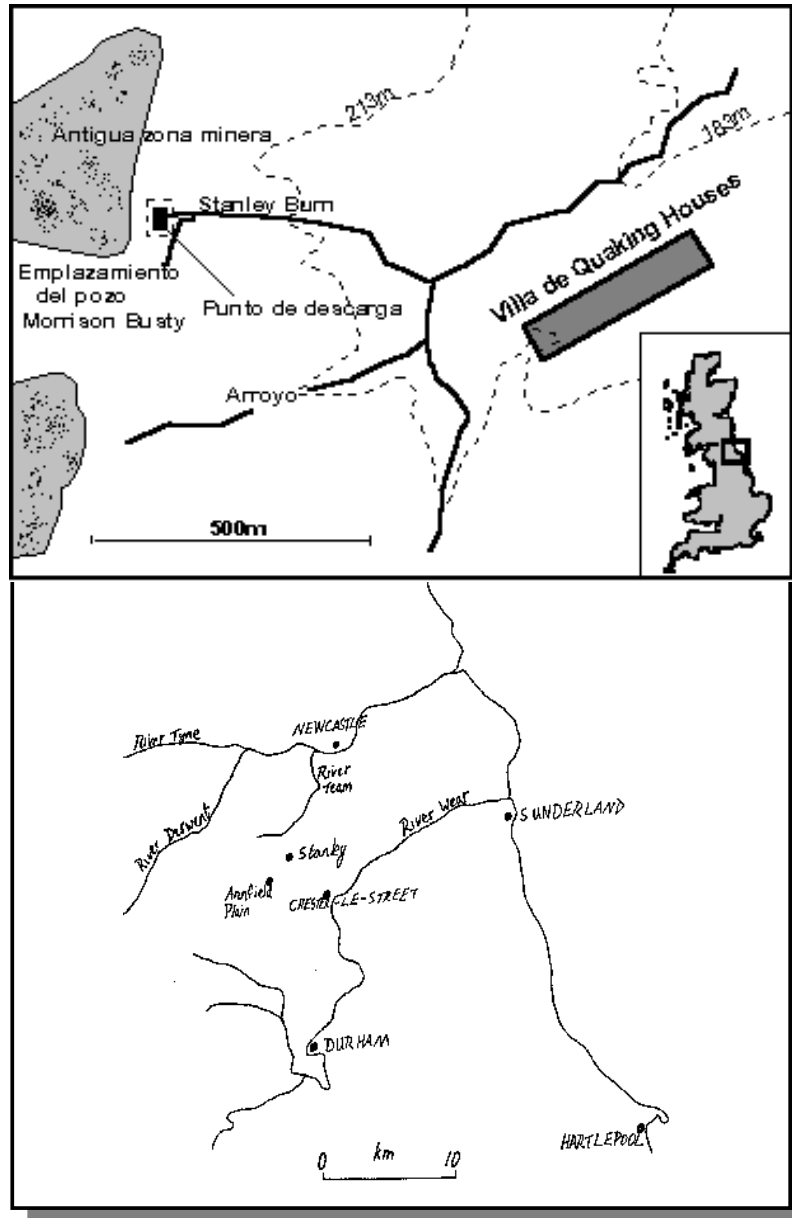


Fig.1.1.4.1.1: Situación de las antiguas labores mineras y el punto de descarga de las aguas asociadas (Younger, P.L., et al., 1997).



La descarga detectada en Quaking Houses se efectúa sustancialmente a través de tres puntos de drenaje y se caracteriza por poseer elevada acidez y altos contenidos en hierro y aluminio, principalmente. Estas aguas dan lugar a depósitos de ocre en el lecho del Stanley Burn, junto con desagradables precipitados de aluminio de color blanco cremoso que flota sobre la superficie del agua en forma de espuma. En la Tabla 1.1.4.1.1 se recogen los resultados de algunos análisis de esta descarga, apreciándose sus variaciones estacionales. Los elevados contenidos en Na y Cl corresponden a las sales empleadas para deshielo de carreteras.



Foto 1.1.4.1.1.a: Villa de Quaking Houses (County Durham)



Parámetro	Fecha			
	29.11.94	25.1.95	17.5.95	14.8.95
Caudal (l/min)	-	-	81.0	17.1
Temperatura (°C)	10.4	7.6	11.5	13.6
pH	4.50	6.60	6.13	4.50
Conduct. Eléct. (µS/cm)	4400	844	3000	4400
Alcalinidad (mg/l CaCO ₃)	0.0	99.0	50.0	-
Hierro (mg/l)	7.5	4.6	10.9	33.5
Aluminio (mg/l)	13.4	8.1	6.4	21.3
Manganeso (mg/l)	7.0	3.6	3.2	9.7
Zinc (mg/l)	-	2.0	-	-
Calcio (mg/l)	334	253	148	312
Magnesio (mg/l)	109	82	53	127
Sodio (mg/l)	642	962	425	429
Potasio (mg/l)	69	178	58	42
Sulfatos (mg/l)	1308	615	486	1790
Cloruros (mg/l)	750	2152	700	543

Tabla 1.1.4.1.1: Análisis químicos de la descarga en *Quaking Houses* (Younger, P.L., et al., 1997).

Fue durante la primera mitad del pasado siglo cuando se afincó la primera mina subterránea en la zona. Tras el cierre de las labores mineras en 1972, se evitó que la inundación de los huecos mineros alcanzase la superficie, con lo que las aguas contaminadas que desembocan en el Stanley Burn no tienen origen subterráneo. Si a ello se añade que el problema se hizo evidente tras la construcción de la ya citada carretera que divide en dos partes la antigua escombrera de la mina (Morrison Busty),



se deduce que la causa de la contaminación se encuentra en la circulación de agua y aire a través de la escombrera seccionada, permitiendo la oxidación acelerada de la pirita presente (Younger, P.L., *et al.*, 1997).

Mediante una conjunción entre la labor de la comunidad de Quaking Houses, conciencia de las autoridades nacionales e investigación académica, se ha conseguido determinar y valorar las causas de la descarga contaminada, así como el diseño de un sistema de tratamiento pasivo adecuado para la misma.

1.1.4.1.2. HISTORIA

La escombrera de Morrison Busty ha ido incrementando su volumen durante más de cien años, -mientras estuvo activa la minería de la zona-, pero no ha sido hasta los últimos años cuando se han considerado seriamente las consecuencias de esta actividad.

Como ya se ha comentado, durante varios siglos se han realizado labores mineras para la extracción de carbón en County Durham y en los alrededores de la escombrera objeto de estudio existen evidencias de minería medieval. El primer pozo subterráneo (William pit) fue construido en 1839 en Quaking Houses para extraer el carbón de las capas más superficiales del distrito. La minería a cielo abierto llevada a cabo recientemente en las proximidades de las actuales descargas de agua contaminada, para la explotación de dichas capas, ha revelado que éstas no están inundadas. Ello demuestra que el agua responsable de la contaminación del arroyo Stanley Burn no tiene origen subterráneo sino que procede de la lixiviación a través de la escombrera Morrison Busty (Younger, P.L., *et al.*, 1997).



Según información de la British coal, varias vetas de carbón fueron explotadas en los alrededores de la escombrera. La más superficial de ellas (denominada “High Man”), de 1 m de espesor, fue explotada entre 1949 y 1950 a una profundidad de 25.6 m en el pozo Morrison East Busty. Esta misma veta se cortaba en la mina South Moor Colliery a un nivel 11 m superior. La diferencia de niveles es debida a una falla ubicada entre ambas minas. Por debajo de esta veta otras dos (“Five Quarter” y “Main”) fueron también explotadas simultáneamente antes de 1947. El espesor total extraído fue de unos 4 m. Con el paso del tiempo, la última mina que permanecía activa en la zona (Morrison Busty Colliery) fue clausurada en 1973. El relleno, realizado con una mezcla de agua y material de fina granulometría, se llevó a cabo entre los años 1976 y 1981. Se comprobaron periódicamente los niveles de este relleno hasta 1983 y las labores fueron finalmente selladas en 1985.

Algunos mapas antiguos de hasta 1854 revelan la existencia en el pasado de varias canteras de arenas en el lugar donde ahora se ubica la escombrera. Estas arenas podrían haberse originado con formas lenticulares e irregulares como parte de los depósitos glaciares dentro de las arcillas. Sin embargo, en 1920 se comprobó que este tipo de depósito no fue extraído de forma intensa, dada su naturaleza irregular y desde esa fecha, la escombrera incrementó su volumen hasta cubrir todo el área en la que se habían extraído dichas arenas (Pritchard, J., 1997).



1.1.4.1.3. GEOLOGÍA E HIDROGEOLOGÍA DE LA ZONA

La Geología de la zona de ubicación de la escombrera consiste básicamente en capas de carbón que descansan sobre un lecho de areniscas del periodo carbonífero. Las capas de carbón se caracterizan por la presencia de limolitas, arcillas y areniscas en alternancia con las vetas de carbón. El buzamiento general de los estratos es Este-Nordeste. Las Figs. 1.1.4.1.3.a-b muestran la Geología general y local de la zona de estudio, respectivamente.

Existe una falla directa de dirección Norte-Sur y buzamiento hacia el Este que atraviesa la zona situada al Oeste de la escombrera. Otra falla menor, de dirección Este-Oeste e inclinación hacia del Sur, intersecta a la primera en su parte más meridional.

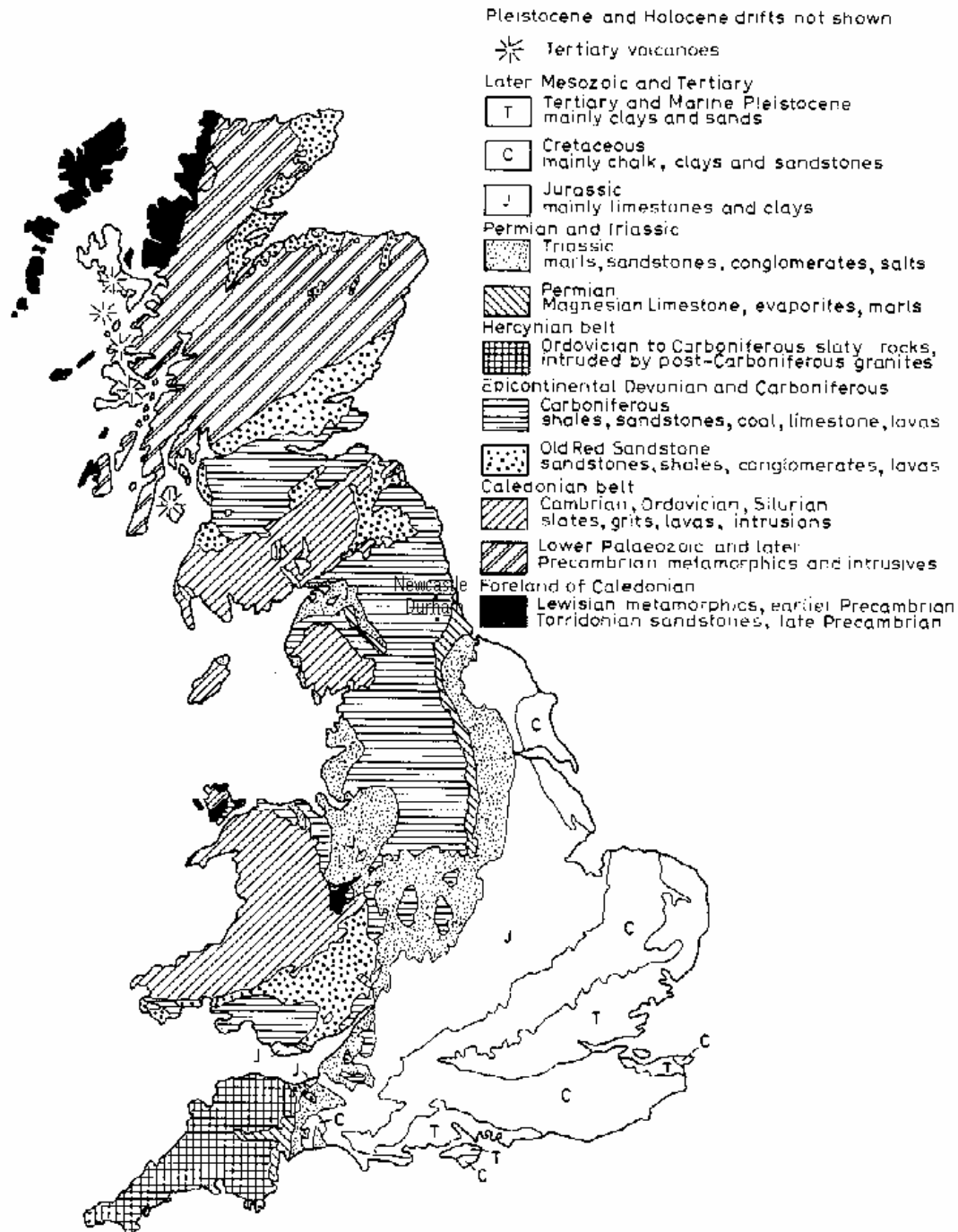


Fig. 1.1.4.1.3.a: Mapa geológico general de Gran Bretaña (Dunham, K.C., 1974)

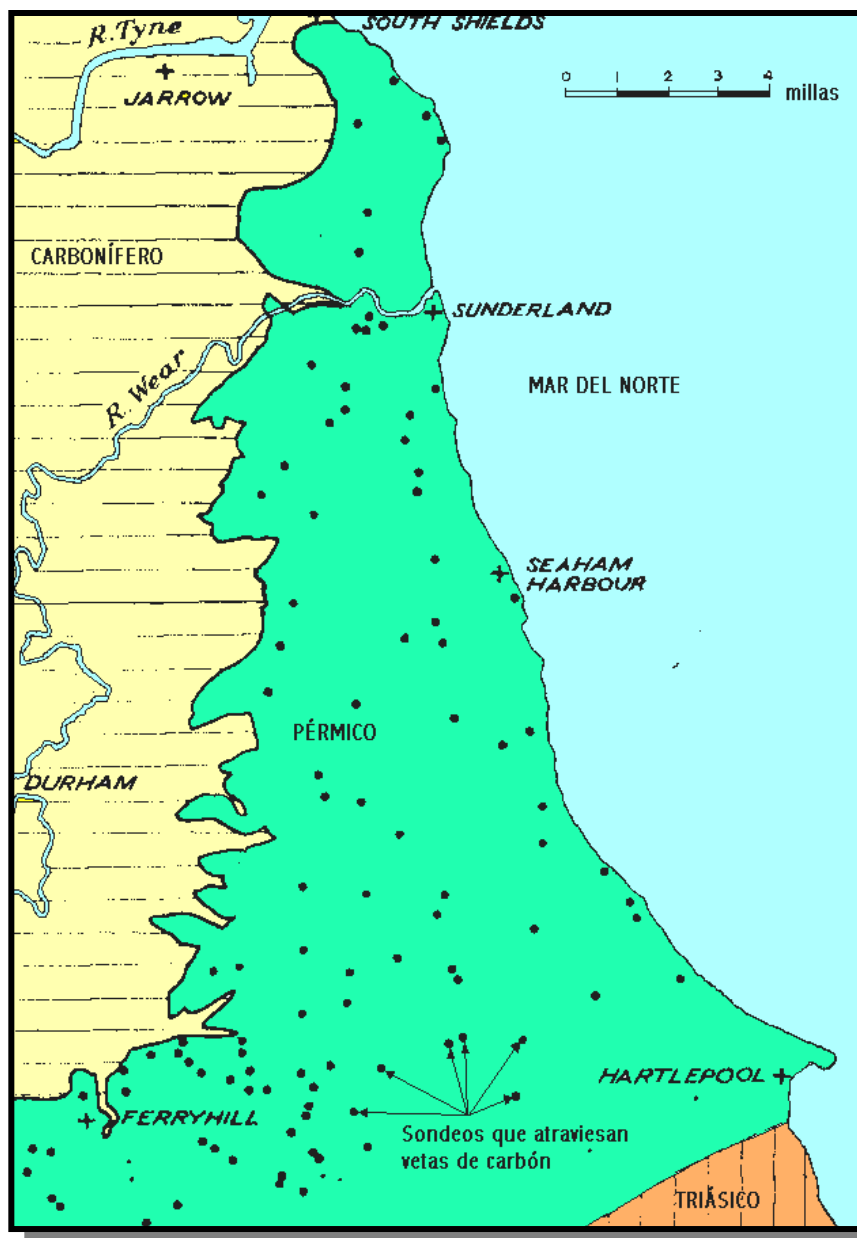


Fig 1.1.4.1.3.b: Mapa geológico de la zona de estudio (modificado de Hirst y Dunham, 1963)

Las capas de carbón han sido clasificadas como un acuífero menor por el Environment Agency Aquifer Classification System, debido a la presencia de secuencias de areniscas dentro del paquete.



El nivel piezométrico se halla a una profundidad que varía entre 4 y 11 m por debajo de la superficie de la escombrera. Las líneas isopiezas indican que el flujo en el interior de la escombrera tiene dirección Sur-Este (Fig. 1.1.4.1.5). La ausencia de una adecuada compactación de la escombrera facilita el flujo preferencial de agua a su través. La existencia de agua colgada en el interior de la escombrera está bien documentada (Pritchard, J., 1997).

1.1.4.1.4. PROCESOS QUÍMICOS EN LA ESCOMBRERA

Existen varios estudios acerca de los procesos químicos que tienen lugar en las escombreras de estériles mineros constituidos principalmente por sulfuros, como es el caso de la escombrera Morrison Busty. Se pueden identificar tres capas principales:

❖ Zona de oxidación

Se extiende desde la superficie de la escombrera hasta un espesor de entre 0.5 y 1.5 m en su interior. El consumo de oxígeno que tiene lugar durante la oxidación de la pirita, conduce a que los niveles de este gas se reduzcan dramáticamente dentro de esta capa -dependiendo de la granulometría de los estériles- (Dubrovsky, N.M., *et al.*, 1984). En esta zona se encuentra abundantemente la bacteria *Thiobacillus ferrooxidans* que se encarga de oxidar el hierro ferroso tras la oxidación de la pirita para dar lugar a una solución ácida de hierro férrico. La intensidad de este proceso depende de la disponibilidad del oxígeno que dichas bacterias necesitan para sobrevivir (Boorman, S., *et al.*, 1976).



❖ **Capa endurecida**

Diferentes autores han observado en escombreras de materiales sulfurosos la precipitación en los huecos de minerales secundarios, tales como goethita, jarosita o yeso, que actúan como cemento para dar lugar a capas endurecidas de unos 10-15 cm de espesor (Ribet, I. *Et al.*, 1995). En los primeros cm se consume el oxígeno hasta que los niveles de éste en el interior de los poros es tan bajo que no permite la regeneración del hierro férrico. En este momento el hierro (II) es mucho más soluble que el hierro (III) y éste precipita a partir de la solución saturada, dando lugar a una “capa endurecida”. Las reacciones que tienen lugar en esta capa reducen las concentraciones de metales pesados, aunque los niveles de éstos en los lixiviados de la parte inferior de la escombrera pueden continuar siendo elevados (Pritchard, J., 1997).

❖ **Zona de reducción**

Tras atravesar la capa anterior, el agua está saturada en hierro que está presente casi exclusivamente en estado ferroso. El movimiento de los gases hacia el interior de la escombrera se ve perjudicado por la presencia de capas endurecidas. En esta zona de reducción, los contenidos en metales, sulfatos y el Eh del agua del interior de los poros disminuyen con la profundidad, contrariamente al pH, que se incrementa (Boorman, S., *et al.*, 1976).

1.1.4.1.5. DESCRIPCIÓN DE LA ESCOMBRERA

Según el informe elaborado por Beaumont en 1991, mediante varios sondeos se pudo determinar que el espesor de la escombrera varía entre 4.25 y 10.95 m y que ésta descansa sobre capas de arcilla y de arenas y gravas en algunos puntos. Por



debajo de estas capas se encuentra un lecho rocoso de arenisca/caliza a una profundidad comprendida entre 5.5 y 17.5 m. La escombrera presenta partes donde el material está muy suelto, indicando que no ha sido compactada apropiadamente.

En algunas muestras del material de la escombrera fue analizado en contenido en sulfatos, el cual se encontró que variaba entre 0.3 y 1.6 %, expresado como SO_3 (total ácido soluble). El pH medido en el agua subterránea varía entre 3.7 y 7.4. Se han encontrado las concentraciones más elevadas de metales disueltos en la parte superficial de la escombrera. Mediante tests de lixiviación de 24 horas realizados sobre muestras de la escombrera, se pudo comprobar que los valores más bajos de pH (4.1) correspondían a las capas más superficiales de la escombrera, mientras que en la parte más inferior de ésta se obtuvieron valores de pH superiores a 7.8.

Un informe oficial de 1995 describe como causas de la contaminación del arroyo Stanley Burn, la **construcción de la vía de circunvalación A693** de Annfield Plain, que alteró a la **escombrera de Morrison Busty**, liberando y poniendo en solución sus contaminantes que penetran en el sistema de drenaje (Foto 1.1.4.1.5.). A pesar de que el citado arroyo ya estaba afectado antes de la construcción de la carretera, ello ha acelerado el proceso de liberación de agua contaminada. Se identifican como principales contaminantes que llegan al arroyo: **hierro y aluminio** y además que éstos no proceden de un agua de mina subterránea, sino de los **lixiviados** originados por el agua que atraviesa la escombrera.



Foto 1.1.4.1.5: Vista de la escombrera Morrison Busty a ambos lados de la vía A693 que la divide.

En 1997 fue realizado, por iniciativa del Condado, un estudio del sistema de drenaje del área, para lo cual se inspeccionaron las bocas de acceso y se realizaron análisis de aguas. Es esta exploración se encontró que a la boca de acceso 82A (Fig. 1.1.4.1.5) llegaba a través de una tubería, agua con elevados contenidos en aluminio y hierro. Mediante el empleo de un sistema cerrado de circuito de televisión se inspeccionó esta tubería y se pudo comprobar que existía una importante infiltración de agua con alta concentración de aluminio en un punto 2 m al norte de la boca de acceso 82A. Mediante el estudio de otras bocas de acceso se pudo determinar que el agua de mina contaminada fluye desde la parte occidental de la escombrera, al Norte de la A693, a través de los drenajes de la carretera (boca de



acceso 6) y luego circula por debajo de la misma hasta las bocas 82A y 23B antes de ser vertida en el arroyo Stanley Burn en el punto de descarga G. En la Fig. 1.1.4.1.5 se observa un esquema simplificado del sistema de drenaje de la escombrera. Básicamente, el agua penetra en el sistema en el punto D con valores químicos de fondo únicamente y emerge en el punto G con contenidos muy elevados en hierro y aluminio. Los puntos A y B constituyen otros dos puntos de descarga de agua contaminada a un pequeño arroyo secundario. Con la referencia C se representa un canal abierto que discurre de Norte a Sur por debajo de la A693 y emerge al otro lado en el punto de descarga B. Desde la boca de acceso 7 a la 10, discurre el drenaje de la carretera, que recibe las aguas de escorrentía a través de los taludes de la escombrera, y que termina en el punto A (Pritchard, J., 1997).

En 1997 varios sondeos fueron realizados en el área para monitorización del nivel y calidad del agua subterránea. Durante su construcción fueron tomadas muestras de los materiales atravesados y realizados tests de permeabilidad. Se ha podido determinar que la escombrera (de espesor comprendido entre 4.25 y 11 m) descansa sobre una capa de arcilla cuyo espesor varía entre 1.25 y 7.25 m, por debajo de la cual se encuentra una base rocosa de arenisca (Pritchard, J., 1997).

