

VERTIDOS TÓXICOS AL RÍO GUADIAMAR.

Propuestas técnicas para su corrección.

Trabajo de campo.

Ensayos de laboratorio.

Diseño de actuaciones.

Planes estratégicos.

Vertidos tóxicos al río Guadamar. Propuestas técnicas para su corrección
Grupo T.A.R. RNM: 159 PAIDIS

I.S.B.N. 13.: 978-84-88603-47.0
I.S.B.N. 10.: 84-88603-47.9

Impreso en España. Printed in Spain.

**ESTE TRABAJO TÉCNICO HA SIDO PATROCINADO POR EL CO-
LEGIO OFICIAL DE PERITOS E INGENIEROS TÉCNICOS INDUSTRIA-
LES DE SEVILLA.**



C.O.P.I.T.I.

VERANO 98



**RESULTADOS DE LOS 150 PRIMEROS DÍAS DE TRABAJO DEL
GRUPO T.A.R. DESPUÉS DEL VERTIDO**



LISTA DE AUTORES DEL GRUPO DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES

- Arnáiz Franco, M^a del Carmen.
- Contreras Alonso, Reyes.
- Escot Toledo, Encarnación.
- García Carmona, Rocío Reyes.
- García Martínez de Simón, Isabel.
- García Mediavilla, Beatriz.
- González Ruiz, Inmaculada.
- Gutiérrez Martínez, Francisco Javier.
- Isac Oria, Laura.
- Jiménez Pérez, Rosalía.
- Larraz Sabido, Inmaculada.
- Lebrato Martínez, Julián.
- Lebrato Martínez, Francisco.
- López Lorca, Celia María.
- Maldonado Cuevas, M^a Amparo.
- Martínez Villa, M^a Fernanda.
- Martínez Villa, M^a Jesús.
- Medialdea González, Juan Miguel.
- Montes Arjona, M^a Angeles.
- Morón Romero, M^a José.
- Picó Zoyas, Sonia.
- Rabadán González, Julio.
- Rasero del Real, Pablo.
- Ruiz Cabrera, Consuelo.
- Ruiz Madiero, Rubén.
- Vázquez González, M^a Elisa.

INDICE

1.- INTRODUCCIÓN.

2.- GRUPO DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES (T.A.R.).

3.- AREA ESTUDIADA.

3.1.- DOÑANA Y SU ENTORNO.

3.2.- HIDROLOGÍA DEL GUADIAMAR.

3.3.- EXPLOTACIÓN MINERA DE LAS PIRITAS.

4.- ACCIDENTE MINERO EN AZNALCÓLLAR. VALORACIONES.

5.- CRONOLOGÍA DEL SUCESO, ACTUACIONES Y MEDIDAS.

6.- LÍNEAS DE ACTUACIÓN.

6.1.- AGUAS.

6.1.1.- ENSAYOS DE TRATABILIDAD DELA AGUA TÓXICA.

6.1.2.- SISTEMA DE DEPURACIÓN PROPUESTO CON CARÁCTER URGENTE PARA
TRATAR EL AGUA ÁCIDA INICIAL.

6.1.3.- SIMULACIÓN DE LA EVOLUCIÓN DE LAS CONDICIONES DE LAS AGUAS
RETENIDAS EN ENTREMUROS.

6.1.4.- NUEVOS ENSAYOS DE TRATABILIDAD EN EL LABORATORIO.

6.1.4.1.- OXIDACIÓN QUÍMICA CON PERMANGANATO POTÁSICO
(K_2MnO_4).

6.1.4.4.- ENSAYOS DE TOXICIDAD EN CONTINUO.

6.1.5.- REAJUSTE DEL DISEÑO DE DEPURACIÓN INCORPORANDO LOS NUEVOS
TRATAMIENTOS.

6.1.6.- SEGUIMIENTO DE LAS ACTUACIONES EFECTUADAS POR LA ADMINISTRACIÓN EN ENTREMUROS.

6.1.6.1.- VACIADO DEL AGUA RETENIDA.

6.1.6.2.- TRATAMIENTO EN LA PLANTA PILOTO.

6.1.6.3.- TRATAMIENTO EN LA PLANTA DEPURADORA.

6.1.7.- TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES.

6.1.8.- APORTES DE AGUAS RESIDUALES URBANAS AL GUADAMAR.

6.1.9.- ABASTECIMIENTO DE AGUA POTABLE.

6.1.10.- LIMPIEZA DEL AGUA DEL RÍO.

6.1.11.- CONTROL EN CONTINUO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL GUADAMAR.

6.2.- FANGOS.

6.2.1.- DECANTACIÓN NATURAL.

6.2.2.- MEDICIÓN DE LOS FANGOS DEPOSITADOS.

6.2.3.- MOVILIDAD DE METALES EN EL SEDIMENTO.

6.2.4.- ESTABILIZACIÓN DE SUELOS Y DISMINUCIÓN DE POLVO.

6.2.5.- RECUPERACIÓN BIOLÓGICA DEL SUELO.

6.3.- ESTUARIO DEL GUADALQUIVIR.

6.3.1.- DESEMBOCADURA DEL GUADALQUIVIR.

6.4.- TRATAMIENTO DE LOS RESIDUOS MINEROS.

6.4.1.- APROVECHAMIENTO DE LOS RESIDUOS METÁLICOS DE LA MINA.