Como medida de corrección, tras la construcción de la vía de circunvalación A693, los taludes practicados en la escombrera, han sido recubiertos con suelo vegetal para facilitar el desarrollo de vegetación plantada en los mismos. Asimismo, algunas partes de la escombrera han sido selladas con suelo compacto. Se ha podido comprobar que con estas medidas la infiltración se reduce entre un 50 y un 80%.

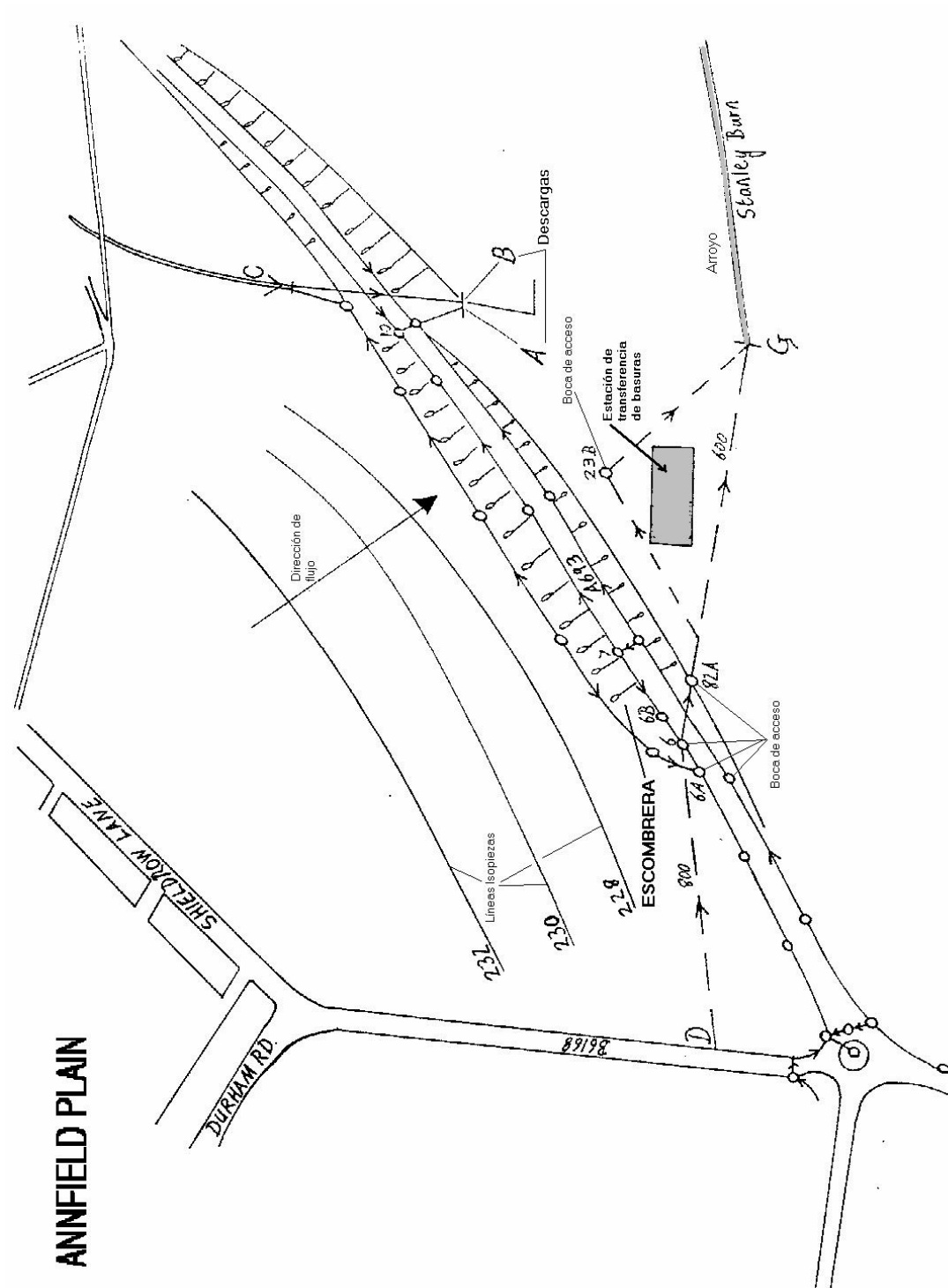


Fig. 1.1.4.1.5 : Esquema del sistema de drenaje y sentido de flujo en la escombrera de Morrison Busty (modificado de Pritchard, J., 1997)



1.1.4.1.6. EXTENSIÓN DEL PROBLEMA

Es importante determinar no sólo la contaminación actual sino también el periodo de tiempo durante el cual se seguirá produciendo, antes de adoptar alguna medida de corrección. Si dicho periodo fuera muy prolongado, el mantenimiento de un sistema de tratamiento del agua de tipo activo sería económicamente inviable, mientras que un tratamiento pasivo sería la única alternativa posible.

En la escombrera de Morrison Busty, la pirita es la principal fuente de contaminación, dando lugar a la liberación de acidez, sulfatos, hierro y otros metales tóxicos. El proceso se esquematiza en la Fig. 1.1.4.1.6.

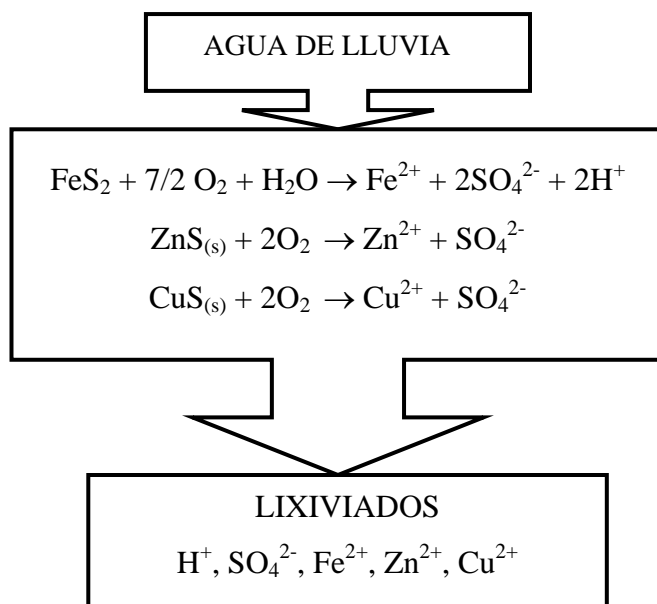


Fig. 1.1.4.1.6: Esquema de las reacciones químicas que tienen lugar en la escombrera



Conocidos los caudales y las concentraciones de contaminantes en el agua de lixiviación a través de la escombrera, es posible estimar el flujo de cada ión (kg/año) que es vertido por los itinerarios conocidos y descritos anteriormente. Este flujo puede relacionarse con la velocidad de alteración del mineral (pirita) a partir de la estequiometría de las reacciones asociadas. Teniendo en cuenta que el volumen total de la escombrera se estima en unos 10^6 m³, y considerando unos adecuados valores de porosidad, densidad de roca y contenido medio en pirita, se tiene que la masa de pirita presente en la escombrera es del orden de 10^8 kg. Para el cálculo del periodo de actividad de la pirita, se han establecido varias hipótesis: se supone que la escombrera no posee otros puntos de drenaje más que los ya mencionados, que la alteración de la pirita se produce a un ritmo constante, que no existen sumideros internos dentro de la escombrera y que los minerales se distribuyen homogéneamente en su interior, de modo que no existen flujos diferenciales.

Teniendo en cuenta las anteriores suposiciones, y considerando el punto de descarga G como representativo del proceso de alteración de la escombrera -el cual drena aproximadamente una décima parte de la misma-, se ha estimado la velocidad de meteorización de la pirita en unos 23000 kg/año. Dada la masa de pirita original anteriormente calculada, se establece un periodo de actividad para la misma, en lo que se refiere a formación de aguas contaminadas, del orden de **cientos de años.**

En la Tabla 1.1.4.1.6 se recogen los valores medios correspondientes a análisis químicos de campo y laboratorio realizados en muestras tomadas en los tres puntos de descarga descritos con anterioridad, así como los correspondientes al agua del interior de la escombrera (muestrada en los sondeos practicados en ella). Se aprecia que el agua vertida en los puntos A y B son considerablemente inferiores a los



correspondientes a la descarga principal G, que es además la causante del deterioro del arroyo Stanley Burn. Se observa, por otro lado, que el agua del interior de la escombrera presenta muy elevadas concentraciones de Fe, Al y sulfatos.

PUNTO DE DESCARGA	G	A	B	Sondeos en la escombrera
Caudal (l/min)	60	<5	<2	-
Temperatura (°C)	11	12.5	15.5	14
pH (Unids.)	5.5	6.6	6	3
Conductividad (mS)	5	1.4	1	2.7
Alcalinidad (mg/l CaCO ₃)	10	40	<10	0
Pot. Redox (mV)	200	140	140	216
Fe (mg/l)	15	1.2	0.6	233
Al (mg/l)	15	2	5	57.5
Mn (mg/l)	6	3	10	40
Zn (mg/l)	1.5	0.2	3	2.8
Cu (mg/l)	<0.1	<0.1	<0.1	0.4
Ca (mg/l)	250	200	>150	605
Mg (mg/l)	120	40	>100	233
K (mg/l)	100	10	>50	14
Na (mg/l)	650	160	>50	120
SO ₄ (mg/l)	1000	600	500	2865
Cl (mg/l)	1500	150	70	70.5
NO ₃	18	12	10	18
F	16	17.5	17	115

Tabla 1.1.4.1.6: Valores analíticos medios correspondientes al agua de mina vertida en tres puntos de descarga y al agua del interior de la escombrera (modificado de Pritchard, J., 1997).



Foto 1.1.4.1.6a: Puntos de descarga de agua de mina A y B



Foto 1.1.4.1.6b: Punto de descarga G. Se aprecian las espumas del Al presente en el agua de mina



La escombrera de Morrison Busty descansa sobre un lecho rocoso de limolitas/areniscas, del cual la separa una capa impermeable de arcilla. Esto significa que el agua que penetra en el interior de la escombrera no se infiltra verticalmente a su través hasta penetrar en estratos inferiores. Esto ha sido comprobado cuando al realizar minería a cielo abierto gradiente debajo de la escombrera, se ha encontrado que las areniscas no poseen contenido en agua.

Aunque se ha supuesto que la meteorización de la pirita de la escombrera se produce a un ritmo constante, realmente se sabe que éste es un proceso cuya intensidad decrece exponencialmente. Ello significa que el periodo de actividad de la pirita puede ser inferior al que se estime *a priori*, ya que éste puede perdurar largamente en el tiempo, pero dando lugar a un cada vez más reducido nivel de contaminación en el agua con la que dicha pirita entre en contacto.

Se concluye por tanto, que el tiempo durante el que se producirán emisiones de contaminantes desde la escombrera hacia el agua con la que entre en contacto es de cientos de años, teniendo en cuenta que en condiciones estables, la intensidad del problema disminuirá con el tiempo. Además, el riesgo de que estos contaminantes puedan penetrar en profundidad y alterar la calidad de aguas subterráneas es muy escaso, dado que la escombrera está aislada inferiormente por una capa de arcilla. Por tanto, el principal problema en este caso lo suponen las descargas superficiales de agua de lixiviación de la escombrera, y en particular la producida en el punto G, que constituye una seria causa de contaminación en el arroyo Stanley Burn.

Se pretende mejorar la calidad del agua del arroyo Stanley y ésta coincide casi exactamente con la de la propia descarga de agua de mina aguas debajo de la misma, dado el escaso caudal del arroyo. Se aprecian variaciones estacionales en la descarga, en lo que se refiere a su caudal y contenido en hierro: en verano, el ritmo de



oxidación de la pirita es alto y el caudal es bajo, mientras que en épocas de bajas temperaturas se inhibe la acción catalítica de las bacterias en la oxidación e la pirita y se tiene una mayor dilución.

La hidrogeoquímica del arroyo sufre serios cambios aguas debajo de la descarga: precipitación de Fe y Al que iban disueltos en el agua de mina; descenso del pH durante varios cientos de metros a causa de la hidrólisis de Fe (III) y Al, que termina ascendiendo de nuevo al recuperar alcalinidad; y un descenso de la concentración de sulfatos, gracias a la precipitación de espumas de hidroxisulfatos de Al. Todas estas características afectan seriamente al estado y diversidad de la vida acuática del arroyo. Mediante una serie de estudios, se pudo comprobar que la cantidad de invertebrados disminuía notablemente en las cercanías de la descarga hasta llegar a desaparecer. Únicamente se encontraron miembros de la familia *Chironomidae* (Foto 1.1.4.1.6.c). El empobrecimiento de la fauna se debe a que tanto el ocre como los depósitos de aluminio impiden la fotosíntesis y eliminan la fuente de comida de los invertebrados, además de los efectos agudos de las concentraciones de Fe, Al, Zn, etc. de la descarga (Younger, P.L., *et al.*, 1997).

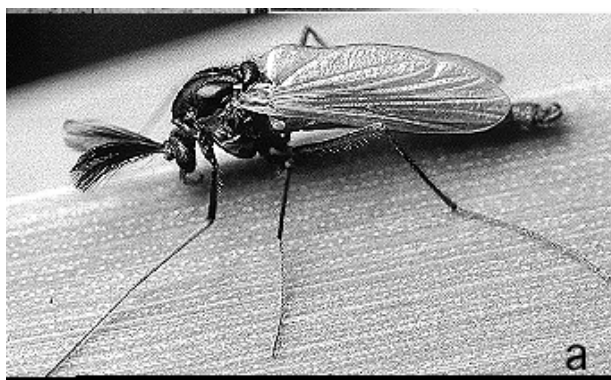


Foto 1.1.4.1.6.c: Familia *Chironomidae*.
Vistas lateral y frontal de un macho

Para esta descarga se diseñó y realizó un adecuado sistema de tratamiento que se describe en los siguientes capítulos.



1.2. DESCRIPCIÓN

1.2.1. HUMEDAL PILOTO

En este caso fue diseñado y realizado en primer lugar un humedal piloto in situ que constaba de una celda anaerobia con sustrato orgánico, seguida de otra aerobia (Fig. 1.2.1). Este humedal experimental cubría un área de unos 45 m² y fue calculado para tratar un 3% del caudal máximo.

PLANTA

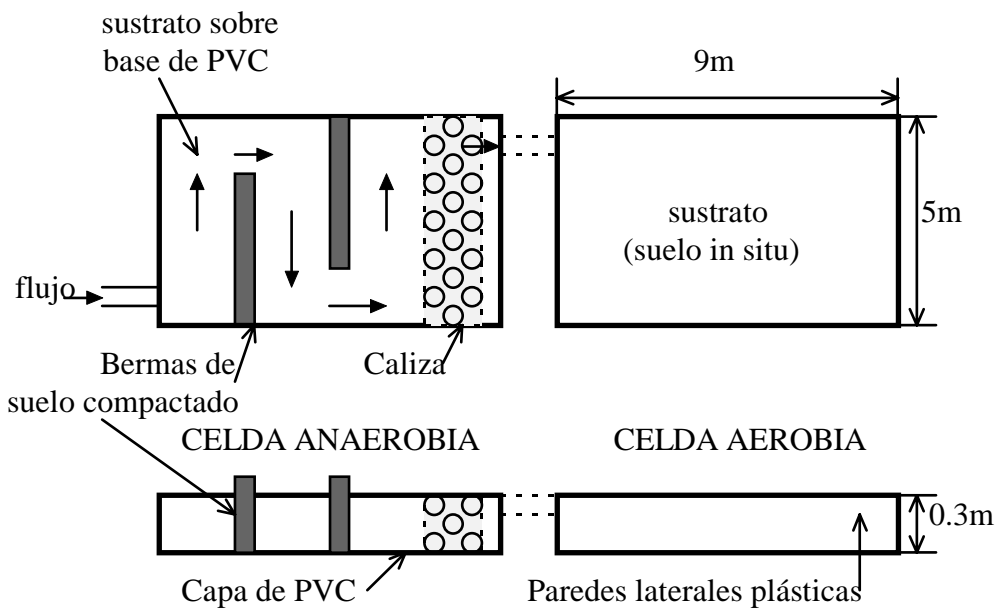


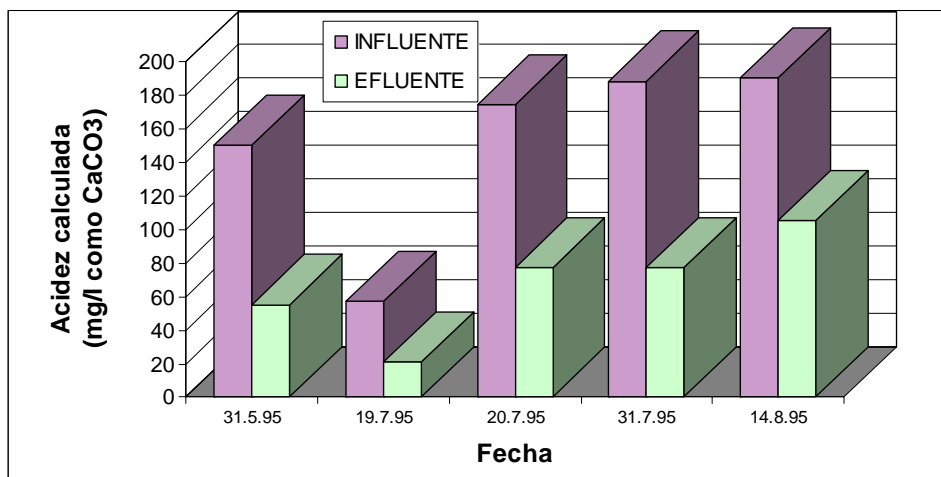
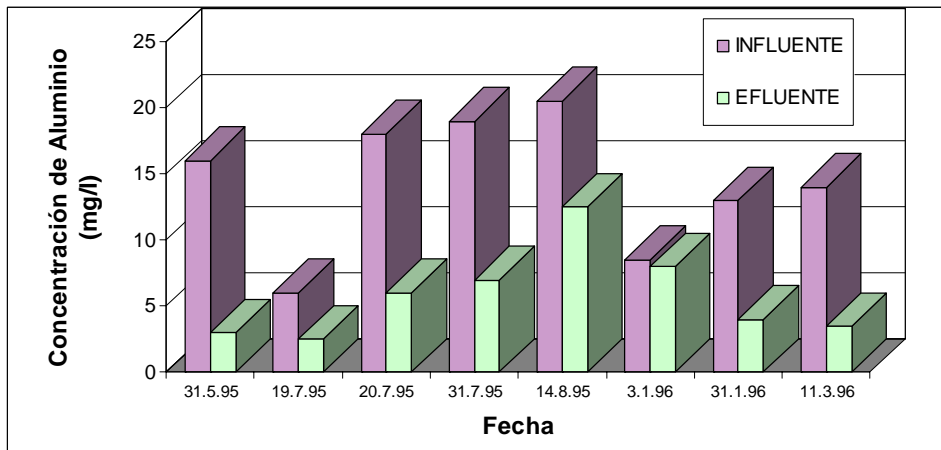
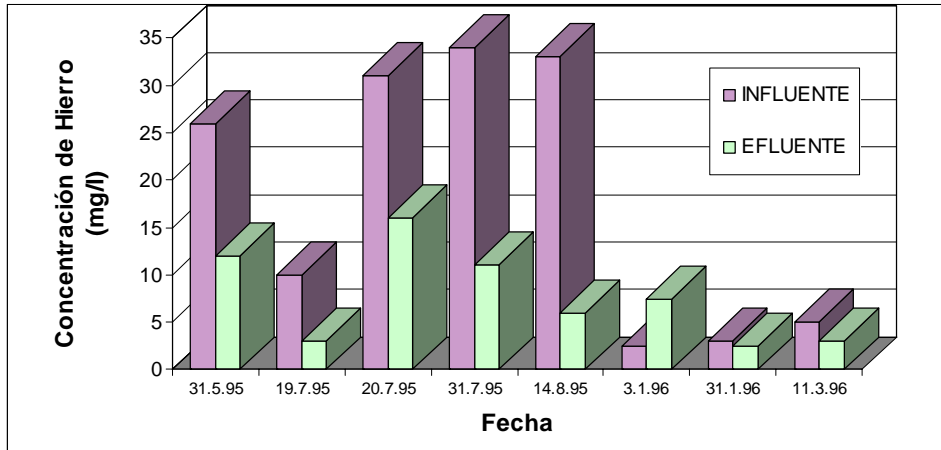
Fig. 1.2.1: Esquema de humedal piloto realizado en Quaking Houses.



La primera celda fue rellenada con estiércol de caballo, que había demostrado ser un sustrato orgánico eficaz para el tratamiento del agua en diversos ensayos de laboratorio (ensayos con microcosmos) realizados con anterioridad. Este se dispuso sobre una capa impermeabilizante de PVC. Para reducir la posibilidad de cortocircuitos se colocaron bermas de suelo compactado en la primera celda. También fue colocado un filtro de caliza para favorecer un ajuste de pH.

La monitorización del humedal –efectuado por voluntarios locales- se realizó controlando la hidroquímica de influente y efluente durante un periodo anual (Mayo-1995 a Abril-1996). Tras una primera fase de aclimatación, el humedal demostró su eficacia en la reducción del contenido en sulfatos, metales y acidez, para la que se alcanzó un valor medio de reducción de 9.6 g/m².d. (Graf. 1.2.1). Se pudo comprobar la colonización de la tercera celda por invertebrados acuáticos, los cuales no existían en el Stanley Burn (Younger, P.L., *et al.*, 1997).

La reducción del hierro tiene lugar mediante la precipitación de hidróxidos férricos sobre la superficie del sustrato y precipitación de sulfuros de Fe en el interior de dicho sustrato. El aluminio no forma un sulfuro estable, sino que es eliminado a través de la precipitación de hidróxidos e hidroxisulfatos de Al.



Graf. 1.2.1: Resultados en la reducción de Hierro, Aluminio y Acidez en el humedal piloto de Quaking Houses (Younger, P.L., et al., 1997).



1.2.2. HUMEDAL A ESCALA REAL

Los buenos resultados obtenidos mediante el anterior humedal piloto impulsaron al desarrollo de una segunda fase en la que se construyó un humedal de tamaño real. Aunque en un principio se pensó en un sistema sucesivo de producción de alcalinidad (SAPS), finalmente se optó por realizar un humedal de sustrato orgánico de características similares al humedal experimental (Fig. 1.2.2).

El agua a tratar es desviada mediante una tubería hasta una celda de sedimentación, a partir de la cual se distribuye por el interior del humedal. Este se extiende aproximadamente hasta unos 440 m² y está limitado por diques constituidos por ceniza volante (PFA), que sirve de material impermeabilizante y que una vez recubierto de vegetación, se integra perfectamente en el paisaje. De este mismo material se construyó un dique central que divide el humedal en dos balsas, así como tres islas y dos bermas para favorecer el serpenteo del agua y aumentar el tiempo de retención de la misma dentro del humedal. Como sustrato orgánico se empleó una mezcla de compost y estiércol de vaca y caballo, con un espesor variable entre 0.3 y 0.5 m.

Fueron colocados dos filtros de caliza a la salida de cada balsa y además ésta se distribuyó de modo aleatorio por el interior del humedal, ya que ello se considera más efectivo para el ajuste de pH y el aumento de conductividad hidráulica. No fue colocada caliza a la entrada del humedal para evitar su recubrimiento mediante óxidos de hierro, (dado el bajo pH del influente) con la subsiguiente pérdida de eficacia. En el interior de las balsas fue plantada vegetación de tipo vascular propia de zonas húmedas (*Typha latifolia* / *angustifolia*, *phragmites*, etc.) cuya eficacia en la



depuración de aguas de mina ha sido probada (Ordóñez, A., 1997). El efluente es recogido mediante una tubería con un dispositivo que permite regular el caudal y posteriormente se vierte en el Stanley Burn. En las fotos 1.2.2.a-g se muestran las distintas partes del humedal según la secuencia de su construcción.

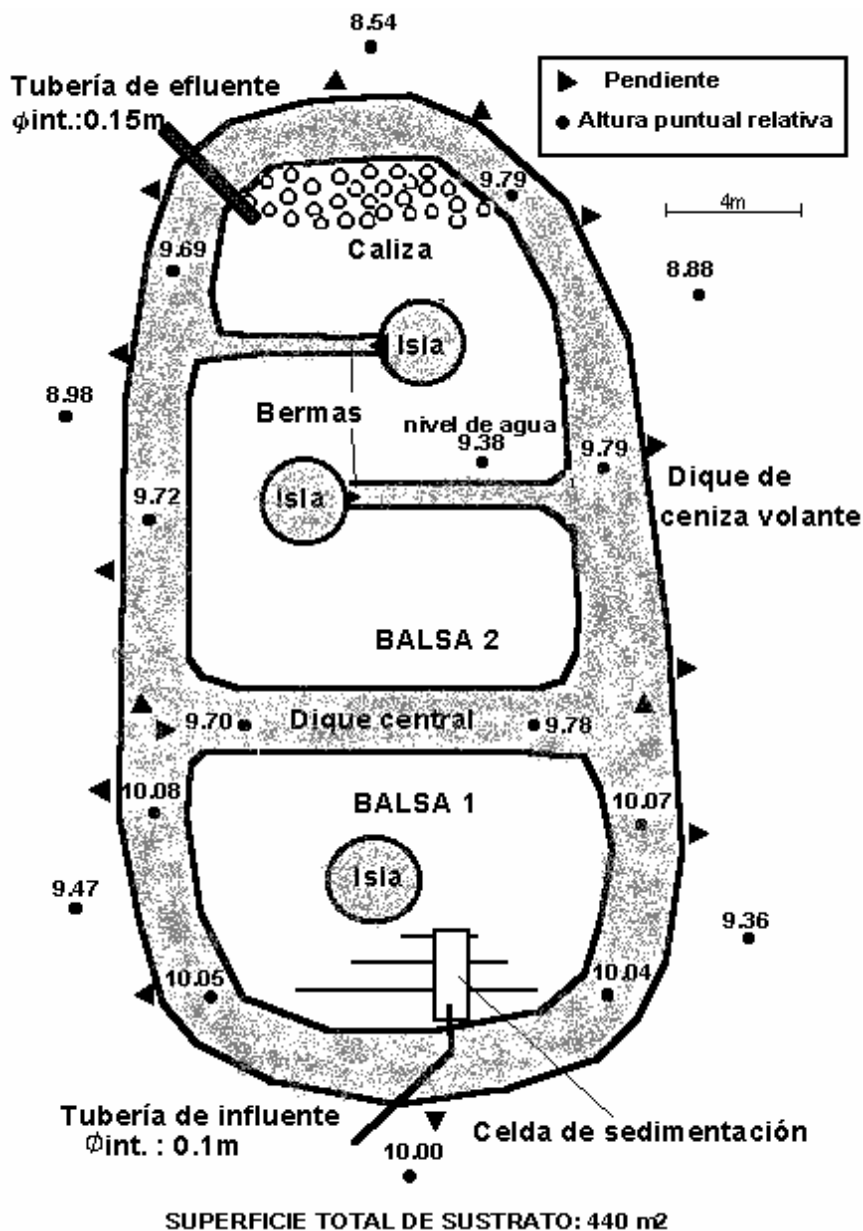


Fig. 1.2.2: Esquema de humedal real en Quaking Houses (modificado de Younger, P.L., 1998).



Foto 1.2.2.a: Retirada de los árboles para despejar la zona de ubicación del humedal



Foto 1.2.2.b: Construcción del humedal. Se aprecia el dique perimetral de ceniza volante y el relleno de caliza en la salida de la segunda celda.



Foto 1.2.2.c: Construcción del humedal. Se aprecian los diques y una isla de ceniza volante. También se puede ver el relleno de compost y estiércol de las balsas.



Foto 1.2.2.d: Construcción del humedal. Se aprecian las dos balsas rellenas y una capa de suelo vegetal dispuesta sobre la superficie de los diques e islas, sobre la que se está desarrollando vegetación.



Foto 1.2.2.e: Balsa de sedimentación desde la cual el agua penetra en el humedal a través de seis tuberías



Foto 1.2.2.f: Tubería del efluente del humedal, el cual , mediante un pequeño cana, penetra en el arroyo Stanley Burn



Foto 1.2.2.g: Vista del humedal de Quaking Houses en pleno funcionamiento



1.3. RESULTADOS

El humedal fue construido en el verano de 1997 y el agua comenzó a ser introducida en el mismo en el mes de Noviembre del citado año. Desde el inicio de su funcionamiento, los resultados están siendo muy satisfactorios en cuanto a reducción de acidez y de contenido en metales y sulfatos, teniéndose que, tras una primera etapa de adaptación, el efluente no posee una elevada carga orgánica.

En la Tabla 1.3.a que se muestra seguidamente se recogen los resultados analíticos correspondientes al periodo de muestreo que va desde el 14-11-97 hasta el 9-2-99. La toma de muestras fue realizada generalmente con frecuencia semanal.

En las muestras se han determinado, tanto para el influente como para el efluente del sistema, los siguientes parámetros: temperatura, caudal, pH, conductividad eléctrica, acidez calculada, alcalinidad, sólidos disueltos, hierro ferroso, hierro férrico, hierro total, aluminio, manganeso, sulfatos, calcio, magnesio, sodio, potasio, bicarbonatos, nitratos, fluoruros y demanda química de oxígeno. Sin embargo no en todas las muestras se han analizado la totalidad de los parámetros citados.

Las medidas de temperatura, pH, conductividad, potencial redox y sólidos disueltos fueron realizadas *in situ*, por medio de un sistema portátil con varios electrodos (pHOX 902 Multiprobe). Las medidas de alcalinidad se realizaron *in situ* mediante valoración con un indicador usando el Hach digital titrator model 16900-01, a excepción de algunos casos en los que la turbiedad de las muestras obligó a su



filtración en laboratorio antes de realizar la medida. El caudal de descarga fue determinado midiendo el tiempo necesario para llenar un determinado volumen en un recipiente graduado, repitiendo el proceso y calculando el promedio de medidas. El resto de análisis fueron realizados en el laboratorio de la universidad de Newcastle-upon-Tyne. Para los análisis de cationes se utilizó el método de absorción atómica (UNICAM 929 AA SPECTROMETER) y mediante cromatografía iónica (DIONEX machine) fueron analizados los aniones –y en algunos casos, también algunos de los cationes-.

Posteriormente, también se ha representado gráficamente la evolución con el tiempo de los parámetros más decisivos (Graf. 1.3.a-q)

Dada la importancia que sobre el funcionamiento de los sistemas pasivos tiene la climatología, y en especial la temperatura, se muestran también datos de precipitaciones y temperaturas registradas en el área de ubicación del humedal durante el tiempo de muestreo aquí expuesto (Tabla 1.3.b). Estos datos se han representado en la gráfica 1.3.r. También se estudia la relación existente entre estos datos y la eficacia del sistema (Graf. 1.3.s).



	FECHA	14/11/97	18/11/97	28/11/97	02/12/97	09/12/97	17/12/97	07/01/98	14/01/98
TEMPERATURA (°C)	Influyente	-	-	-	-	9	-	8,6	8
	Efluente	-	-	-	-	3,7	-	6,2	6,9
CAUDAL (l/min)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	>300
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
pH (Unidades)	Influyente	5,27	7,2	6,5	6,83	6,2	6,27	6,41	6,94
	Efluente	6,75	7	6,84	7,13	6,8	6,94	6,68	7,17
CONDUCTIV. ELÉCTR. (µS/cm)	Influyente	-	1950	-	9700	8200	6600	-	-
	Efluente	-	4390	-	6600	8000	6610	-	-
POTENCIAL REDOX (mV)	Influyente	-	-	-	-	-	-	39	11
	Efluente	-	-	-	-	-	-	24	-3
ACIDEZ CALCULADA (mg/l como CaCO3)	Influyente	126	35	43	36	55	70	39	30
	Efluente	25	17	20	23	19	3	22	18
ALCALINIDAD (mg/l como CaCO3)	Influyente	32	100	85	70	56	-	-	87
	Efluente	100	91	97	97	60	-	-	105
SOLIDOS DISUELTOS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
HIERRO (II) (mg/l)	Influyente	-	1,6	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	0	-	-	-	-	-	-
HIERRO (III) (mg/l)	Influyente	-	3,7	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	3,3	-	-	-	-	-	-
HIERRO TOTAL (mg/l)	Influyente	20,5	5,3	6,83	3,34	5,84	3,44	1,64	2,09
	Efluente	5	3,3	3,43	2,54	2,92	0,31	1,23	1,1
ALUMINIO (mg/l)	Influyente	10,9	3,4	4,16	4,6	6,32	10,21	5,37	3,93
	Efluente	1,1	0,7	1,65	2,62	1,4	0	2,51	2,29
MANGANESO (mg/l)	Influyente	5,5	1,2	0,95	0,76	2,08	2,29	2,62	1,36
	Efluente	2,8	2,3	0,81	0,67	1,71	1,17	2,42	1,16
ZINC (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
SULFATOS (mg/l)	Influyente	-	117	431	408	642	606	282	328
	Efluente	-	459	490	407	600	591	263	200
CALCIO (mg/l)	Influyente	310	93	336	158	277	277	-	-
	Efluente	312	167	232	128	229	192	-	-
MAGNESIO (mg/l)	Influyente	106	15,1	45,3	50,4	63,3	60,3	-	-
	Efluente	92	42,1	38	47,8	54	57,4	-	-
SODIO (mg/l)	Influyente	2037	316	1019	1832	1390	1639	-	-
	Efluente	1421	802	864	1506	1450	1666	-	-
POTASIO (mg/l)	Influyente	243	30,7	148,3	211,3	151,9	219,2	-	-
	Efluente	407	110,3	127,7	228,5	138,3	220,8	-	-
BICARBONATOS (mg/l)	Influyente	64	200	170	140	112	-	-	174
	Efluente	200	182	194	194	120	-	-	210
CLORUROS (mg/l)	Influyente	-	383,6	1575	2470	2313	2437	-	801
	Efluente	-	814,7	1632	2175	2379	2545	-	754
NITRATOS (mg/l)	Influyente	-	5,8	30,9	49,4	55,5	39,1	-	19,4
	Efluente	-	13,1	30	38,7	81,2	36,5	-	22,3
FLUORUROS (mg/l)	Influyente	-	8,6	14,6	14,6	45,5	43,3	-	13,8
	Efluente	-	7,7	14,6	48,5	54,6	42,6	-	6,6
DQO (mg/l)	Influyente	-	435	30	80	30	-	-	-
	Efluente	-	135	40	78	40	-	-	-

Tabla 1.3.a: Resultados analíticos correspondientes a influente y efluente del humedal



	FECHA	20/02/98	26/02/98	05/03/98	12/03/98	19/03/98	26/03/98	09/04/98	21/04/98
TEMPERATURA (°C)	Influyente	11	11,1	-	-	-	-	-	-
	Efluyente	10,9	7,2	-	-	-	-	-	-
CAUDAL (l/min)	Influyente	-	-	-	-	-	-	115	-
	Efluyente	-	42	-	-	-	53,6	348	-
pH (Unidades)	Influyente	5,61	5,3	6,96	6,83	5,92	-	-	-
	Efluyente	6,5	6,1	7,33	7,25	6,41	-	-	-
CONDUCTIV. ELÉCTR. (µS/cm)	Influyente	-	7100	-	-	-	-	-	-
	Efluyente	-	7200	-	-	-	-	-	-
POTENCIAL REDOX (mV)	Influyente	82	-	-	-	-	-	-	-
	Efluyente	34	-	-	-	-	-	-	-
ACIDEZ CALCULADA (mg/l como CaCO ₃)	Influyente	-	84	32	30	52	-	-	-
	Efluyente	-	33	16	17	17	-	-	-
ALCALINIDAD (mg/l como CaCO ₃)	Influyente	-	-	-	-	40	-	-	-
	Efluyente	-	-	-	-	40	-	-	-
SÓLIDOS DISUELTOS (mg/l)	Influyente	46	65	46	341	-	473	31	47
	Efluyente	40	49	25	180	-	23	29	43
HIERRO (II) (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluyente	-	-	-	-	-	-	-	-
HIERRO (III) (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluyente	-	-	-	-	-	-	-	-
HIERRO TOTAL (mg/l)	Influyente	-	5,26	1,69	3,14	3,75	10,12	0,65	1,36
	Efluyente	-	3,93	1,05	1,79	2,1	0,77	0,52	0,79
ALUMINIO (mg/l)	Influyente	-	10,56	4,35	3,53	6,32	53,25	2,88	6,65
	Efluyente	-	2,13	1,76	1,95	1,02	0,59	2,21	2,53
MANGANESO (mg/l)	Influyente	-	6,18	1,63	1,2	3,63	4,07	1,13	3,43
	Efluyente	-	5,76	1,65	0,94	3,21	3,41	1,09	3,33
ZINC (mg/l)	Influyente	-	-	0,86	-	-	-	-	-
	Efluyente	-	-	0,68	-	-	-	-	-
SULFATOS (mg/l)	Influyente	1296	1495	457	223	969	950	347	710
	Efluyente	1315	1482	436	235	965	954	335	840
CALCIO (mg/l)	Influyente	288	289	-	101,2	213,7	-	-	-
	Efluyente	284	289	-	112,1	218,9	-	-	-
MAGNESIO (mg/l)	Influyente	124	132	-	20,9	79,9	-	-	-
	Efluyente	125	130	-	21,4	83,3	-	-	-
SODIO (mg/l)	Influyente	935	967	-	986	1065	-	-	-
	Efluyente	962	952	-	1241	1068	-	-	-
POTASIO (mg/l)	Influyente	150,6	170,9	-	94,6	197,8	-	-	-
	Efluyente	172,8	163,7	-	82,3	206,3	-	-	-
BICARBONATOS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	80	-	-	-
	Efluyente	-	-	-	-	80	-	-	-
CLORUROS (mg/l)	Influyente	1163	1542	1195	1791	1228	1662	1386	1237
	Efluyente	1198	1547	1137	2688	1249	1850	1369	1395
NITRATOS (mg/l)	Influyente	10,5	46,1	18,7	18	10,6	-	-	-
	Efluyente	9,6	29	28,2	25,7	11,3	-	-	-
FLUORUROS (mg/l)	Influyente	21,1	18	19,3	38,3	4,4	-	-	-
	Efluyente	19,2	20,3	20,4	34,7	4,2	-	-	-
DQO (mg/l)	Influyente	-	-	-	191	-	-	-	-
	Efluyente	-	-	-	121	-	-	-	-



	FECHA	24/04/98	08/05/98	14/05/98	20/05/98	28/05/98	02/06/98	08/06/98	09/06/98
TEMPERATURA (°C)	Influyente	-	-	-	10,7	10,7	10,9	13,5	-
	Efluente	-	-	-	14,9	16,3	16	13,6	-
CAUDAL (l/min)	Influyente	-	-	46	-	38	180	300	-
	Efluente	-	-	64,6	-	38,8	180	300	262,5
pH (Unidades)	Influyente	-	-	5,52	5,25	6,02	6,13	6,78	-
	Efluente	-	-	6,12	5,65	5,72	6,5	6,38	-
CONDUCTIV. ELÉCTR. (µS/cm)	Influyente	-	-	5960	5850	5720	5080	-	-
	Efluente	-	-	6040	6510	4500	5030	-	-
POTENCIAL REDOX (mV)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
ACIDEZ CALCULADA (mg/l como CaCO3)	Influyente	-	-	72	72	89	27	54	-
	Efluente	-	-	35	33	28	18	7	-
ALCALINIDAD (mg/l como CaCO3)	Influyente	-	-	40	15	80	-	43	-
	Efluente	-	-	50	23	185	-	67	-
SOLIDOS DISUELTOS (mg/l)	Influyente	31	53	59	-	-	-	-	29
	Efluente	28	34	41	-	-	-	-	24
HIERRO (II) (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
HIERRO (III) (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
HIERRO TOTAL (mg/l)	Influyente	0,54	1,73	3,16	5,01	6,6	1,51	1,27	0,92
	Efluente	0,39	0,95	1,69	3,68	3,21	1,27	1,2	0,47
ALUMINIO (mg/l)	Influyente	2,61	8,19	9,51	8,3	10,96	3,45	8,92	4,1
	Efluente	1,49	1,61	3,71	2,03	1,89	1,97	0	1,45
MANGANESO (mg/l)	Influyente	1,1	5,26	5,71	6,59	5,98	2,12	0,67	2,23
	Efluente	0,96	4,86	5,28	6,3	4,62	2,04	2,31	1,97
ZINC (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
SULFATOS (mg/l)	Influyente	343	1431	1480	1541	1377	567	-	653
	Efluente	311	1508	1384	1437	1126	530	-	573
CALCIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
MAGNESIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
SODIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
POTASIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
BICARBONATOS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
CLORUROS (mg/l)	Influyente	975	1208	1267	-	-	-	-	856
	Efluente	763	1297	1230	-	-	-	-	1101
NITRATOS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
FLUORUROS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
DQO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-



	FECHA	16/06/98	17/06/98	18/06/98	19/06/98	20/06/98	21/06/98	22/06/98	24/06/98
TEMPERATURA (°C)	Influyente	-	-	-	-	-	-	13,6	12
	Efluyente	-	-	-	-	-	-	17,6	16,3
CAUDAL (l/min)	Influyente	360	420	-	150	180	150	135	-
	Efluyente	360	420	300	150	180	150	135	-
pH (Unidades)	Influyente	6,52	6,56	6,56	6,26	6,09	6,19	5,31	6,16
	Efluyente	6,72	6,9	6,83	6,61	6,43	6,72	6,48	6,49
CONDUCTIV. ELÉCTR. (µS/cm)	Influyente	-	-	-	-	-	-	4350	-
	Efluyente	-	-	-	-	-	-	4150	-
POTENCIAL REDOX (mV)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluyente	-	-	-	-	-	-	-	-
ACIDEZ CALCULADA (mg/l como CaCO ₃)	Influyente	17	16	47	25	31	30	41	40
	Efluyente	12	10	18	15	17	17	25	23
ALCALINIDAD (mg/l como CaCO ₃)	Influyente	91	92	79	74	70	58	58	58
	Efluyente	88	97	82	71	72	72	68	61
SOLIDOS DISUELTOS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	31
	Efluyente	-	-	-	-	-	-	-	76
HIERRO (II) (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluyente	-	-	-	-	-	-	-	-
HIERRO (III) (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluyente	-	-	-	-	-	-	-	-
HIERRO TOTAL (mg/l)	Influyente	0,75	1,2	2,74	0,75	1,1	0,96	3,9	0,99
	Efluyente	0,42	0,4	0,4	0,4	0,45	0,52	3,69	0,75
ALUMINIO (mg/l)	Influyente	2,1	1,9	6,21	3,1	3,92	3,72	4,18	5,41
	Efluyente	1,44	1,13	2,24	1,78	1,77	1,81	1,53	2,38
MANGANESO (mg/l)	Influyente	1,55	1,4	2,6	3,08	3,43	3,64	3,9	4,22
	Efluyente	1,42	1,33	2,35	2,11	3,15	3,27	3,68	4,12
ZINC (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluyente	-	-	-	-	-	-	-	-
SULFATOS (mg/l)	Influyente	552	628	812	878	962	1030	1074	1341
	Efluyente	502	642	792	833	947	949	1119	1317
CALCIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluyente	-	-	-	-	-	-	-	-
MAGNESIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluyente	-	-	-	-	-	-	-	-
SODIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluyente	-	-	-	-	-	-	-	-
POTASIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluyente	-	-	-	-	-	-	-	-
BICARBONATOS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluyente	-	-	-	-	-	-	-	-
CLORUROS (mg/l)	Influyente	-	-	1054	-	-	-	-	1105
	Efluyente	-	-	1072	-	-	-	-	1099
NITRATOS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluyente	-	-	-	-	-	-	-	-
FLUORUROS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluyente	-	-	-	-	-	-	-	-
DQO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluyente	-	-	-	-	-	-	-	-



	FECHA	25/06/98	30/06/98	02/07/98	06/07/98	07/07/98	08/07/98	09/07/98	10/07/98
TEMPERATURA (°C)	Influyente	-	-	-	12,7	11,9	12,5	13,1	12,8
	Efluente	-	-	-	16,6	17,2	14,3	17,4	17,9
CAUDAL (l/min)	Influyente	-	72	79,2	66	-	66	60	66
	Efluente	131	72	79,2	66	-	66	57,5	66
pH (Unidades)	Influyente	-	5,69	-	5,59	5,67	5,26	5,36	4,95
	Efluente	-	6,09	-	5,16	6,06	6,04	6,2	5,82
CONDUCTIV. ELÉCTR. (µS/cm)	Influyente	-	5690	-	5590	5260	5260	5360	4950
	Efluente	-	5990	-	5160	5260	6040	6200	5820
POTENCIAL REDOX (mV)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
ACIDEZ CALCULADA (mg/l como CaCO3)	Influyente	-	57	-	71	78	58	77	67
	Efluente	-	31	-	46	48	21	29	24
ALCALINIDAD (mg/l como CaCO3)	Influyente	-	33	-	24	21	23	32	19
	Efluente	-	43	-	32	33	31	63	30
SOLIDOS DISUELTOS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
HIERRO (II) (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
HIERRO (III) (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
HIERRO TOTAL (mg/l)	Influyente	2	2,53	1,76	5,22	4,29	6,37	9,81	5,74
	Efluente	1,41	1,3	1,35	3,9	2,85	3,5	3,17	3,84
ALUMINIO (mg/l)	Influyente	4,62	7,23	6,02	8,14	9,86	5	7,2	7,15
	Efluente	3,29	3,23	3,51	4,2	5,33	0	2,1	0,36
MANGANESO (mg/l)	Influyente	4,31	5,32	5,87	6,57	6,24	6,94	5,91	6,29
	Efluente	4,17	5,23	2,92	6,42	6	6,58	5,1	6,25
ZINC (mg/l)	Influyente	3,46	-	3,34	-	3,47	-	2,49	-
	Efluente	3,5	-	2,92	-	7,19	-	1,64	-
SULFATOS (mg/l)	Influyente	1207	1474	1209	1449	1532	1419	1386	1492
	Efluente	1305	1462	1421	1396	1460	1427	1327	1389
CALCIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
MAGNESIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
SODIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
POTASIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
BICARBONATOS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
CLORUROS (mg/l)	Influyente	1133	-	1029	-	1248	-	1376	-
	Efluente	1193	-	1421	-	1196	-	1232	-
NITRATOS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
FLUORUROS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
DQO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-



	FECHA	11/07/98	12/07/98	16/07/98	23/07/98	30/07/98	06/08/98	13/08/98	20/08/98
TEMPERATURA (°C)	Influyente	13	13,3	13	-	13,8	-	-	-
	Efluente	17,7	19	18,6	-	16,3	-	-	-
CAUDAL (l/min)	Influyente	66	66	42,8	53,8	280	36,2	37,2	27,2
	Efluente	66	66	38,1	55,3	420	31,1	36,5	175
pH (Unidades)	Influyente	5,22	5,5	4,78	5,58	6,48	-	-	-
	Efluente	6,35	6,53	5,8	6,52	7,19	-	-	-
CONDUCTIV. ELÉCTR. (µS/cm)	Influyente	5220	5500	5130	4050	-	-	-	-
	Efluente	6350	6530	4830	3660	-	-	-	-
POTENCIAL REDOX (mV)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
ACIDEZ CALCULADA (mg/l como CaCO ₃)	Influyente	69	45	27	62	30	-	-	-
	Efluente	29	12	20	24	20	-	-	-
ALCALINIDAD (mg/l como CaCO ₃)	Influyente	28	33	-	19	40	-	-	-
	Efluente	45	50	-	38	49	-	-	-
SOLIDOS DISUELTOS (mg/l)	Influyente	-	-	-	56	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	42	-	-	-	-
HIERRO (II) (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
HIERRO (III) (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
HIERRO TOTAL (mg/l)	Influyente	5,77	4,74	5,49	5,64	3,12	-	6,06	10,29
	Efluente	2,53	1,53	3,3	2,2	2,17	-	1,47	4,75
ALUMINIO (mg/l)	Influyente	7,57	4,21	-	6,76	3,19	-	-	-
	Efluente	2,3	0,65	-	2,13	2,12	-	-	-
MANGANESO (mg/l)	Influyente	5,93	4,71	6,31	5,22	2,01	-	4,8	6,44
	Efluente	4,96	2,24	6,15	3,49	1,12	-	5,07	6,38
ZINC (mg/l)	Influyente	-	-	2,21	2,15	0,75	-	1,49	1,9
	Efluente	-	-	2,11	1,12	0,44	-	1,08	1,05
SULFATOS (mg/l)	Influyente	1424	975	1459	-	-	-	925	1220
	Efluente	1134	522	1411	-	-	-	1003	1178
CALCIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	231,8	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	207,3	-	-	-	-
MAGNESIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	101,4	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	73,1	-	-	-	-
SODIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	380	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	355	-	-	-	-
POTASIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	76,5	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	75,3	-	-	-	-
BICARBONATOS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
CLORUROS (mg/l)	Influyente	-	-	1459	-	-	-	963	1358
	Efluente	-	-	1411	-	-	-	1169	1352
NITRATOS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
FLUORUROS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
DQO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-



	FECHA	11/09/98	14/09/98	17/09/98	24/09/98	02/10/98	08/10/98	15/10/98	22/10/98
TEMPERATURA (°C)	Influyente	-	12,4	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	11,8	-	-	-	-	-	-
CAUDAL (l/min)	Influyente	44,2	-	31,9	-	-	116,6	55,2	-
	Efluente	42	-	32,3	-	-	56,7	61,7	-
pH (Unidades)	Influyente	6,19	6,31	-	6,02	6,5	-	6,46	6,65
	Efluente	6,91	6,93	-	6,6	6,94	-	7,29	7,33
CONDUCTIV. ELÉCTR. (µS/cm)	Influyente	5664	5300	-	5705	1906	-	5765	5589
	Efluente	5618	5048	-	6005	1548	-	5131	5496
POTENCIAL REDOX (mV)	Influyente	4	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	1	-	-	-	-	-	-	-
ACIDEZ CALCULADA (mg/l como CaCO3)	Influyente	53	57	-	106	35	-	41	39
	Efluente	18	26	-	28	20	-	15	17
ALCALINIDAD (mg/l como CaCO3)	Influyente	58	66	-	49	-	-	77	91
	Efluente	189	162	-	70	-	-	90	98
SÓLIDOS DISUELTOS (mg/l)	Influyente	-	-	-	67	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	24	-	-	-	-
HIERRO (II) (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
HIERRO (III) (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
HIERRO TOTAL (mg/l)	Influyente	7,99	7,77	-	17,19	4,29	-	6,61	6,33
	Efluente	3,05	4,49	-	4,9	1,96	-	3,01	2,84
ALUMINIO (mg/l)	Influyente	4,28	5,09	-	8,91	3,58	-	3,23	3,26
	Efluente	0,59	1,41	-	0,83	2,32	-	0,52	1,1
MANGANESO (mg/l)	Influyente	4,34	4,13	-	5,48	1,82	-	3,16	2,37
	Efluente	3,56	3,64	-	5,51	1,26	-	2,25	1,99
ZINC (mg/l)	Influyente	1,36	1,27	-	2,7	0,66	-	0,84	0,74
	Efluente	0,31	0,58	-	1,03	0,34	-	0,4	0,44
SULFATOS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	565	502
	Efluente	-	-	-	-	-	-	502	530
CALCIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
MAGNESIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
SODIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
POTASIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
BICARBONATOS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
CLORUROS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
NITRATOS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
FLUORUROS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
DQO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-



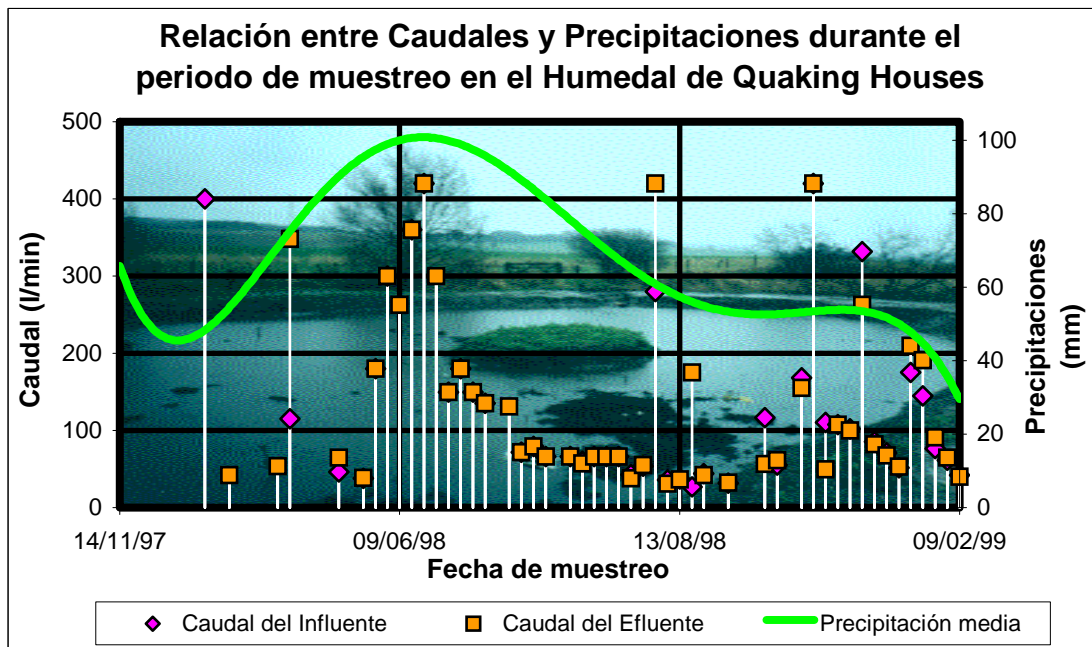
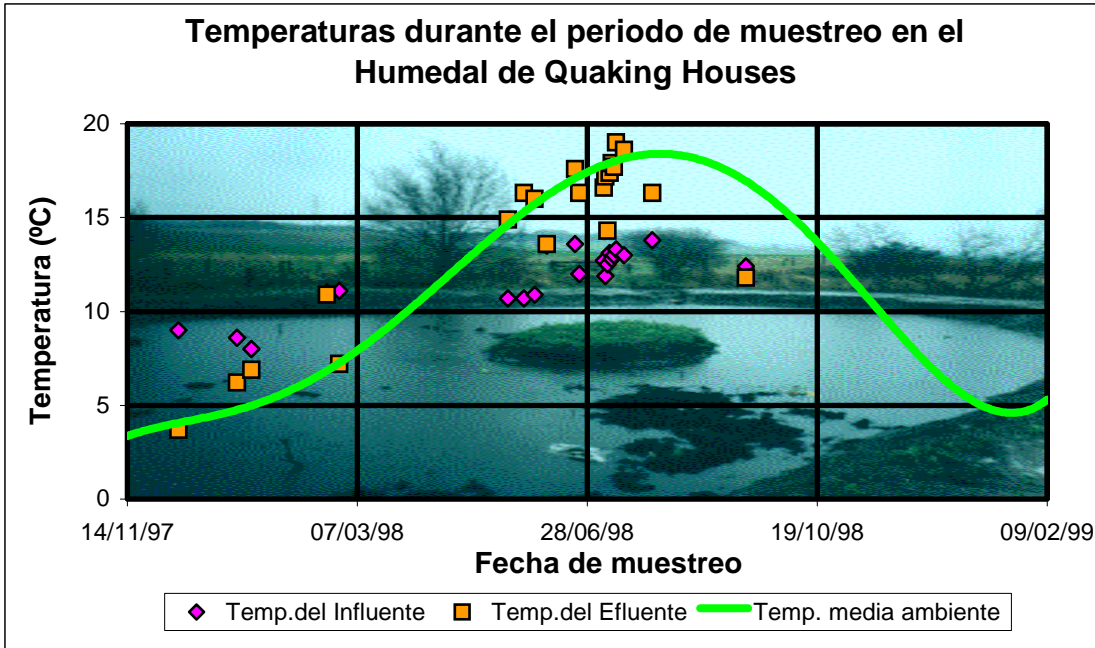
SISTEMAS DE TRATAMIENTO PASIVO PARA AGUAS ÁCIDAS DE MINA.
EXPERIENCIAS DE LABORATORIO, DISEÑO Y EJECUCIÓN.

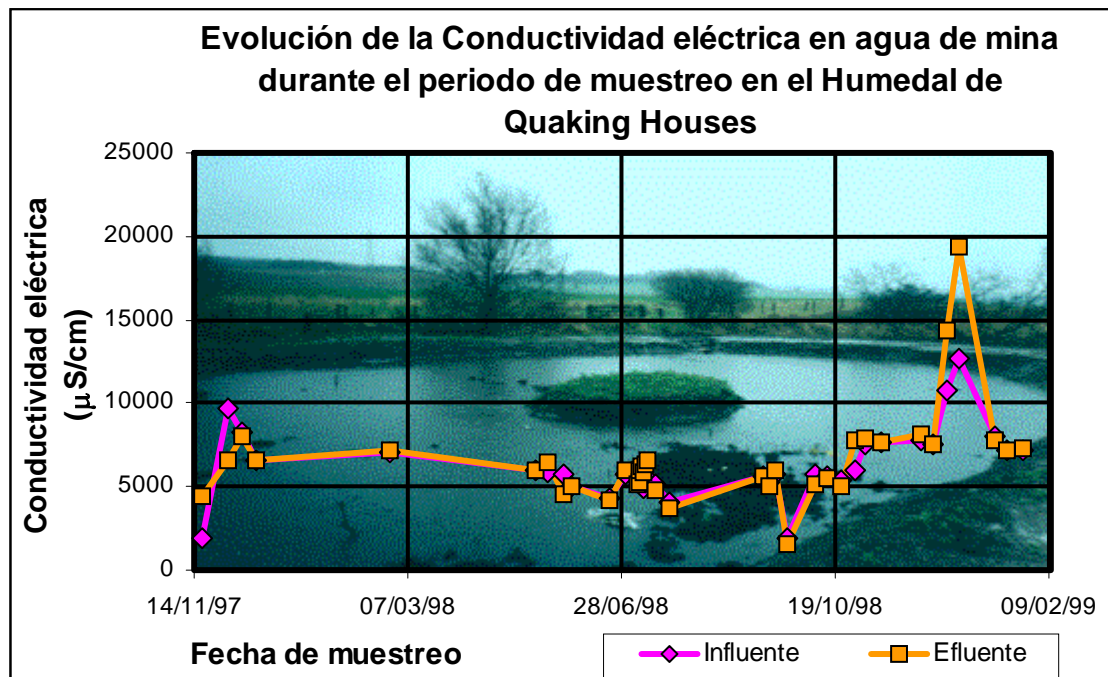
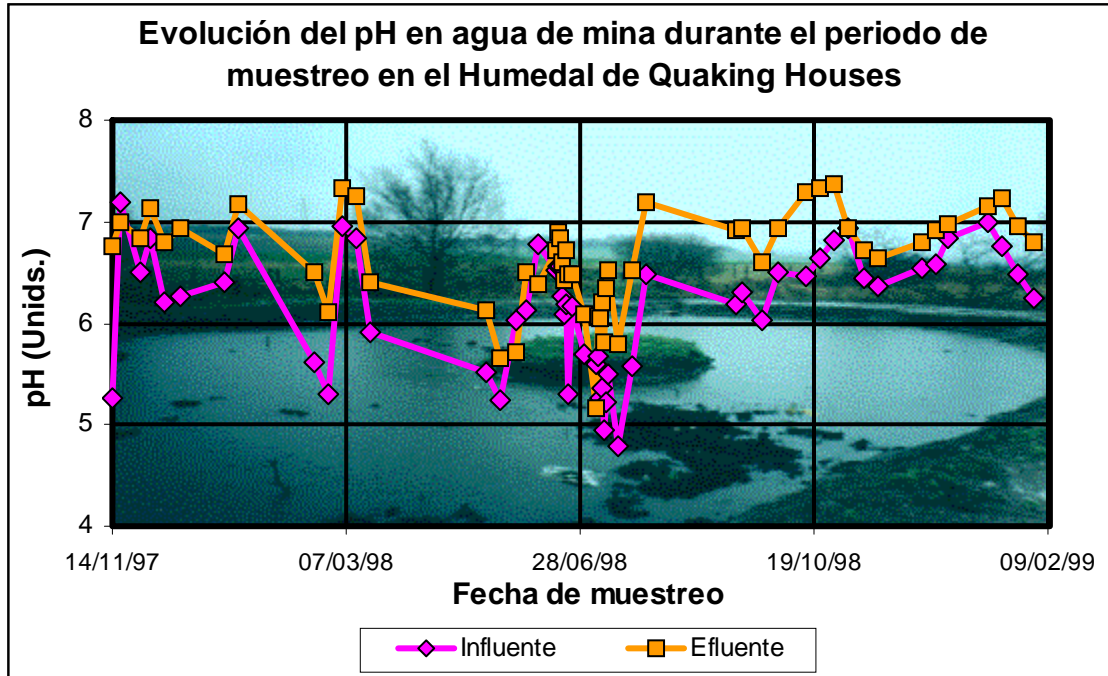
Capítulo "HUMEDAL CONSTRUIDO EN INGLATERRA"

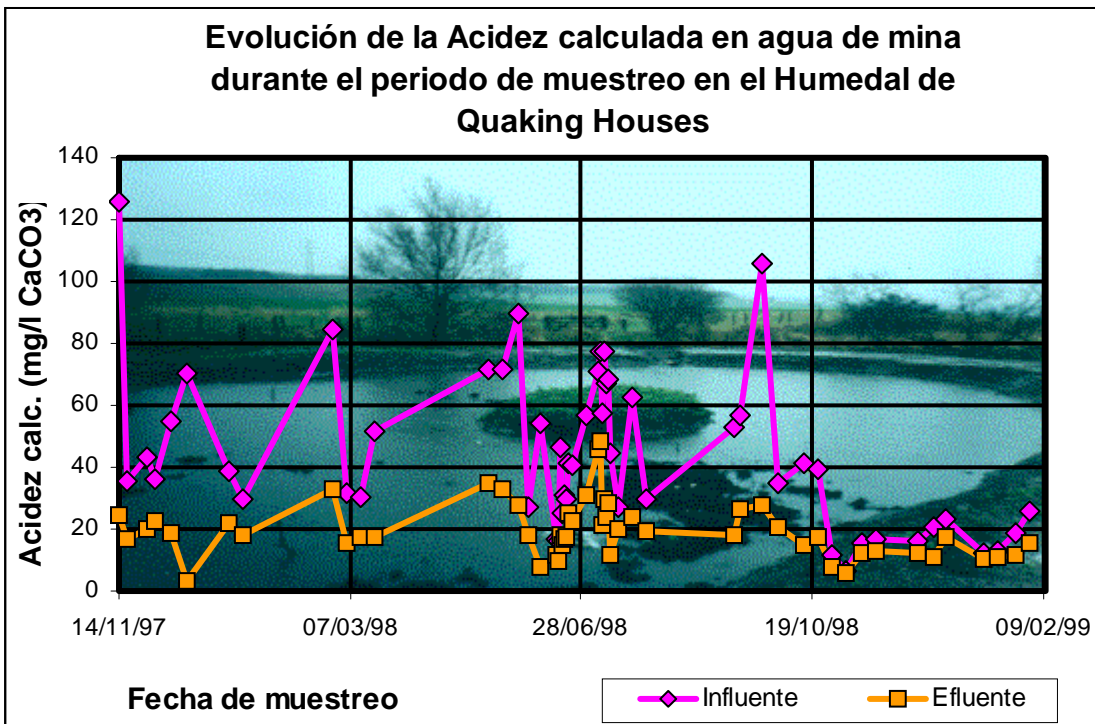
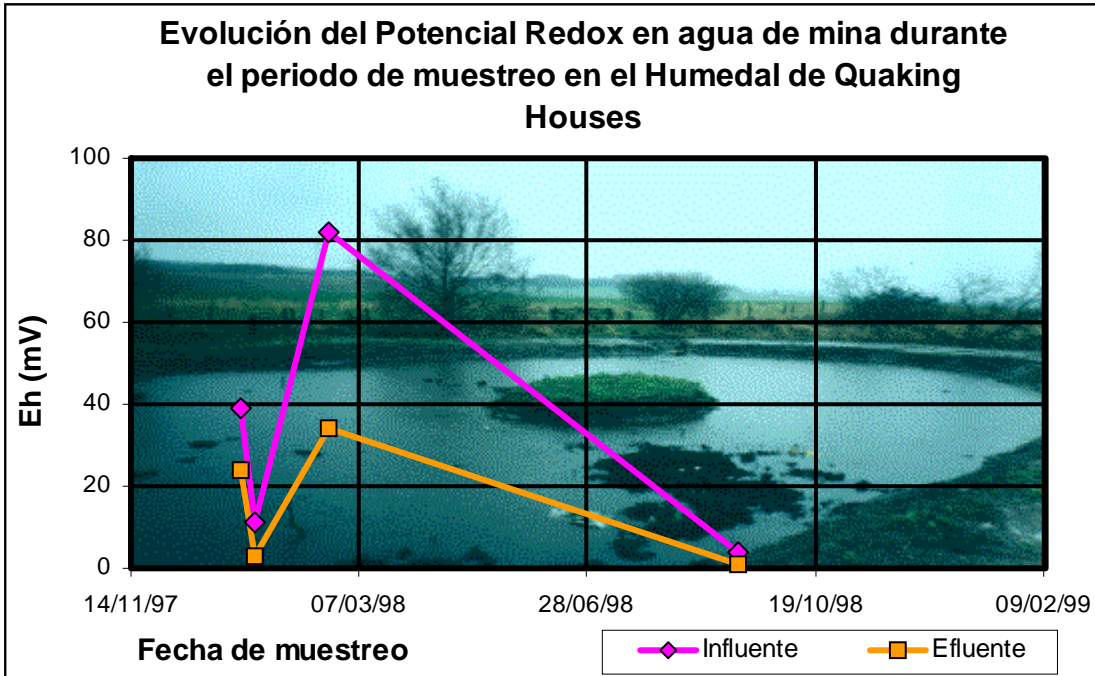
	FECHA	29/10/98	04/11/98	12/11/98	19/11/98	26/11/98	03/12/98	10/12/98	17/12/98
TEMPERATURA (°C)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
CAUDAL (l/min)	Influyente	168	420	110,5	107,7	102	332	85,7	71,2
	Efluente	155,5	420	49,4	107,7	100	262,5	82,3	67,7
pH (Unidades)	Influyente	6,81	6,94	6,44	6,37	-	-	6,55	6,58
	Efluente	7,36	6,94	6,71	6,64	-	-	6,79	6,91
CONDUCTIV. ELÉCTR. (µS/cm)	Influyente	5380	5970	7550	7672	-	-	7810	7555
	Efluente	5060	7719	7866	7640	-	-	8165	7495
POTENCIAL REDOX (mV)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
ACIDEZ CALCULADA (mg/l como CaCO ₃)	Influyente	12	7	16	16	-	-	16	21
	Efluente	7	6	12	13	-	-	12	11
ALCALINIDAD (mg/l como CaCO ₃)	Influyente	96	93	59	67	-	-	-	-
	Efluente	91	88	70	71	-	-	-	-
SOLIDOS DISUELTOS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	572	-	55
	Efluente	-	-	-	-	-	55	-	35
HIERRO (II) (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
HIERRO (III) (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
HIERRO TOTAL (mg/l)	Influyente	3,38	1,71	3,41	3,73	4,11	9,09	3,88	5,24
	Efluente	1,88	1,5	2,23	2,65	2,48	2,42	2,28	1,69
ALUMINIO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
MANGANESO (mg/l)	Influyente	1,5	1,09	3,51	3,56	3,44	1,23	3,32	3,72
	Efluente	1,31	1,08	3,47	3,32	3,07	2,4	3,3	3,59
ZINC (mg/l)	Influyente	0,72	0,81	1,64	1,6	1,55	0,93	0,96	1,14
	Efluente	0,44	0,79	1,41	1,44	1,03	0,73	0,83	0,82
SULFATOS (mg/l)	Influyente	304	301	570	552	588	174	547	-
	Efluente	355	314	604	604	597	428	526	-
CALCIO (mg/l)	Influyente	106,3	133,3	168,6	171,4	204,5	161,2	325,9	362,2
	Efluente	127,1	133,9	167,7	163,4	236,5	234,9	334,8	407,8
MAGNESIO (mg/l)	Influyente	26,8	30,7	61,8	54,4	61,1	23,8	103,2	126,1
	Efluente	32,1	29	52,6	54,9	67	54,5	107,2	128,4
SODIO (mg/l)	Influyente	755,2	990,9	1078	1074	1743	2738	2552	2493
	Efluente	864,2	1152,2	1097	1093	2418	2749	2668	2586
POTASIO (mg/l)	Influyente	110,6	123,5	141,6	140,6	139,9	67,5	230,7	294
	Efluente	130,9	119,9	136,2	140	156,2	138,9	241,3	300,1
BICARBONATOS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
CLORUROS (mg/l)	Influyente	2629	3083	2269	2236	3523	3892	3374	-
	Efluente	2809	3633	2484	2439	2925	3900	3314	-
NITRATOS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
FLUORUROS (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-
DQO (mg/l)	Influyente	-	-	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-	-	-

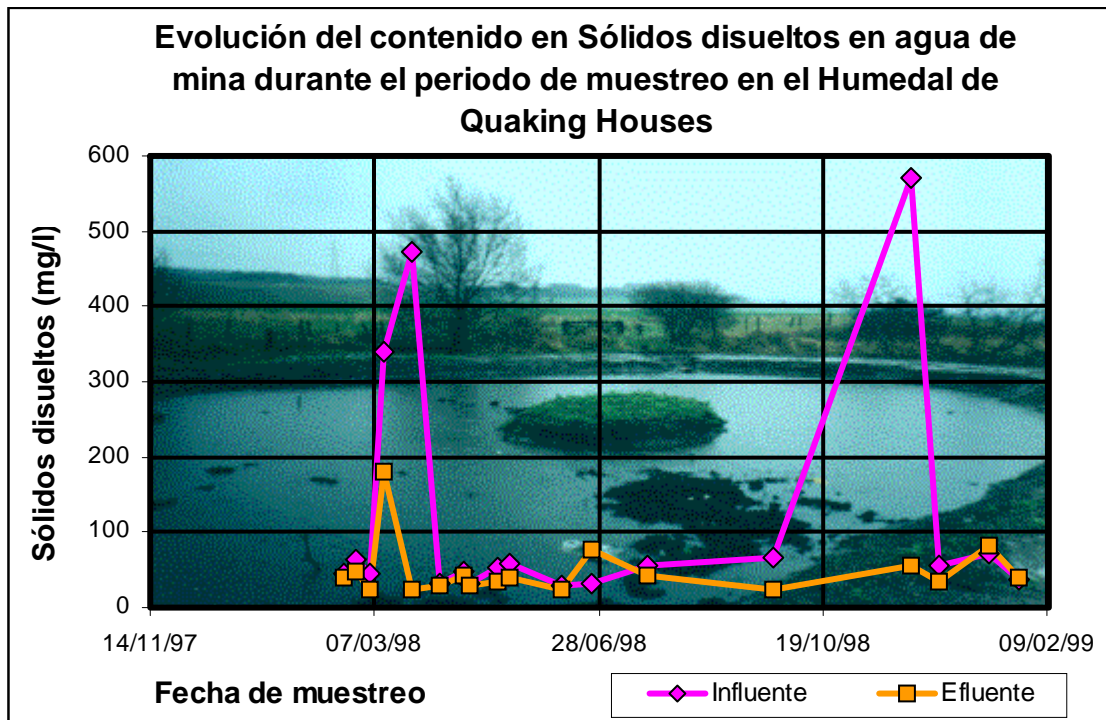
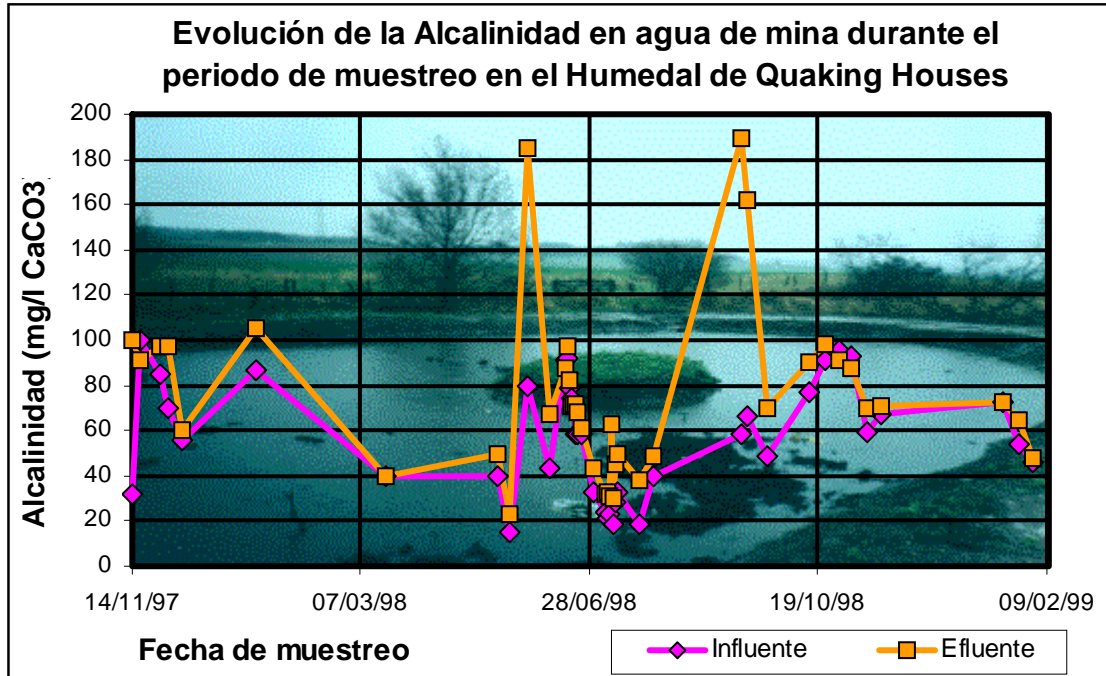


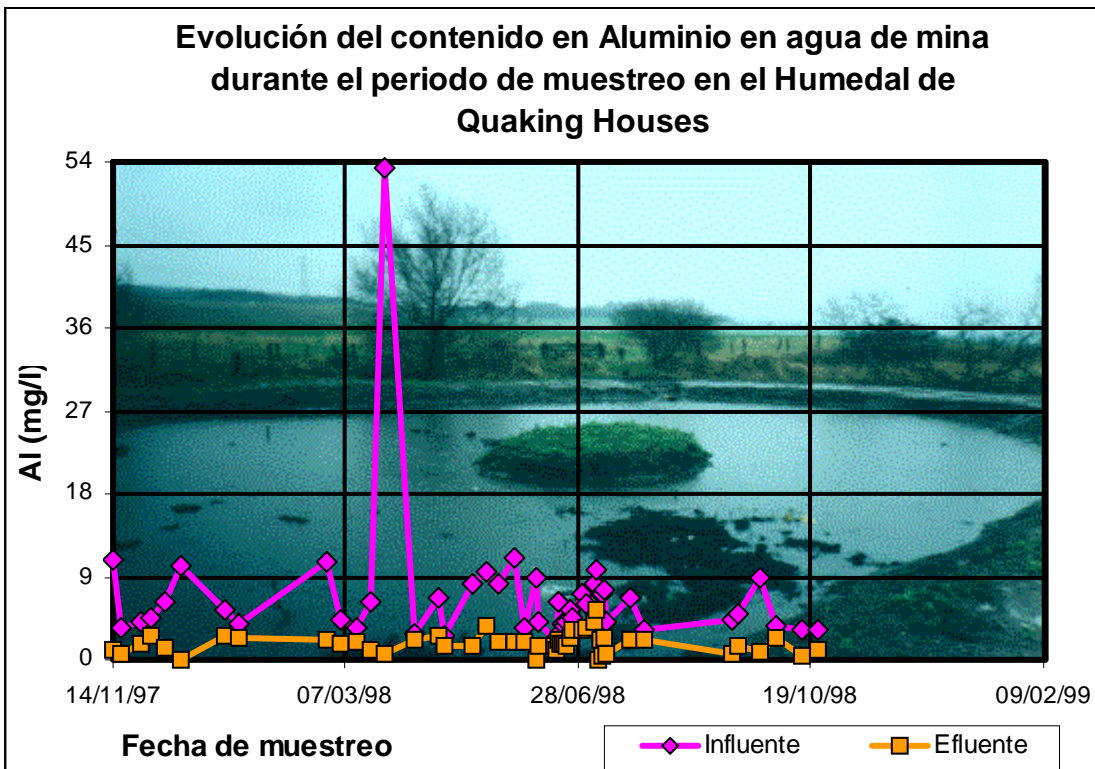
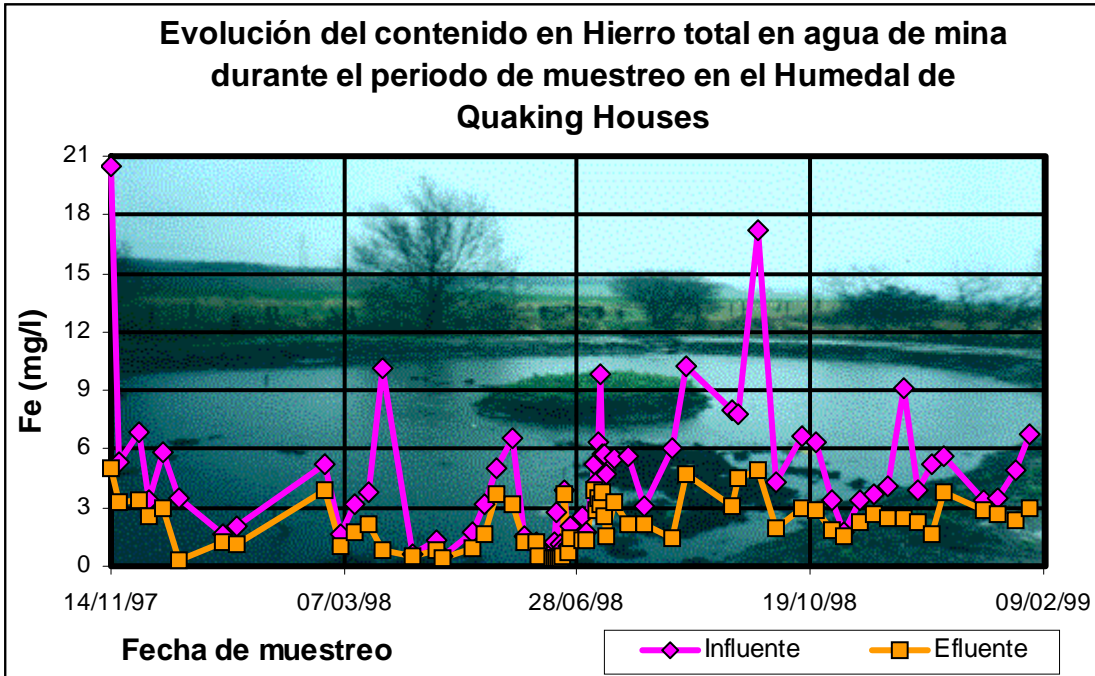
	FECHA	23/12/98	11/01/99	18/01/99	26/01/99	02/02/99	09/02/99
TEMPERATURA (°C)	Influente	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-
CAUDAL (l/min)	Influente	51,8	175	145	76,3	61,7	42
	Efluente	53,1	210	191	91,3	64,6	40
pH (Unidades)	Influente	6,83	7	6,76	6,48	6,24	-
	Efluente	6,98	7,16	7,23	6,95	6,8	-
CONDUCTIV. ELÉCTR. (µS/cm)	Influente	10790	12730	7958	7130	7235	-
	Efluente	14400	19410	7745	7174	7340	-
POTENCIAL REDOX (mV)	Influente	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-
ACIDEZ CALCULADA (mg/l como CaCO3)	Influente	23	12	13	19	26	-
	Efluente	18	11	11	12	15	-
ALCALINIDAD (mg/l como CaCO3)	Influente	-	-	73	54	46	-
	Efluente	-	-	73	65	48	-
SÓLIDOS DISUELTOS (mg/l)	Influente	-	71	-	38	-	-
	Efluente	-	81	-	39	-	-
HIERRO (II) (mg/l)	Influente	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-
HIERRO (III) (mg/l)	Influente	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-
HIERRO TOTAL (mg/l)	Influente	5,66	3,36	3,5	4,92	6,8	-
	Efluente	3,8	2,83	2,66	2,33	2,93	-
ALUMINIO (mg/l)	Influente	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-
MANGANESO (mg/l)	Influente	4,48	1,69	2,05	3,18	4,16	-
	Efluente	4,14	1,61	1,96	3,09	4,08	-
ZINC (mg/l)	Influente	1,39	0,85	1,16	1,53	-	-
	Efluente	1,13	0,87	1,03	1,26	-	-
SULFATOS (mg/l)	Influente	742	407	429	544	-	-
	Efluente	687	490	407	532	-	-
CALCIO (mg/l)	Influente	407,7	319,6	299,3	381,9	-	-
	Efluente	450,5	358,5	399,7	362,3	-	-
MAGNESIO (mg/l)	Influente	140,5	89,2	83,9	120,9	-	-
	Efluente	155,5	85	86,5	114,4	-	-
SODIO (mg/l)	Influente	2937	3246	2697	2572	-	-
	Efluente	3418	3929	2725	2589	-	-
POTASIO (mg/l)	Influente	504,8	348,4	271,1	297,2	-	-
	Efluente	369,9	345,7	289,6	283,3	-	-
BICARBONATOS (mg/l)	Influente	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-
CLORUROS (mg/l)	Influente	3731	4224	3401	3132	-	-
	Efluente	4224	4184	3378	3109	-	-
NITRATOS (mg/l)	Influente	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-
FLUORUROS (mg/l)	Influente	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-
DQO (mg/l)	Influente	-	-	-	-	-	-
	Efluente	-	-	-	-	-	-

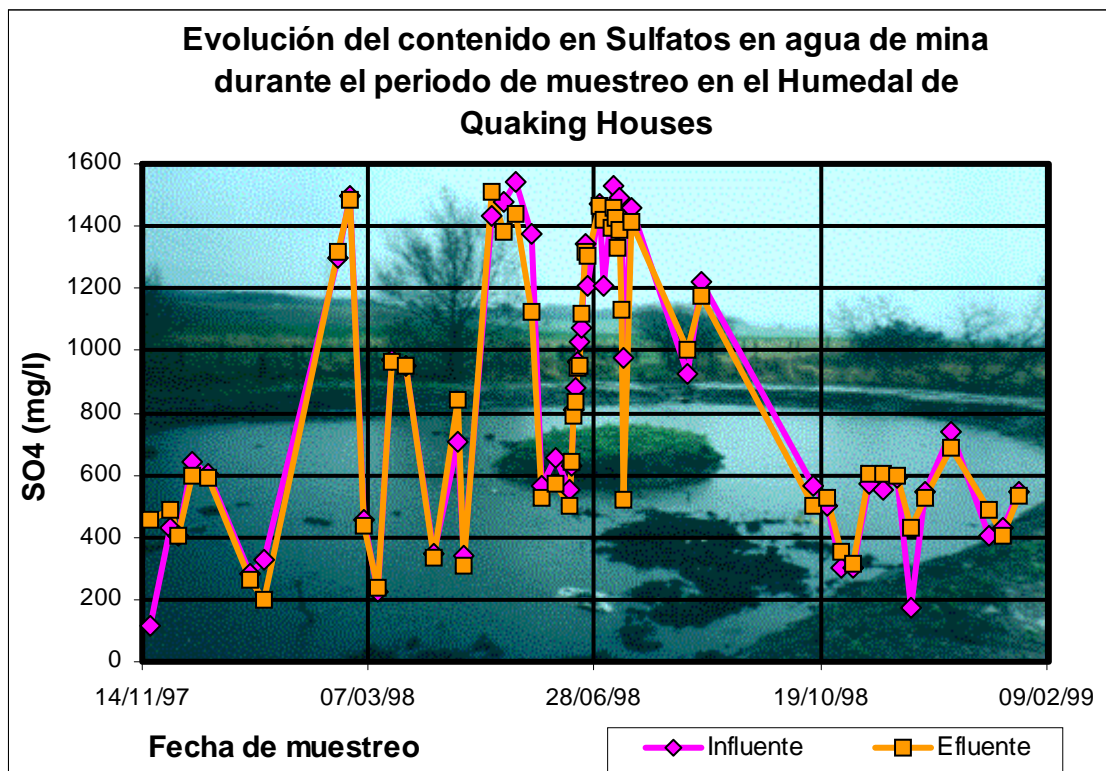
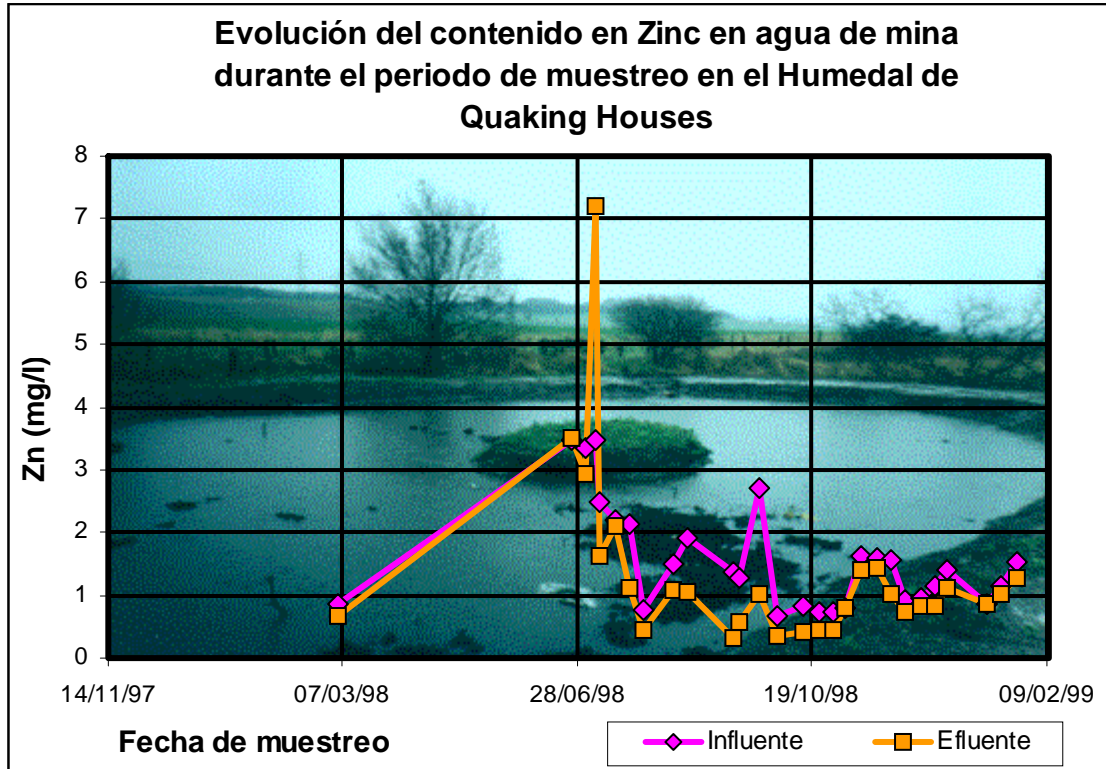


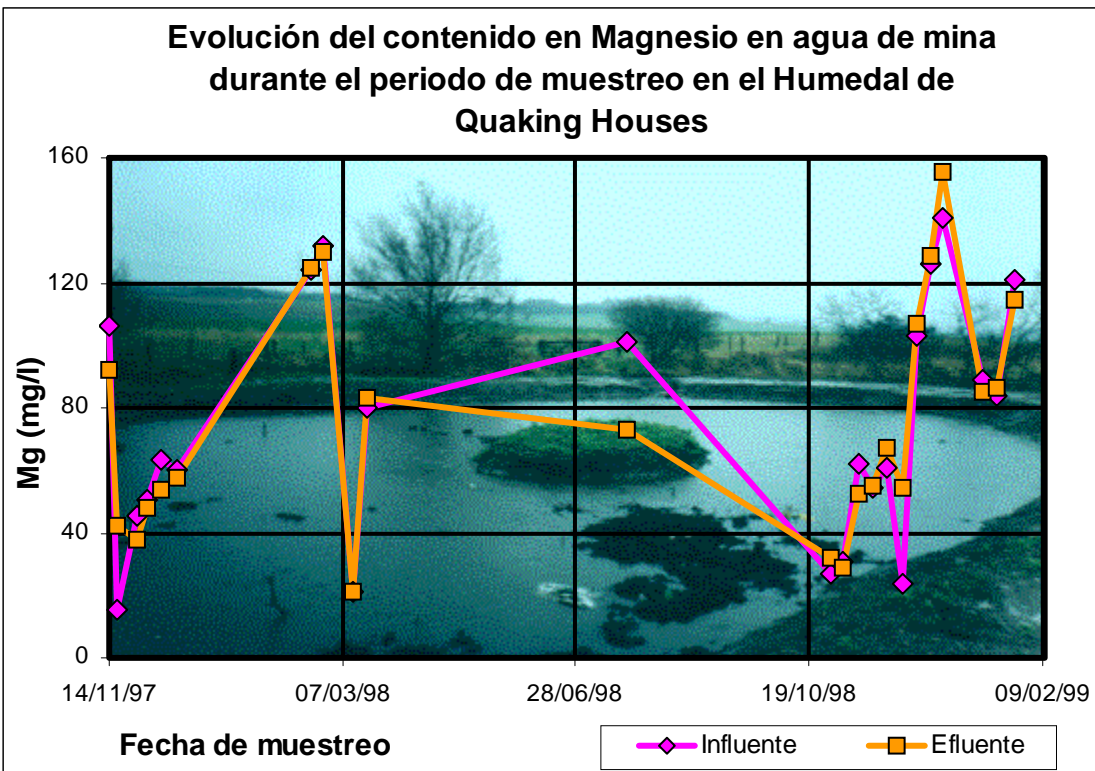
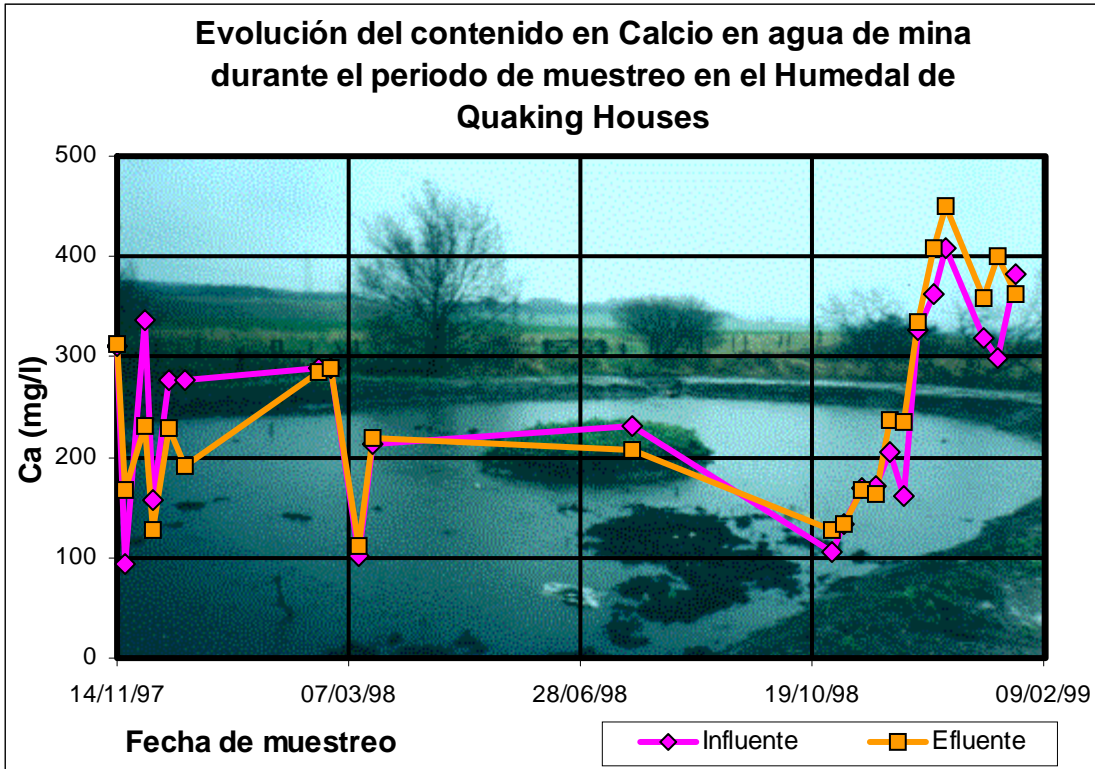


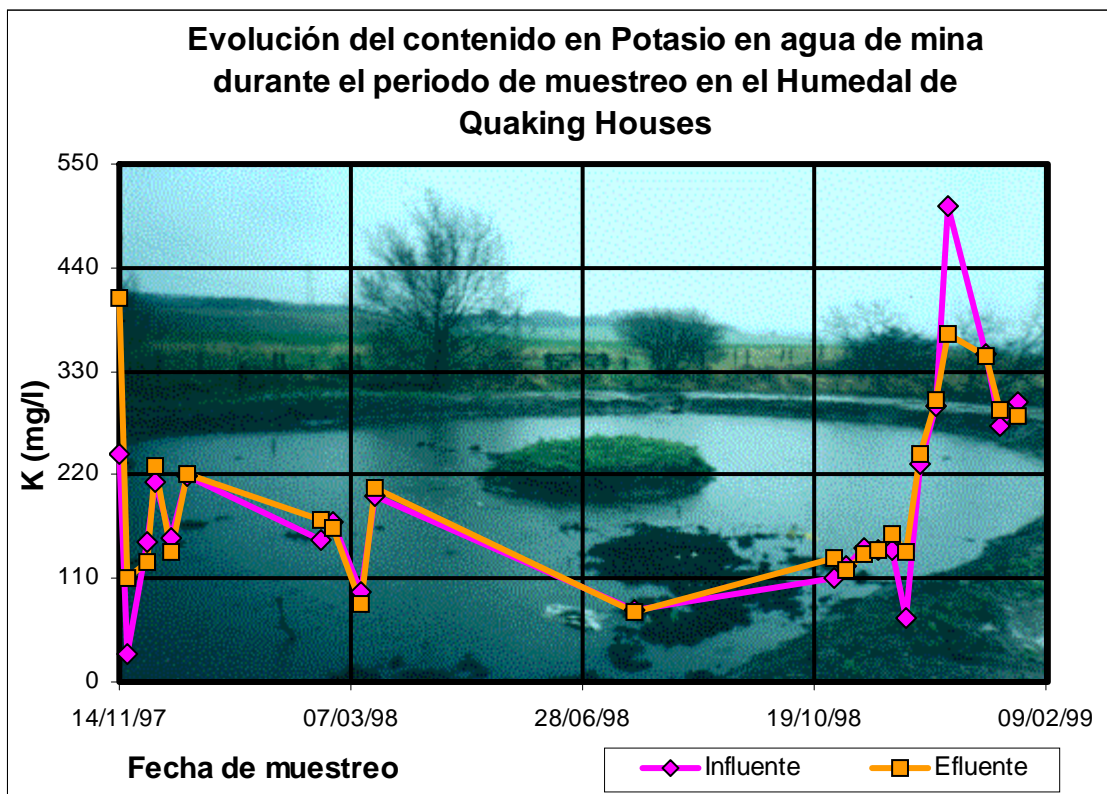
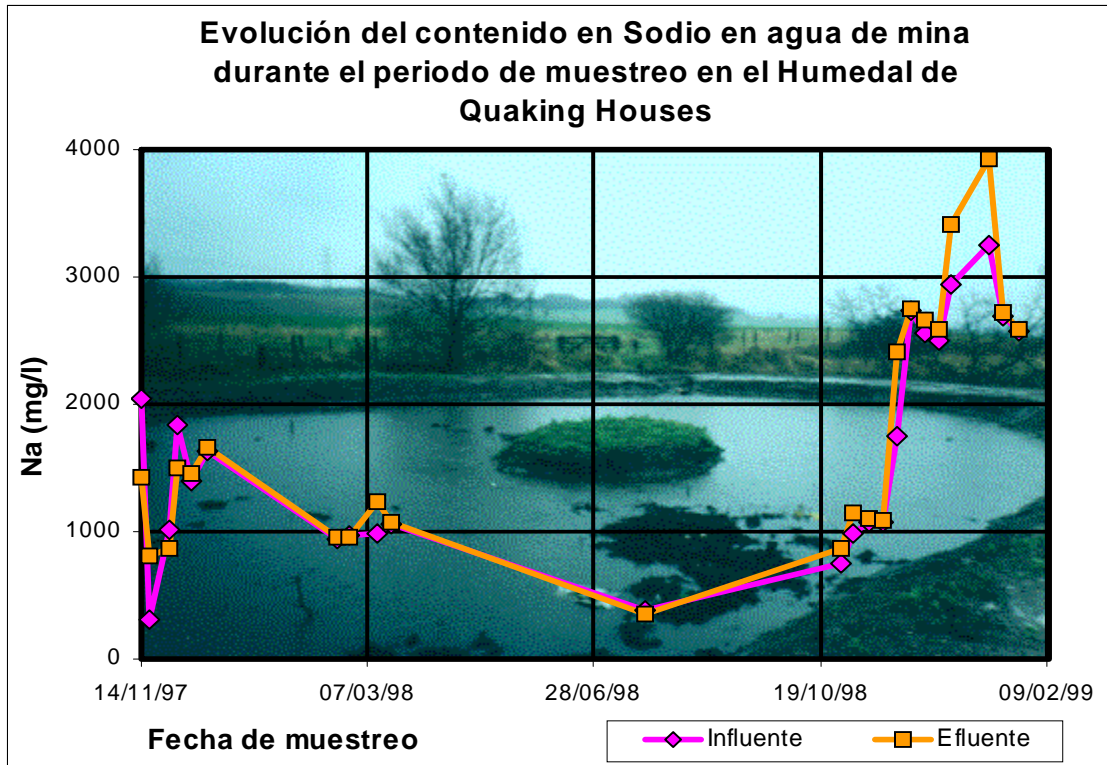


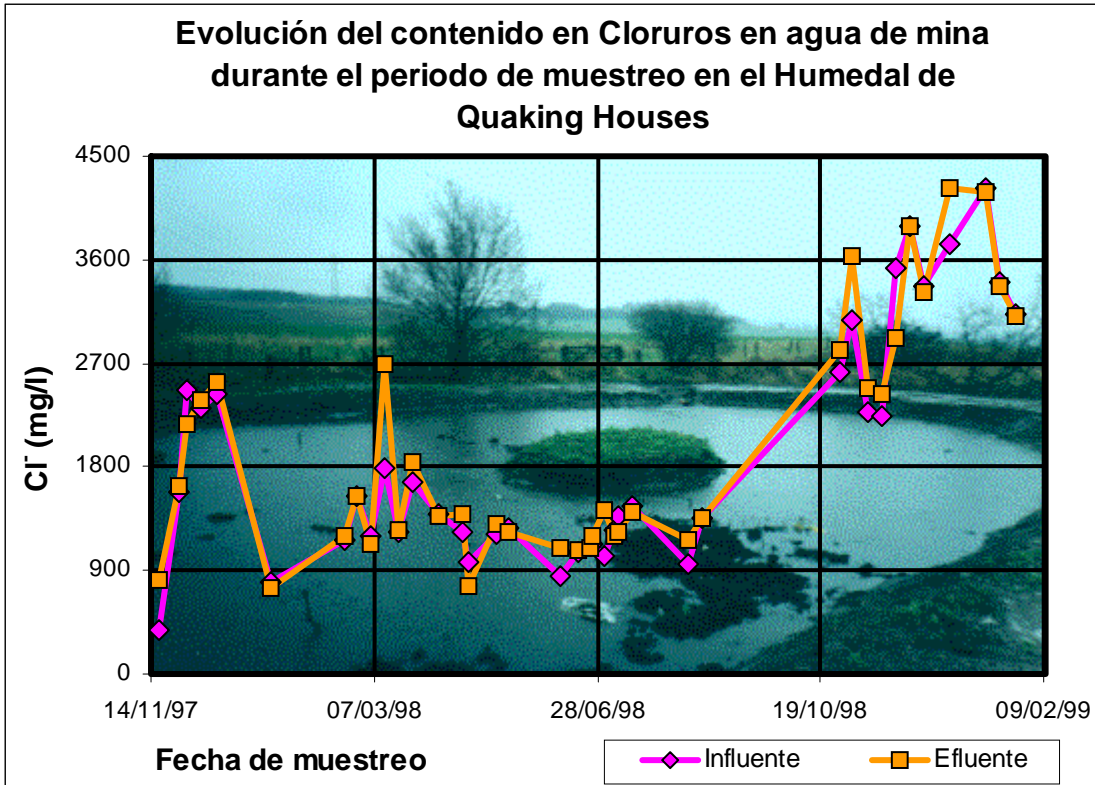








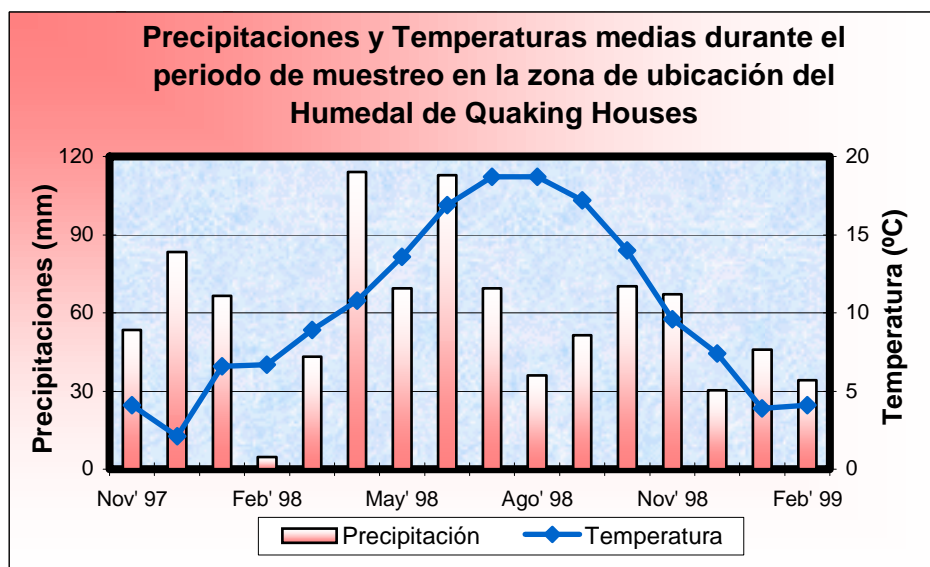


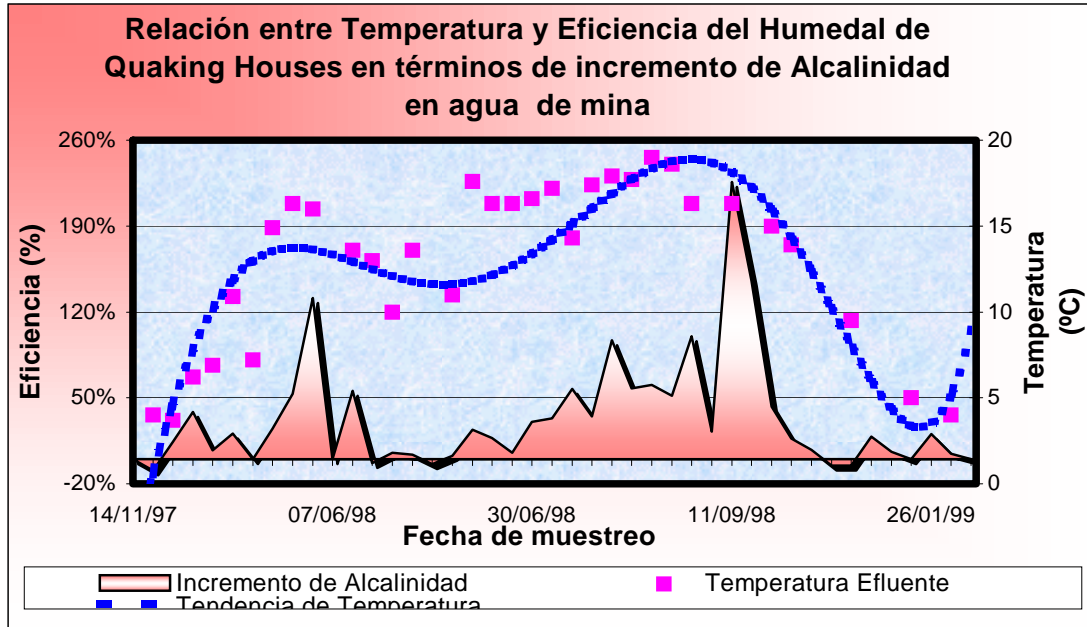




CONDICIONES CLIMÁTICAS EN COUNTY DURHAM	Precipitaciones medias (mm)			Temperaturas medias (°C)	
	1997	1998	Media periodo 1971-1990	1997	1998
Enero	14,2	66,5	45,8	1,3	6,6
Febrero	46,1	4,7	34,3	1,4	6,7
Marzo	12,6	43,2	42,3	2,6	8,9
Abril	8,2	114,1	46,2	4,2	10,8
Mayo	56,4	69,5	51,1	6,4	13,6
Junio	138,8	112,8	52,3	9,6	16,9
Julio	54,1	69,5	55,5	11,4	18,7
Agosto	32,1	36,1	67,7	11,5	18,7
Septiembre	13,8	51,4	54,8	9,9	17,2
Octubre	32,5	70,3	51,1	7,5	14,0
Noviembre	53,4	67,1	70,7	4,1	9,6
Diciembre	83,4	30,4	52,0	2,1	7,4
Precipitaciones totales en 1997: 545,2 mm					
Precipitaciones totales en 1998: 735,6 mm					

Tabla 1.3.b y Graf. 1.3.r : Datos climatológicos correspondientes al periodo de muestreo -Según “National Meteorological Office” (Inglaterra)-





Graf. 1.3.s: Relación entre temperaturas y efectividad del humedal



1.4. COSTES

El diseño adecuado y la correcta elección de los materiales ha permitido que los costes de este proyecto hayan resultado ser bastante reducidos. En la Tabla 1.4 se recogen los costes correspondientes a cada una de las fases de la construcción del humedal. El mayor volumen de la inversión lo ha supuesto el alquiler y operación de maquinaria y en segundo lugar, los salarios de ingenieros y otros profesionales. Dado que el humedal de Quaking Houses es el primero de sus características realizado en el NE de Inglaterra, es lógico pensar que ello haya prolongado el periodo de diseño y construcción (Jarvis, A.P., 1998).

Puesto que el coste total del proyecto asciende a unas 18.000 libras esterlinas (unos 4.5 millones de pesetas), y dado que la superficie total del humedal es de 440 m², se tiene un coste medio aproximado de £41/m² (alrededor de unas 10.000 pts/m²), lo que comparado con otros ejemplos de humedales construidos con anterioridad, supone una cifra muy aceptable (Jarvis, A.P., 1998).



MATERIALES	CANTIDAD	COSTE (LIBRAS)
Ceniza volante	614 ton.	2511
Estiércol de vaca	60 ton.	295
Compost municipal	49 ton.	235
Estiércol de caballo	50 ton.	245
Caliza	31 ton.	258
Grava	11 ton.	110
pedra	10 ton.	129
Tuberías/albañilería	10 ton.	955
Suelo vegetal	64 ton.	370
Diseño/ingeniería	6 meses (tiempo parcial)	4000
Alquiler y operación de maquinaria	7 semanas	8880
TOTAL		17988

Nota: Los costes del estiércol corresponden únicamente a los gastos asociados a su transporte

Tabla. 1.4: Costes de la ejecución del proyecto de humedal de Quaking Houses (según Jarvis, A.P., 1998)

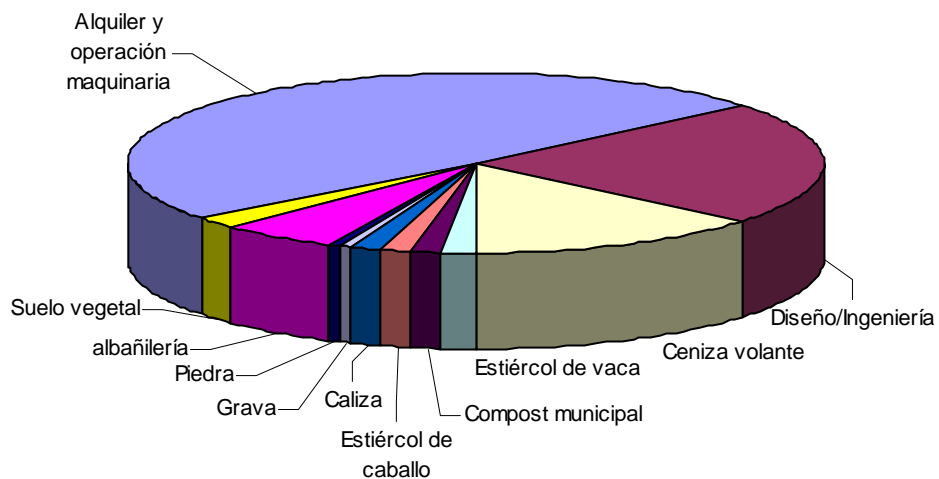


Fig. 1.4: Desglose de costes de la ejecución del humedal de Quaking Houses



1.5. CONCLUSIONES

Se puede concluir que el tratamiento de tipo pasivo para el agua de mina contaminada constituye un sistema eficaz a largo plazo para evitar la polución de cauces superiores, cuya principal ventaja es su relativamente bajo coste de construcción y mantenimiento. En el caso de la descarga de Quaking Houses que se ha tratado aquí, el humedal empleado para su tratamiento ha sido proyectado con una vida útil de unos 25 años sin apenas coste de mantenimiento.

Se ha podido apreciar una lógica correlación entre las temperaturas de influente y efluente y las temperaturas ambientales, así como una variación estacional de la eficiencia del sistema. Obviamente, el caudal de entrada al sistema depende directamente de la intensidad de las precipitaciones.

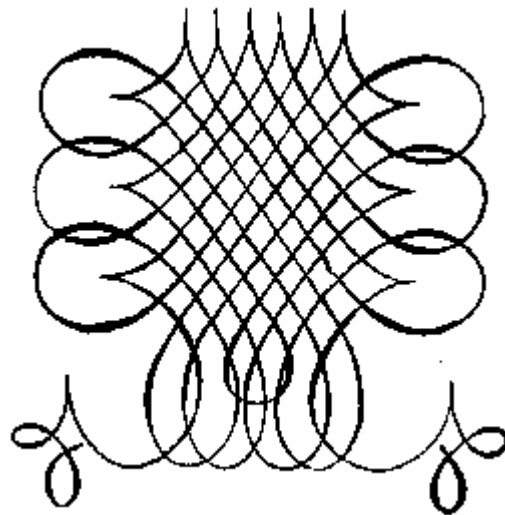
El **pH** del efluente se mantiene próximo a la neutralidad y alrededor de una unidad superior al del influente. La **acidez** se ve reducida de forma importante en el humedal, exceptuando los meses de invierno. La **alcalinidad** generada se ve muy afectada por los cambios estacionales.

Los contenidos en **hierro** total y **aluminio** son reducidos dentro del humedal en un promedio de 65% y 75%, respectivamente, hasta alcanzar valores no preocupantes. La concentración de sulfatos del influente no alcanza valores alarmantes en absoluto, pero ésta no es reducida en el interior del humedal. Ello puede deberse a que, tal como demuestran las escasas medidas de Potencial Redox realizadas, no se han alcanzado condiciones muy reductoras en su interior.



Este se puede considerar un proyecto ejemplar por ser pionero entre los de este tipo y por haber integrado en su ejecución una labor multidisciplinar. Se ha podido contar en todo momento con la desinteresada colaboración de los vecinos de la comunidad de Quaking Houses, así como de otras muchas organizaciones que han apoyado la labor de ingeniería representada por la Universidad de Newcastle upon Tyne. Se han visto involucrados artistas en la construcción, entre otras cosas, de un puente sobre el humedal diseñado especialmente para personas discapacitadas. Todo ello, junto con la idea en la totalidad del proyecto del aprovechamiento de residuos (PFA, estiércol, compost, etc) al mínimo coste y máxima eficacia, constituye un modelo educativo medioambiental.

En 1998 le fue concedido el premio Henry Ford European Conservation Award, en su sección “Conservation Engineering”, a la Quaking Houses Environmental Trust por su labor en el desarrollo de un humedal construido para mejorar la calidad del Stanley Burn.



Conclusiones Generales



CONCLUSIONES GENERALES

Como consecuencia de la realización de experiencias de laboratorio de diversa índole y de su aplicación a la ejecución de sistemas de campo reales y a diferente escala, se deducen las siguientes conclusiones:

1. CALIDAD DE AGUAS

- ❖ A partir de las experiencias realizadas en sistemas de tratamiento pasivo a escala de laboratorio, en las reducciones de acidez protónica y contenido en sulfatos y metales experimentadas por el agua tratada, se observa un periodo transitorio inicial que finaliza con una estabilización de las mismas. Además, se puede decir que en todas las experiencias realizadas se consigue una reducción satisfactoria de la acidez protónica del agua, alcanzándose valores próximos a un pH neutro.

- ❖ Fijada una determinada superficie de tratamiento, los resultados en cuanto a calidad del agua mejoran con el aumento de tiempo de residencia (disminución de caudal) hasta un cierto límite, a partir del cual la reducción es poco significativa, ya que la relación entre tiempo de retención y mejora de calidad del efluente, aún siendo siempre positiva, no es lineal sino que termina aproximándose asintóticamente a una recta de eficacia constante.



- ❖ En las primeras experiencias de laboratorio realizadas, una vez establecidas condiciones de anaerobiosis, se ha encontrado que la reducción de sulfatos es más elevada cuando se emplean como sustratos orgánicos el estiércol de pollo y el compost. La reducción de sulfatos en el agua también es mejorada con la adición de bentonita o lodo de depuradora. Con estos sustratos se consiguen también buenas reducciones de metales, exceptuando los casos de Fe y Mn, cuya disminución está asociada a tratamientos de tipo aerobio.
- ❖ Existe una importante correlación entre el pH del efluente y el porcentaje de reducción elemental alcanzada por el mismo. Esta relación se ha estudiado en el caso del Mn, cuyo contenido se ha conseguido reducir mediante acción biótica, aún sin alcanzar los elevados valores de alcalinidad que necesita la reducción abiótica.

2. SUSTRATOS

- ❖ Los sustratos empleados para el tratamiento ven incrementados de forma importante sus concentraciones en metales, una vez finalizadas las experiencias. A pesar de la elevada variabilidad observada, se puede afirmar que el balance de materia (reducción del contenido de metales en el agua frente a su incremento en el sustrato) se mantiene en líneas generales y la correspondencia entre la reducción de contenidos elementales alcanzada en el agua tratada con respecto a la original y el incremento de tales contenidos en el sustrato que dicho agua atravesó durante toda la experiencia es, en algunos casos, bastante clara.



- ❖ Se considera al compost como sustrato ideal para tratamiento del agua de mina estudiada por reunir varias propiedades satisfactorias como son: eficacia en la reducción de sulfatos y metales, buena conductividad hidráulica, fácil disponibilidad e idoneidad para ser utilizado como soporte de vegetales. Por el contrario, el estiércol de pollo resulta también eficaz, pero posee una baja conductividad hidráulica, una menor disponibilidad y cede al efluente tratado una mayor carga orgánica. Problemas similares los presenta el lodo de depuradora.
- ❖ La biomasa que en condiciones naturales se forma en un humedal, procedente de la putrefacción de materia vegetal existente en él, resulta en ambiente anaerobio, altamente eficaz para la reducción de contenido en sulfatos y metales del agua de mina.

3. EFICACIA DE LOS DISTINTOS SISTEMAS

- ❖ Con el empleo del denominado “humedal de laboratorio” se han conseguido resultados que se pueden considerar muy satisfactorios. Las importantes reducciones obtenidas en cuanto a acidez protónica, contenidos de metales y de sulfatos, incitan a la construcción de un humedal similar de mayores dimensiones en el que poder conseguir semejantes resultados. Las reducciones tienen lugar mayoritariamente en la superficie de la primera parte de la celda, hecho corroborado por la presencia de depósitos de hidróxidos de Fe sobre la superficie del sustrato orgánico de la primera parte del humedal. Se pudo comprobar, por otro lado, que el Mn, elemento difícil de eliminar, precipita una



vez lo haya hecho el Fe. En este caso también se observó un importante incremento elemental en los vegetales (especialmente los de la primera parte de la celda) y los sustratos analizados. También se comprobó la formación y deposición de yeso a la salida del depósito donde el agua está en contacto con caliza.

- ❖ Los resultados conseguidos mediante la aplicación del sistema de tratamiento mixto “ALD-cascada de oxidación-humedal” de laboratorio al agua de mina real, resultan ser satisfactorios. Se han obtenido reducciones prácticamente totales en los contenidos en acidez, sulfatos y metales, así como importantes incrementos de alcalinidad y pH.

Las mediciones de potencial Redox revelan que la existencia de condiciones reductoras en el interior del humedal condicionan su eficacia para la reducción de sulfatos, ya que si éstas no se establecen, no es posible el desarrollo de las bacterias sulfato-reductoras, tal como *Desulfovibrio*, y la concentración de sulfatos no se verá reducida. Con este sistema se ha comprobado como el sistema ALD desarrolla su función, pues es en su interior donde se produce el mayor incremento de pH y alcalinidad.

Además, el dispositivo de aireación contribuye a que el agua precipite los metales que lleve disueltos antes de penetrar en el humedal. Es por ello que en este caso no se observan precipitados metálicos (“ocre”) sobre la superficie del sustrato orgánico del humedal, que reducen su efectividad y que se habían observado antes de colocar dichos dispositivos. Los elementos hierro y aluminio son retenidos en el interior del humedal. El manganeso, cuya precipitación es



posterior a la del hierro, queda retenido en su mayoría, en la parte superficial del sustrato orgánico dispuesto en las primeras secciones del humedal.

- ❖ Si el agua que se desea tratar posee un contenido elevado en hierro férrico, aluminio y/o oxígeno disuelto, el ALD no resulta el sistema apropiado para un pretratamiento, ya que en presencia de oxígeno, el hierro se deposita en su interior recubriendo de óxidos la caliza y haciéndola inservible para generar alcalinidad y el aluminio resta permeabilidad al sistema. En ese caso resulta más efectivo otro tipo de sistema como el SAPS.
- ❖ El sistema SAPS es una eficaz alternativa a otros sistemas pasivos para el caso de aguas con elevadas concentraciones en hierro férrico, aluminio y/o oxígeno disuelto. En su interior -donde reina un ambiente reductor- se consiguen eliminar casi completamente estos elementos, así como generar suficiente alcalinidad de forma progresiva, evitando la obstrucción de la caliza.
- ❖ En conclusión, para mejorar la reducción de sulfatos se propone un diseño de humedal construido con varias celdas de tratamiento con compost como sustrato orgánico. En el caso de que el agua a tratar posea elevadas concentraciones de Mn, éste puede ser reducido en el efluente del humedal mediante su paso por un canal calizo aerobio posterior. Además existen ciertas especies de algas especializadas en la reducción de este elemento (*cianobacteria*) y cuya adición al sistema sería de gran interés.
- ❖ Mediante la aplicación de los estudios de laboratorio a la ejecución de un sistema a escala piloto *in situ*, se han podido corroborar la mayoría de las conclusiones ya expuestas. Se ha visto que los tratamientos pasivos sólo son válidos si las



concentraciones de contaminantes que el agua lleva disueltas (comunmente Fe, Al o Mn) no son excesivas. En otro caso, los sistemas híbridos que combinan varias unidades como SAPS, ALD y humedal anaerobio, resultan muy efectivos para el tratamiento.

4. CONSIDERACIONES GENERALES SOBRE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO PASIVO Y LINEAS FUTURAS

- ❖ Cuando cesa el bombeo en las minas subterráneas clausuradas, se produce un ascenso del nivel piezométrico que puede dar lugar a descargas en superficie de aguas de mina contaminadas. Estas aguas de mina suelen ser a menudo ácidas, pero esta acidez no se prolongará más allá de unas pocas décadas, por lo que se puede decir que este tipo de descargas a largo plazo serán casi siempre netamente alcalinas, con un pH casi neutro y un contenido en hierro disuelto no demasiado elevado. De acuerdo con esto, es de esperar descargas ácidas cuando el agua de mina emerge inicialmente a la superficie, y entonces es recomendable el uso temporal de sistemas activos de tratamiento hasta que la contaminación del agua se reduzca y estabilice en un valor aceptable para el uso cuasi-permanente de sistemas de tipo pasivo.
- ❖ Por otro lado, existen casos en los que se pueden generar de forma constante y persistente aguas netamente ácidas durante largos periodos de tiempo (incluso cientos de años), como ocurre en antiguas labores mineras de superficie o escombreras con estériles de mina (pirita) expuestos a la atmósfera. En ese caso,



la generación de acidez durará mientras dicha pirita siga “activa” y la aplicación de un tipo u otro de sistemas de tratamiento dependerá de las características concretas de la descarga. La construcción de un humedal anaerobio para el tratamiento de una agua de mina generada de la forma descrita (lixiviación a través de una escombrera con desechos de carbón expuestos a oxidación), que representaba un problema por sus contenidos en Fe y Al, ha resultado ser medida eficaz para la reducción de estos metales y la generación de alcalinidad. Este sistema, ubicado en la villa de Quaking Houses (Inglaterra), se ve afectado, como todos los de tipo pasivo, por los cambios estacionales que hacen variar su eficacia.

- ❖ Los sistemas pasivos no siempre constituyen la opción preferida en el tratamiento de agua de mina. Existen factores, tales como las características de las descargas a tratar (parámetros químicos, caudal, etc.), las características de la zona donde se desea ubicar el sistema (topografía, superficie disponible, sensibilidad paisajística y medioambiental, proximidad de núcleos urbanos, etc.), los mecanismos de financiación o la aceptación de la opinión pública de la zona, entre otros, que pueden influir de forma notable en el sistema de selección del tipo de tratamiento.
- ❖ El empleo de sistemas pasivos y, en concreto, de los humedales para el tratamiento de agua ácida de mina es relativamente reciente y aún no se conoce con minuciosidad su funcionamiento, ni es posible predecir con exactitud el periodo de su vida útil, su evolución a largo plazo o las medidas de intervención necesarias en un futuro. Por otro lado, a pesar de los numerosos estudios y experiencias realizados en torno a este tema, todavía no son bien conocidos ni están bajo control los procesos que tienen lugar dentro de un humedal y con



frecuencia se considera a éste como una caja negra de la que sólo importan su influente y efluente. Es por ello que quizá el potencial de estos sistemas está infrautilizado y que se debería intentar aprovechar al máximo sus posibilidades.

Es cierto que a los humedales naturales hay que implementarlos para mejorar su capacidad depuradora, pero pese a que a los “humedales construidos” se les caracterice como una tecnología, no se debe olvidar que no se trata de una obra de ingeniería, sino de un medio natural en el que viven y desarrollan su actividad muchos organismos, de los que por otra parte depende la eficacia del sistema para fines depuradores. Es deseable por tanto, imitar en lo posible las condiciones presentes en los humedales naturales, tales como la existencia de condiciones que permitan el desarrollo de bacterias reductoras de sulfatos, vegetación vascular, etc., así como la regeneración constante de biomasa que proporciona una fuente de carbono orgánico perpetua y que los califica como “tratamientos pasivos sin mantenimiento”, aunque no debe olvidarse que ningún sistema carece por completo de mantenimiento o control.

Por último, sería interesante que los humedales construidos se pareciesen a los naturales no sólo en su interior, sino también en su parte externa, es decir, evitando construcciones de hormigón, canalizaciones, etc. para tratar de conseguir en la medida de lo posible una integración total en el entorno.

- ❖ Debe considerarse, en todo caso, la versatilidad de los sistemas pasivos, que pueden adaptarse a las necesidades de tratamiento al igual que lo hacen los sistemas de tipo activo. El hecho de que generalmente se adopten estos sistemas como medidas a largo plazo no significa que no se pueda interactuar sobre ellos si tuviese lugar algún cambio de condiciones que así lo requiriese. Los sistemas



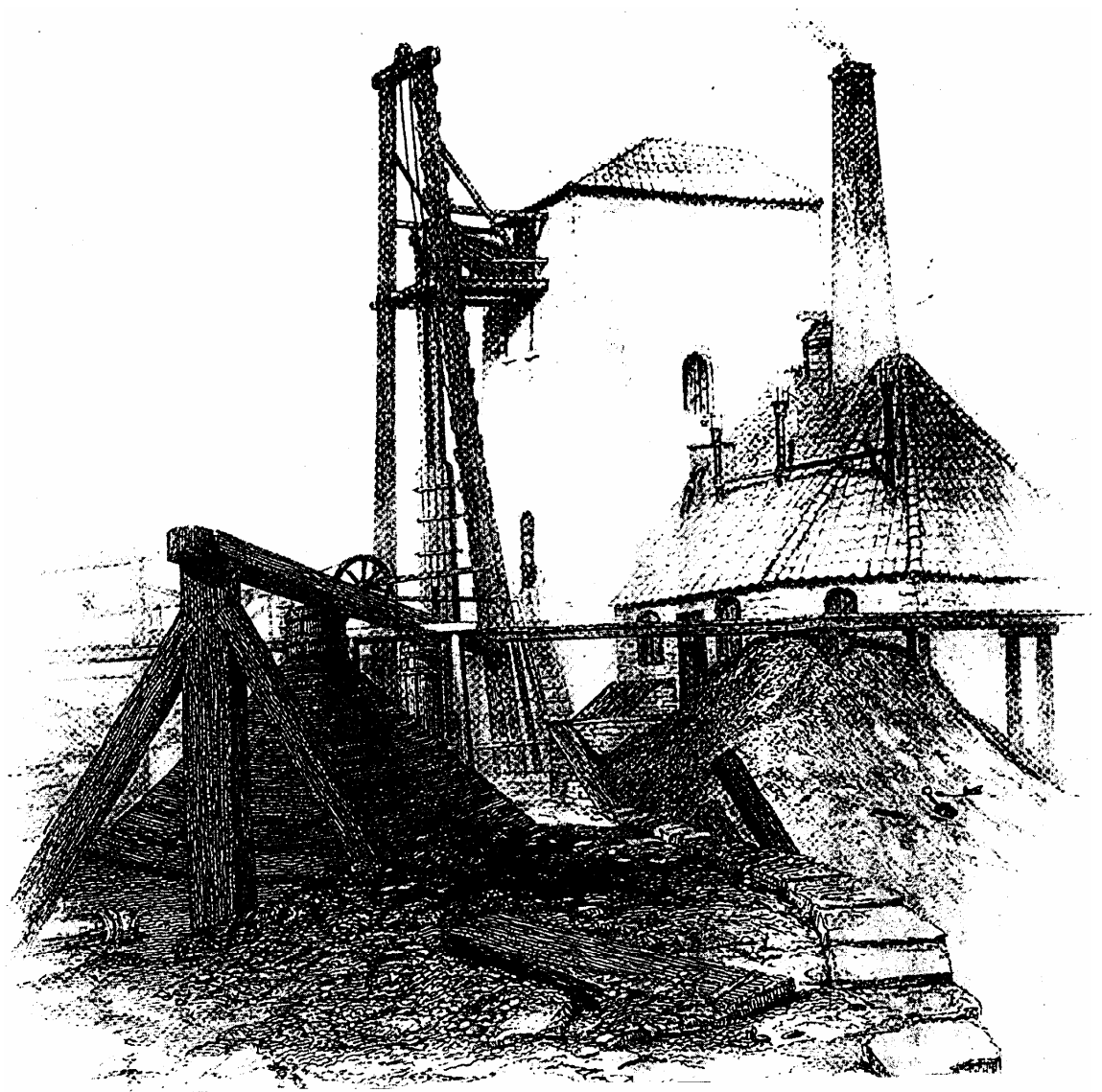
pasivos pueden constar de una o varias unidades operacionales que se combinan para constituir un sistema híbrido que se adapte mejor a las características del agua a tratar. A su vez, estos sistemas pueden ser empleados como único método de tratamiento del agua de mina, o bien ser combinados con algún tipo de sistema activo inicial, al que acompañan para completar el tratamiento del efluente antes de ser vertido. Por otro lado, son frecuentes los casos en los que en un principio no son recomendables los sistemas pasivos, o al menos de forma única, y con el paso del tiempo, y en función del progresivo cambio de la química de las descargas de agua de mina, este tipo de sistemas se convierten en la mejor alternativa de tratamiento, a largo plazo y bajo coste, de tales descargas.

En la construcción de los sistemas pasivos se suelen emplear materiales locales y de escaso valor económico, ya que frecuentemente se trata de residuos, tales como estiércol, compost, ceniza volante, etc. Por otro lado, es recomendable la implicación de la población o comunidad afectada en las sencillas labores de construcción y mantenimiento de dichos sistemas de tratamiento. Estos hechos no solo ayudan de forma importante a la reducción de costes, sino que así también se integra el concepto ecológico del reciclado de materiales de desecho y los sistemas pasivos constituyen un modelo educativo medioambiental.

- ❖ Como líneas futuras de trabajo se plantea la ardua tarea de modelización de los principales procesos que tienen lugar en el interior de los sistemas de tipo pasivo, con la seguridad de que a medida que se comprendan mejor estos procesos, más sencillo será el perfeccionamiento de su capacidad descontaminante. Por otra parte, sería interesante comprobar la eficacia a largo plazo de este tipo de sistemas, ya que las experiencias que se han realizado en



este trabajo, tanto de laboratorio como reales, corresponden a periodos de tiempo limitados. Conocida su evolución con el tiempo sería posible modificar su diseño en función de los resultados, para obtener un óptimo funcionamiento de cada una de las distintas unidades que componen un sistema pasivo, así como extraer conclusiones para futuros diseños optimizados de sistemas a escala real. Por último, y en función de la experiencia acumulada se podría elaborar y desarrollar un sistema informático experto que ayudase a la toma de decisión acerca del tipo de tratamiento más adecuado, así como sus parámetros de diseño, para posibles problemas futuros relacionados con aguas de mina.



Estación de bombeo de Friars Goose en 1844

Bibliografía



BIBLIOGRAFÍA

ACKMAN, T.E. Y KLEINMANN, R.: *In-line aeration and treatment of acid mine drainage: performance and preliminary design criteria*, Bu. Mines Inform Circ. IC-9027, (1985), p.53-61.

APHA - AWWA – WPCF: *Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales*, 1992.

AYALA CARCEDO, F. *et al.*: *Manual de restauración de terrenos y evaluación de impactos ambientales en minería*, I.T.G.E. (1989), 321 p.

BANNISTER, A.F.: “Lagoon and reed-bed treatment of colliery shale tip water at Dodworth, South Yorkshire”, en *Proceedings of “Minewater Treatment using Wetlands”*, CIWEM (The Chartered Institution of Water and Environmental Management) National Conference, University of Newcastle, Newcastle Upon Tyne, 1997.

BARNES, H.L. Y ROMBERGER, S.B.: “The chemical aspects of acid mine drainage”, *Journal of the Water pollution Control Federation*, Vol. 40, (1968), pp. 371-384.

BEAUMONT, D.: *Site Investigation Report*, Morrison Industrial Estate, Annfield Plain, Autorizado por Durham County Council, Inglaterra, 1991.



- BOORMAN, S. Y D.M. WATSON: “Chemical processes in abandoned sulphide tailings dumps and environmental implications for northeastern New Brunswick”, *CIM Bulletin*, Inglaterra, (1976), pp. 87-96.
- BRANT, D.L. Y ZIEMKIEWICZ, P.F.: *Passive removal of manganese from acid mine drainage*. 1997 National Meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation, Austin, Texas, 1997.
- BRODIE, G.A.: “Treatment of acid drainage using constructed wetlands experiences of the Tennessee Valley Authority”, en *Proc. of the Nat. Symp. On Mining*, D.H. Graves (Edit.), Univ. Kentucky, USA, (1990), p.77-83.
- BRODIE, G.A., BRITT, C.R, TOMASZEWSKI, T.M Y H. N. TAYLOR: “Use of passive anoxic limestone drains to enhance performance of acid drainage treatment wetlands”, en *Reclamation 2000: Technologies for success (Proceedings of the 1991 annual meeting of the American Society for Surface Mining and Reclamation)*, Bowden (eds), American Society for Surface Mining and Reclamation, Durango, USA, (1991), pp. 211-222.
- BROOKS, R.P., SAMUEL, D.E. Y HILL, J.G. (Edits.): *Wetlands and water management on mined lands*, The Pennsylvania State Univ., University Park, 1985.
- BROWN, M.M.E., ATKINSON, K., WILKINS, C. Y NORTON, P.J: “Contaminated mine water amelioration. Study of a long established natural wetland”, *5th.Mine Water Congress*, Nottingham.V.2, (1994), p.499-519.



CARUCCIO, F.T. Y G. GEIDEL: “Acid drainage: the problem and its solutions”, en F.T. Caruccio, V.P. Evangelou, G. Geidel (eds): *Workshop 5 – Acid mine drainage: the problem and its solution*, International land reclamation and mine drainage conference and third international conference on the abatement of acidic drainage, US Bureau of Mines, Pittsburgh, PA, USA, 1994.

CLARKE, LEE B.: “Coal mining and water quality”, *IEA Coal Research*, IEACR/80, July 1995, 99 pp.

CROWDER, A.A., BRISTON, J.M., KING, M.R. Y VANDERKLOF, S.: “The aquatic macrophytes of some lakes in southeastern Ontario”, *Naturaliste Can.*, (1977), 104: 457-464.

CUMMING, JONATHAN R. Y A. BRIAN TOMSETT: “Metal tolerance in plants: signal transduction and acclimation mechanisms”, en *Biogeochemistry of trace metals*, (1991), pp. 401-428.

DE VEGT, A.L., BAYER, H.G. Y C.J. BUISMAN: “Biological sulfate removal and metal recovery from mine waters”, *Mining engineering*, (1998), pp. 67-71.

DÍAZ GONZÁLEZ, T.E.: “La vegetación de los humedales. Selección de plantas”, *Seminario sobre “Depuración de aguas de tormenta, residuales, urbanas y de mina, por humedales naturales y construidos”*, E.T.S.I.M.O., 1995.

DIZ, H.R.: “The selective oxide system: acid drainage treatment that avoids the formation of sludge”, *Mine Water and the Environment*, International Mine Water Association, 1998.



DUBROVSKY, N.M., MORIN, K.A., CHERRY, J.A. Y D.J.A. SMITH: *Uranium tailings acidification and subsurface movement in a sand aquifer*, Water Poll. Res. J., Canadá, 1984.

DUNHAM, K.C.: “Geological setting of the useful minerals in Britain”, en *Proceedings R. Soc.*, A339, (1974), pp. 273-288.

EDWARDS, P.J., BOLTON, C.P., RANSON, C.M. Y A.C. SMITH: “The River Pelenna minewater treatment project”, en *Proceedings of “Minewater Treatment using Wetlands”*, CIWEM (The Chartered Institution of Water and Environmental Management) National Conference, University of Newcastle, Newcastle Upon Tyne, 1997.

ENVIRONMENT AGENCY: *Wheal Jane: A clear improvement*, Environment Agency, South West region, Inglaterra, 1996.

ENVIRONMENT AGENCY: *Restoring minewater polluted rivers in Wales*, Environment Agency, Neath Port Talbot County Borough Council, Inglaterra, 1997.

FERNÁNDEZ RUBIO, R., FERNÁNDEZ LORCA, S. Y ESTEBAN ARLEGUI, J.: *Abandono de minas. Impacto hidrológico*, ITGE, Madrid, (1986), 267p.

FERNÁNDEZ RUBIO, RAFAEL: “Efecto sobre las aguas subterráneas de las actividades mineras. Medidas de prevención”, *Jornadas sobre análisis y evolución de la contaminación de aguas subterráneas en España*, Curso Internacional de Hidrol. Subterránea, Vol. 2, Barcelona, (1981), pp. 579-601.



FERNÁNDEZ RUBIO, RAFAEL: “Tratamiento biológico de aguas en pantanales”, *Tecno-ambiente*, Seminario sobre “Depuración de aguas de tormenta, residuales, urbanas y de mina, por humedales naturales y construidos”. E.T.S.I.M.O., (1995), pp.37-44.

FROSTMAN, T.M.: “A Peat/Wetland Treatment Approach to Acidic Mine Drainage Abatement”, en MOSHIRI, G.A.: *Constructed wetlands for quality improvement*, Chapter 20, Lewis publishers, (1993), p. 197-200.

GARCÍA, JOAN, RUÍZ, A. Y X. JUNQUERAS: “Depuración de aguas residuales urbanas mediante humedales construidos”, *Tecnología del agua*, Vol. 165, (1997), pp. 58-65.

GONZÁLEZ LASTRA, M. Y LOREDO, J.: “Utilización de humedales para el tratamiento de aguas ácidas de mina: Procesos que tienen lugar en el humedal”, *Tecnología del Agua*, Año XV, nº134, (1995), p.41-48.

GRANT, W.D. Y LONG, P.E.: *Microbiología ambiental*, 1987.

GROSS, M.A., FORMICA, S.J., GANDY, L.C. Y HESTIR J.: “A Comparision of Local Waste Materials for Sulfate-Reducing Wetlands Substrate”, en MOSHIRI, G.A.: *Constructed wetlands for quality improvement*, Chapter 18, Lewis publishers (1993), p. 179-185.

GUINEA, J., SANCHO, J. Y PARÉS, R.: *Análisis microbiológico de aguas. Aspectos aplicados*, 1979.



GUNTENSPERGEN, G.R., STERNS, F. Y J.A. KADLEC: “Wetland vegetation”, en *Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural*, D.A. Hammer (ed), Chelsea, Lewis Publishers, MI, USA, (1989), pp. 73-88.

HALLETT, C.J., H.M. LAMB Y C.A. PAYNE: “The potential use of passive treatment technology for the removal of uranium from minewaters – an assessment of solid-aqueous equilibria”, en *Proceedings of “Minewater Treatment using Wetlands”*, CIWEM (The Chartered Institution of Water and Environmental Management) National Conference, University of Newcastle, Newcastle Upon Tyne, 1997.

HAMMACK, R.W.: “The removal of sulfate and metals from mine waters using bacterial sulfate reduction: pilot plant results”, *Mine Water and the Environment*, International Mine Water Association, 1998.

HAMILTON, Q.U.I, H.M. LAMB, HALLET, C. Y J.A. PROCTOR: “Passive treatment systems for the remediation of acid mine drainage, Wheal Jane, Cornwall, UK”, en *Proceedings of “Minewater Treatment using Wetlands”*, CIWEM (The Chartered Institution of Water and Environmental Management) National Conference, University of Newcastle, Newcastle Upon Tyne, 1997.

HAMMER, D.A. (Edit.): *Constructed wetlands for wastewater treatment*, Lewis Publs., 1989.

HAMMER, D.A. Y BASTIAN, R.K.: “Wetland Vegetation”, en HAMMER, D.A.: *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Ed. (Chelsea, MI: Lewis Publishers, Inc. USA), (1989), pp. 5-19.



HEDIN, R.S.: “Passive mine water treatment in the Eastern United States”, en *Proceedings of “Minewater Treatment using Wetlands”*, CIWEM (The Chartered Institution of Water and Environmental Management) National Conference, University of Newcastle, Newcastle Upon Tyne, 1997.

HEDIN, R.S. Y NAIRN R.W.: “Contaminant Removal Capabilities of Wetlands Constructed to Treat Coal Mine Drainage”, en MOSHIRI, G.A.: *Constructed wetlands for quality improvement*, Chapter 19, Lewis publishers, (1993), pp. 187-195.

HEDIN, R.S., HAMMACK, R.W. Y D.M. HYMAN: “Potential importance of sulfate reduction processes in wetlands constructed to treat mine drainage”, en HAMMER, D.A.: *Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial, and agricultural*, Chelsea, MI, USA, Lewis publishers, (1989), pp. 774-779.

HEDIN, R.S. Y G.R. WATLAF: “The effects of anoxic limestone drains on mine water chemistry”, en *Proceedings of the international land reclamation and mine drainage conference and third international conference on the abatement of acidic drainage*, Chelsea, Vol. 1, PA, USA, US Department of the Interior, Bureau of Mines Special Publication SP 06^a-94, (1994), pp. 185-194.

HEDIN, R.S. Y NAIRN, R.W.: “Sizing and performance of constructed wetlands. Case studies”, en *Proc. of the Mining and Reclamation Conference and Exhibition*, West Virginia Univ. Publ. Services, USA, (1990), pp.385-392

HEDIN, R.S., NAIRN, R.W. Y KLEINMANN, R.L.P.: *Passive treatment of coal mine drainage*, Information Circular IC-9389, United States Department of the



Interior, Bruce Babbitt, Secretary, Bureau of Mines, Pittsburgh, PA., (1993), 35 pp.

HEDIN, R.S., WATZLAF, G.R. Y NAIRN, R.W.: “Passive treatment of acid mine drainage with limestone”, *J. Environ. Qual.*, Vol.23, n°6, USA, (1994), pp.1338-1345.

HELLIER, WILLIAM W.: “Abatement of acid mine drainage by capping a reclaimed surface mine with fluidized bed combustion ash”, *Mine Water and the Environment*, International Mine Water Association, 1998.

HELLING, C., NITZSCHE, O., ULRICH, B. Y B. MERKELL.: “Hydrogeochemical study on a mixed tailing site”, *Mine Water and the Environment*, International Mine Water Association, 1998.

HIRST, D.M. Y K.C. DUNHAM: “Chemistry and Petrography of the Marl Slate of S:E: Durham, England”, *Economic Geology*, Vol. 58, (1963), pp 912-940.

HUNTSMAN, B.E., SOLCH, J.G. Y PORTER, M.D.: “Utilization of *Sphagnum* species dominated bog for coal mine drainage abatement”, en *Geol. Soc. Am. (91st Meeting) Abstracts*, Totonto, Ontario, Canada, (1978),. 322 p.

HYMAN, D.M. Y WATZLAF, G.R.: “Mine drainage characterization for the successful design and evaluation of passive treatment systems”, *17th Annual National Association of Abandoned Mine Lands Conference*, French Lick, USA, 1995.



INSTITUTION OF MINING AND METALLURGY & THE MINERALOGICAL SOCIETY:

Mineral deposits of Europe – Northwest Europe, Vol. 1, Londres, 1978.

JAMES, A., D.J. ELLIOT Y P.L. YOUNGER: “Computer aided design of passive treatment systems for minewaters”, en *Proceedings of “Minewater Treatment using Wetlands”*, CIWEM (The Chartered Institution of Water and Environmental Management) National Conference, University of Newcastle, Newcastle Upon Tyne, 1997.

JARVIS, A.P. Y P.L. YOUNGER: *Design, construction and performance of a full-scale compost wetland for mine spoil drainage treatment, Quaking Houses, UK*, submitted to Journal CIWEM, Newcastle, Inglaterra, 1998.

JARVIS A.P.: “Towards a complete methodology for mine water impact assessment and site remediation”, en *Proceedings of “Minewater Treatment using Wetlands”*, CIWEM (The Chartered Institution of Water and Environmental Management) National Conference, University of Newcastle, Newcastle Upon Tyne, 1997.

JARVIS, A.P. Y P.L. YOUNGER.: “Dominating Chemical factors in mine water induced impoverishment of the invertebrate fauna of two streams in the Durham coalfield, U.K.”, *Chemistry and Ecology*, Vol. 13, (1997), pp. 249-270.

KADLEC, R.H. Y KNIGHT, R.L.: *Treatment wetlands*, CRC Press, (1995), 893p.

KEPLER, D.A. Y MCCLEARLY, E.C.: “Successive alkalinity producing systems (SAPS) for the treatment of acidic mine drainage”, en *Proceedings of the International Land Drainage and Reclamation Conference and the Third International*



Conference on the Abatement of Acidic Drainage, Pittsburgh, Vol.1: Mine Drainage, US Bureau of Mines Special Publication SP 06A-94, (1994), pp 195-204.

KHATTAK, RIAZ A. Y A.L. PAGE: “Mechanism of manganese adsorption on soil constituents”, en *Biogeochemistry of trace metals*, (1991), pp. 401-428.

KIM, A.G., HEISEY, B.S., KLEINMANN, R. Y DEUL, M.: *Acid mine drainage: control and abatement research*, BuMines Inform. Circ., V. IC-8905, (1982), 22 p.

KLEINMANN, R.L.P. Y WATZLAF, G.R.: “Should the effluent limits for manganese be modified?”, *1988 Mine Drainage and Surface Mine Reclamation Conference*, Bureau of Mines and Office of Surface Mining Reclamation and Enforcement, Pittsburgh, PA, 1988.

KLEINMANN, R.L.P., TIERNAN, T.O., SOLCH, J.G. Y HARRIS, R.L.: “A low-cost, low-maintenance treatment system for acid mine drainage using Sphagnum moss and limestone”, en *Proc. of the 1983 Symp on Surface Mining. Hidrology, Sedimentology and Reclamation*, University of Kentucky, Lexington. KY., (1983), pp.241-245.

KLEINMANN, Robert.: “Acid mine water treatment using engineered wetlands. Acid Mine Water in Pyritic Environments”, en *Intern. Symposium Proceedings*, Lisboa, Portugal, (1990), pp. 269-276.

KONDOS, P.D., MACDONALD, R.J.C. Y ZINCK, J.M.: “Studies on the removal of heavy metals from acidic mineral effluents” en *Proceedings of 2nd. Intern. Conference on the Abatement of Acidic drainage*, Montreal, Canadá, Vol 2, (1991), pp.47-59.



LAINE, D.M.: “The treatment of the pumped minewater discharge at Woolley Colliery, West Yorkshire”, en *Proceedings of “Minewater Treatment using Wetlands”*, CIWEM (The Chartered Institution of Water and Environmental Management) National Conference, University of Newcastle, Newcastle Upon Tyne, 1997.

LEPP, NICHOLAS W: “Uptake and accumulation of metals in bacteria and fungi”, en *Biogeochemistry of trace metals*, (1991), pp. 277-298.

LLAMAS MADURGA, M.R.: “Notas sobre peculiaridades de los sistemas hídricos de las zonas húmedas”, en *Monografías de la Dirección del Medio Ambiente*, MOPU, (1984), pp: 77-85.

LOREDO, J., ORDÓÑEZ, A Y F.PENDÁS: “Tratamiento de aguas de mina mediante sistemas pasivos”, *Ingeniería Química*, Vol. 353, Enero 1999, pp. 167-178.

MAILLACHERUVU, K.Y., PARKIN, G.F., PENG, C.Y., KUO, W.C., OONGE, Z.I. Y LEBDUSCHKA: “Sulfide toxicity in anaerobic systems fed sulfate and various organics”, *Water Environment Research*, Vol. 65, N° 2, (1993), pp.100-108.

MARKERT, BERND: “Multi-element Analysis in plant Materials – Analytical tools and biological questions”, en *Biogeochemistry of trace metals*, (1991), pp. 401-428.

MARTÍNEZ DE SOUSA, J.: *Diccionario de ortografía técnica. Normas de metodología y presentación de trabajos científicos, bibliológicos y tipográficos*, Madrid, Fundación Germán Sánchez Ruipérez, 1987 (Biblioteca del Libro).



MCGINNESS, S., L.S. SANGER Y K. ATKINSON: “The care and feeding of constructed wetlands”, en *Proceedings of “Minewater Treatment using Wetlands”*, CIWEM (The Chartered Institution of Water and Environmental Management) National Conference, University of Newcastle, Newcastle Upon Tyne, 1997.

MEANS, JEFFREY L. Y ROBERT E. HINCHEE: *Emerging technology for bioremediation of metals*, Lewis Publishers, Florida, USA, 1994

MOSHIRI, G.A. (Edit.): *Constructed wetlands for water quality improvement*, Lewis Publs., 1993.

MUDDER, T. SCOTT, M., COX, A., MCWHARTER, D. Y RUSSELL, L.: “Lab evaluation of an alternative heap-leach pad closure method”, *Mining Engineering*, (1995), pp. 1007-1014.

NORTON, P.J.: “The control of acid mine drainage with wetlands. Mine water and the environment”, *J. Int. Mine Water Assoc.*, 11(3), (1992), pp.27-34.

NRA, 1996. Environmental assessment of selected abandoned minewaters. Report of the National Rivers Authority, Northumbria and Yorkshire Region. Leeds, 54 pp.

ORDÓÑEZ, A., LOREDO J. Y F. PENDÁS: “Experimental aerobic-anaerobic wetland at laboratory scale to treat mine water”, *Water Environment Federation’s 72nd Annual Conference & Exposition, WEFTEC’98*, Orlando, Florida, USA, 1998.



ORDÓÑEZ, A., LOREDO, J. Y F. PENDÁS: “Interés de la utilización de sistemas pasivos para el tratamiento de efluentes, en relación con el cierre de minas de carbón en Asturias y León”, *X Congreso Internacional de Minería y Metalurgia*, Vol. 5, Valencia, (1998), pp. 275-292.

ORDÓÑEZ, A., YOUNGER, P.L. Y A.P. JARVIS: “Depuración de agua de mina mediante humedal en U.K.”, *X Congreso Internacional de Minería y Metalurgia*, Vol. 5, Valencia, (1998), pp. 307-317.

ORDÓÑEZ, A.: *Tratamiento pasivo de aguas ácidas de mina. Experiencias de laboratorio*, Proyecto de Investigación, E.T.S.I.M.O., Universidad de Oviedo, 1997.

ORELLANA, ERNESTO: *Diccionario Inglés-Español de las Ciencias de la Tierra*, Interciencia, Madrid, 1967.

PENDÁS FERNÁNDEZ, Fernando: “Hidrología e Hidrogeología de los humedales”, *Seminario sobre “Depuración de aguas de tormenta, residuales, urbanas y de mina, por humedales naturales y contruidos”*. E.T.S.I.M.O., 1995.

PENDÁS, F., LOREDO, J. Y A. ORDÓÑEZ: “El futuro de los huecos mineros: corrección de la contaminación de las aguas y posibilidades de utilización del hueco”, *Reunión Científico-Técnica sobre “El agua en el cierre de Minas”*, E.T.S. Ingenieros de Minas, Universidad de Oviedo, 1998.

PRICE, K.R.: “Wetland design and construction beyond the concept – practicalities of implementation”, en *Proceedings of “Minewater Treatment using Wetlands”*,



CIWEM (The Chartered Institution of Water and Environmental Management)
National Conference, University of Newcastle, Newcastle Upon Tyne, 1997.

PRITCHARD, JAMES: *Leachate release from a large body of contaminated land: Morriston Busty spoil heap, County Durham*, Dissertation submitted for the degree of MSc in Groundwater Engineering, Department of Civil Engineering, University of Newcastle-Upon-Tyne, 1997.

PULFORD I.D.: “A review of methods to control acid generation in pyritic coal mine waste”, en *Land reclamation – An end to dereliction*, Third International Conference on land reclamation, Cardiff, UK, Elsevier, London, UK, (1991), pp. 269-278.

RAMÍREZ MASFERRER, J.A.: *Tratamiento de aguas de mina mediante sistemas pasivos*, Tesis Doctoral, 1995

RAMÍREZ MASFERRER, J.A.: “Tratamiento de aguas de mina mediante sistemas pasivos. Combinación de sistemas de neutralización y oxidación”, *Tecnología del agua*, Vol. 162, (1997), pp. 17-27.

RANSON, C.M. Y P.J. EDWARDS: “The Ynysarwed experience: active intervention, passive treatment and wider aspects”, en *Proceedings of “Minewater Treatment using Wetlands”*, CIWEM (The Chartered Institution of Water and Environmental Management) National Conference, University of Newcastle, Newcastle Upon Tyne, 1997.



RESTREPO, J. I., MONTOYA, A.M. Y J. OBEYSEKERA: “A wetland simulation module for the MODFLOW ground water model”, *Ground Water*, Vol. 36, No. 5, (1998), pp. 764-770.

RIBET, I., PTACEK, C.J., BLOWES, D.W. Y J.L. JAMNOR: “The potential for metal release by reductive dissolution of weathered mine tailings”, *Journal of Contaminant Hydrology*, Vol. 17, Inglaterra, (1995), pp. 239-273.

ROUSSEL, C., BRIL, H Y A. FERNÁNDEZ: “Hydrogeochemical survey and mobility of As and heavy metals on the site of a former gold mine (Saint-Yrieix mining district, France)”, *Hydrogéologie*, Vol. 1, (1998), pp. 3-12.

SENGUPTA, M.: *Environmental impacts of mining: monitoring restoration and control*, Boca Ratón, FL, USA, Lewis Publishers, (1993), 508 p.

SILVER, M.: “Biology and Chemistry of Generation, Prevention and Abatement of Acid Mine Drainage”, en HAMMER, D.A.: *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*, Ed. (Chelsea, MI: Lewis Publishers, Inc. USA), (1990), pp.753-759.

SKOUSEN, J., POLITAN, K., HILTON, T. Y MEEKS, A.: *Acid mine drainage treatment systems: Chemicals and costs*, *Green Lands* 20, (1990), pp.31-37.

SKOUSEN, J.G., PHIPPS, T.T., FLETCHER, J: “Acid mine drainage treatment alternatives”, en: *Land Reclamation: advances in research and technology – proceedings of the International symposium*, Nashville, American Society of Agricultural Engineers, USA, (1992), pp. 297-303.



SMART, M.: *Proc. Int. Conf. Conserv. Wetlands and Waterflow. Heiligenhafen 1974*, I.W.R.B., Slimbridge, 1976.

TURNER, D. Y MCCOY, D.: “Anoxic alkaline drain treatment system, a low cost acid mine drainage treatment alternative” en D.H. GRAVES (Edit.): *Proc. Of the National Symp. On Mining*, Lexington, Univ. Kentucky, (1990), pp.73-75.

U.S. BUREAU OF MINES (Edit.): “Mine drainage and surface mine reclamation”, *Mine water and mine waste*, Bureau of Mines Inf. Circ. IC9183, Vol.1, U.S. Dep. Of the Int., Bureau of Mines, Washington, 1988.

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY.: *Design manual: Neutralization of acid mine drainage*, USEPA Rep. 600/2-83-001, Industrial Environ. Res. Lab., Cincinnati, USA, 1998.

UK DoE – UK DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT: *Technical review of the stability and hydrogeology of mineral works*, London, UK, HMSO, vp, 1988.

VELEZ SOTO, F.: “Impactos sobre zonas húmedas naturales”, en *Monografías ICONA*, vol. 20:29, 1979.

WATZLAF, G.R. Y HEDIN, R.: “A method for predicting the alkalinity generated by anoxic limestone drains”, en *West Virginia Surface mine Drainage Task Force Symposium*, Morgantown, West Virginia, April, (1993), pp. 27-28.



WATZLAF, G.R. Y HYMAN, D.M.: “Limitations of passive systems for the treatment of mine drainage”, 17th. *Annual Conference of National Association of Abandoned Mine Land Programs*, French Lick, USA, 1995.

WATZLAF, G.R.: “Chemical Stability of Manganese and other Metals in Acid Mine Drainage Sludge”, en *Proceedings of Mine Drainage and Surface Mine Reclamation Conference*, Pittsburgh, PA., 1988.

WATZLAF, G.R.: “Effects of aluminium on anoxic limestone drains”, en *Proceedings of the West Virginia acid Mine Drainage Task Force Meeting*, Morgantown, 1996.

WATZLAF, G.R.: “Mine drainage characterization for the successful design and evaluation of passive treatment systems”, *Reunión “El agua en el cierre de Minas”*, E.T.S. Ingenieros de Minas, Oviedo, 1998.

WATZLAF, G.R.: “Passive treatment of acid mine drainage in down-flow limestone systems”, *National Meeting of the American Society for surface Mining and Reclamation*, Austin, USA, 1997.

WATZLAF, G.R.: “Passive treatment systems for the treatment of mine drainage: Anoxic limestone drains”, *Reunión Científico-Técnica sobre “El agua en el cierre de Minas”*, E.T.S. Ingenieros de Minas, Oviedo, 1998.

WATZLAF, G.R.: “Passive treatment systems for the treatment of mine drainage: Constructed wetlands”, ”, *Reunión Científico-Técnica sobre “El agua en el cierre de Minas”*, E.T.S. Ingenieros de Minas, Oviedo, 1998.



- WATZLAF, G.R.: “Passive treatment systems for the treatment of mine drainage: Reducing and alkalinity producing systems”, *Reunión Científico-Técnica sobre “El agua en el cierre de Minas”*, E.T.S. Ingenieros de Minas, Oviedo, 1998.
- WENTZLER, T.H. Y APLAN, F.F.: “Kinetics of limestone dissolution by acid waste waters”, en C.RAMPACEK (De.): *Environmental control*, Am. Inst. Of Mining, Metallurgical and Petroleum Eng., San Francisco. USA, (1972), pp.512-523.
- WIEDER, R.K., LINTON, M.N. Y K.P. HESTON: “Laboratory mesocosm studies of Fe, Al, Mn, Ca, and Mg dynamics in wetlands exposed to synthetic acid coal drainage”, *Water, Air and Soil pollution*, Vol. 51, Kluwer Academic Publishers, the Netherlands, (1990), pp.181-196.
- WIEDER, R.K., TCHOBANOGLOUS, G. Y R.W. TUTTLE: “Preliminary considerations regarding constructed wetlands for wastewater treatment”, en HAMMER, D.A. (ed): *Constructed wetlands for wastewater treatment: municipal, industrial and agricultural*, Chelsea, Lewis Publishers, MI, USA, (1989), pp. 297-301.
- WILDEMAN, T.R., SPOTTS, E., SCHAFER, W. Y J. GUSEK: *Characterisation, management and treatment of water for metal-mining operations*, International land reclamation and mine drainage conference and third international conference on the abatement of acidic drainage, Pittsburgh, PA, USA, 1994.
- YOUNGER, P.L., CURTIS, T.P., JARVIS, A.P. Y PENELL, R.: “Effective passive treatment of aluminium-rich, acidic colliery spoil drainage using a compost wetland at Quaking Houses, County Durham”, *CIWEM (The Chartered*



Institution of Water and Environmental Management) Journal, Newcastle, Inglaterra, (1997), pp. 200-208.

YOUNGER, P.L.: “Hydrogeochemistry of minewaters flowing from abandoned coal workings in the Durham coalfield” *Q.J. Eng. Geo.*, Vol. 28 (4), (1995), S101-S113.

YOUNGER, P.L.: “Minewater pollution in Britain: Past, present and future”, *Mineral Planning*, Vol.65, (1995), pp. 38-41.

YOUNGER, P.L.: “Minewater treatment using wetlands”, *Proceedings of a CIWEM National Conference. University of Newcastle*, (1997), 189 p.

YOUNGER, P.L.: “Possible environmental impact of the closure of two collieries in County Durham”, *J. Inst. Water Environ. Manage.*, Vol. 7, (1993), pp.521-531.

YOUNGER, P.L.: “The longevity of minewater pollution: a basis for decision-making”, *The Science of the Total Environment*, Elsevier Science B.V., Vol. 194/195, (1997), pp. 457-466.

YOUNGER, P.L.: “The future of passive minewater treatment in the UK: a view from the Wear catchment”, en *Proceedings of “Minewater Treatment using Wetlands”*, CIWEM (The Chartered Institution of Water and Environmental Management) National Conference, University of Newcastle, Newcastle Upon Tyne, 1997.



YOUNGER, P.L.: “Tratamiento pasivo de aguas de minas abandonadas en Gran Bretaña”, *Reunión Científico-Técnica sobre “El agua en el cierre de Minas”*, E.T.S. Ingenieros de Minas, Oviedo, 1998.

ZACHRITZ II, W.H. y Fuller, J.W.: “Performance of an artificial wetlands filter treating facultative lagoon effluent at Carville, Louisiana”, *Water Environment Research*, Vol. 65, N° 1, (1993), pp. 46-52.



DIRECCIONES DE INTERNET

- <http://ctcnet.net/scrip/amd.htm>
“Acid Mine Drainage Remediation Project”, 1999
- <http://www.buckman.com/eng/micro101/220a.htm>
BUCKMAN LABORATORIES: “Microorganisms: Algae: Oscillatoria (400x)”, 1999.
- <http://www.buckman.com/eng/micro101/220a.htm>
BUCKMAN LABORATORIES: “Microorganisms: Bacteria: Desulfovibrio – desulfuricans (1000x)”, 1999.
- <http://www.buckman.com/eng/micro101/220e.htm>
BUCKMAN LABORATORIES: “Microorganisms: Algae: Oscillatoria (1000x)”, 1999.
- <http://www.encyclopedia.com/articles/08446.html>
ENCYCLOPEDIA.com: “Results for Microspora”, 1999.
- <http://www.encyclopedia.com/articles/10570.html>
ENCYCLOPEDIA.com: “Results for protozoan”, 1999.
- http://www.enviromine.com/ard/Acid-Base%20Accounting/metal_leaching.htm
MILLS, CHRIS: “Metal Leaching Test Procedures”, 1998.



- <http://www.enviromine.com/ard/Acid-Base%20Accounting/Quality.htm>
DOWNING, BRUCE W. Y C. MILLS: “Quality assurance/quality control”, 1999.
- <http://www.enviromine.com/ard/contents.htm>
“Acid Rock Drainage at Enviromine”, 1998.
- <http://www.enviromine.com/ard/Introduction/ARD.HTM>
MILLS, CHRIS: “An Introduction to Acid Rock Drainage”, 1998.
- <http://www.enviromine.com/ard/Introduction/Natural.htm>
DOWNING, BRUCE W.: “Natural Acid Rock Drainage”, 1998.
- <http://www.enviromine.com/ard/Introduction/Trace.htm>
DOWNING, BRUCE W., GRAVEL, J. Y MILLS, C.: “Trace element Geochemistry in acid rock drainage”, 1998.
- <http://www.enviromine.com/ard/Microorganisms/roleof.htm>
MILLS, CHRIS: “The role of Micro-organisms in Acid Rock Drainage”, 1998.
- <http://www.enviromine.com/ard/Mineralogy/Petrology%20Mineralogy.htm>
SHAW, SHANNON: “Petrology and Mineralogy in ARD prediction”, 1998.
- http://www.enviromine.com/wetlands/cw_cases.htm
“Design of a wetland system to treat mine drainage at United Keno Hill Mines”, 1999.



-
- <http://www.enviromine.com/wetlands/insitu.htm>
“Use of mesocosms in a wetland removing zinc from mine drainage”, 1999.
 - http://www.enviromine.com/wetlands/nat_attn.htm
“Attenuation of contaminated mine drainage by natural wetlands”, varios casos documentados, 1998
 - <http://www.enviromine.com/wetlands/constructed.htm>
“Constructed wetlands for treatment of mine drainage”, 1998.
 - <http://www.enviromine.com/wetlands/exploration.htm>
“Reports of wetland retention of metals by exploration geologists”, varios casos documentados, 1998.
 - <http://www.enviromine.com/wetlands/risk.htm>
“Are we creting toxic wetlands?”, 1999.
 - <http://www.geocities.com/CapeCanaveral/5824/cyanokey.html>
BURKS, ROGER: “A beginner’s guide to Cyanobacteria”, 1999.
 - <http://www.nedo.geocompa.com/geocomp.html>
GEOCOMP AND ASSOCIATES, INC.: “Generation of acid mine drainage, Eliot Lake, Canada”, “Generation and remediation at Summitville, Colorado”, 1997.
 - <http://www.inbio.ac.cr/papers/insectoscr/Texto197.html>



DE LA ROSA, C.: “Familia Chironomidae”, en SOLIS, A. (ed): *Las familias de insectos de Costa Rica*, INBio, 1997.

- <http://www.nedo.go.jp/itd/grant/panf/02e.html>

NEDO: “Research cooperation project on mine drainage treatment by Biotechnology”, 1999.

- <http://www.water.wr.usgs.gov/mine/sep/contrary.html>

U.S. DEPARTMENT OF THE INTERIOR – U.S. GEOLOGICAL SURVEY: “Application of the microbial and spectral reflectance technique (MAST) to the identification of acid mine drainage at Contrary Creek, Louisa County, Virginia”, *USGS mine drainage newsletter*, No. 4, 1995.

- <http://www.water.wr.usgs.gov/mine/mar/luis.html>

U.S. DEPARTMENT OF THE INTERIOR – U.S. GEOLOGICAL SURVEY: “Impacts of acid drainage on wetlands in the San Luis Valley, Colorado”, *USGS mine drainage newsletter*, No. 4, 1995.