6.4.2.- PROPUESTA TÉCNICA PARA LA REAPERTURA DE LA ACTIVIDAD MINERA.

7.- PROPUESTAS DE PLANES DE ACTUACIÓN POR PARTE DEL GRUPO T.A.R.

7.1.- PLAN DE AVENIDAS.

7.2.- PLAN DE DESARROLLO LOCAL DE AZNALCÓLLAR.

**8.- LÍNEAS DE TRABAJO EMPRENDIDAS POR EL GRUPO T.A.R. APLICABLES A LA RECUPERACIÓN
DEL RÍO GUADAMAR.**

8.1.- PROGRAMA DE FORMACIÓN DE TÉCNICOS DE AGUA.

8.2.- CENTRO DE ESTUDIOS DEL RÍO.

8.3.- INSTITUTO DE CIENCIAS DEL INGENIERO DE MONTPELLIER (ISIM).

9.- ANEXOS

9.1.- CARTOGRAFÍA.

9.2.- INFORMES ANALÍTICOS.

9.3.- RELACIÓN DE EMPRESAS.

1.- INTRODUCCION

Inmediatamente de producirse el vertido tóxico al río Guadamar, el Grupo T.A.R. se lanzó sin pensarlo dos veces a la búsqueda de soluciones técnicas a un panorama desolador y de efectos desconocidos, todos ellos amenazantes. El ácido “se comía el suelo inundado” por la riada, el agua retenida en Entremuros a pH 3, y con un enorme contenido de metales pesados, ocupaba una extensión de kilómetros.

Nos hundimos en el agua hasta el cuello, y cuando nos cubría cogimos la barca, metimos el río a pedazos en nuestro laboratorio, para trabajar todas las hipótesis, ensayar todas las posibilidades. Peleando con la realidad le sacamos datos al Guadamar, diseñamos actuaciones, poniéndole ingeniería a cuantas hipótesis nos planteaba la situación.

En primera fila observamos las mejores actuaciones que nadie diseñó. El propio río, activando sus defensas naturales, mejoró la calidad del agua retenida en el dique de Entremuros subiendo el pH y precipitando los metales pesados. Los mecanismos de entrada de los metales pesados en la cadena trófica parecían ser lentos, dando tiempo a que la retirada de los lodos tóxicos llevada a cabo por la Administración fuera eficaz y diera tiempo a realizar tanto esfuerzo.

Aunque el Guadamar ha trabajado muy duro en su propia recuperación, con su ayuda hemos elaborado una gran cantidad de propuestas técnicas; unas para actuaciones de emergencia, otras a corto, medio y largo plazo. También hemos dado forma a un Plan frente a las previsibles avenidas de este primer otoño después del vertido.

Nuestro objetivo ha sido poner a disposición soluciones preparadas para todo tipo de problemas, en primera o en segunda instancia. Prevenir no solo una o dos contingencias, se ha tratado de estar preparado para la mayor cantidad de eventualidades posibles. Por ello algunas serán utilizables, otras estarán en reserva, y muchas irán al cajón de los papeles. Pero ahí están por si acaso.

Este libro recoge los trabajos de campo, los ensayos de laboratorio y la ingeniería desarrollada en los primeros cuatro meses. Durante el siguiente preparamos la edición del mismo, mientras, en paralelo, continuábamos en el trabajo experimental y el diseño. Cuando se cumpla el quinto mes, el 25 de Septiembre de 1998, lo presentaremos, ciento cincuenta días después...

Con la financiación de la Diputación de Sevilla hemos preparado la primera edición en formato CD Rom e Internet, con muy poco coste para acceder a su contenido. En poco tiempo saldrá la edición en papel, con la misma financiación que la primera.

Nos gustaría que este documento fuera entendido como lo que es, en nuestra opinión, una llamada urgente al debate de las ideas. Tratamos de ofrecer la información necesaria y el foro donde recoger las propuestas que seguramente muchos pueden aportar sin saber como transmitir sus experiencias. El Grupo de Tratamiento de Aguas Residuales (T.A.R.) abre con este libro la MESA DE DISCUSIÓN, para buscar un poco de luz, avanzar en las soluciones técnicas a la inmensa tarea de recuperar el río Guadiamar.

El libro presenta lagunas, unas por la enorme prisa, otra por falta de datos, muchas por nuestra escasez de conocimientos. Dicen en España que “lo mejor es enemigo de lo bueno” ...,y nos gustaría recoger ideas hoy mejor que mañana, que podría ser tarde. Nos comprometemos a seguir trabajando en soluciones técnicas, innovaciones tecnológicas e investigación aplicada a la recuperación del Guadiamar, a conocer lo ocurrido y su remedio. Nos comprometemos a publicar de la misma forma los resultados obtenidos, de manera que la discusión y el debate sigan siempre abiertos.

El grupo T.A.R. podría ser un punto de intercambio de conocimientos universal, abierto, respetuoso y tolerante, universitario en definitiva, y por tanto útil en el cumplimiento de sus obligaciones.

La primera necesidad de responder urgentemente, está dando paso a unas actuaciones programadas, a medida de los efectos de las correcciones introducidas. Deben instaurarse políticas de prevención y nuevas actuaciones para recuperar el Guadiamar, mejorar urgentemente las condiciones del entorno. Aprender de las soluciones adoptadas y generar mejores prácticas, puede ser una buena conclusión del trabajo realizado por tanta gente. Lo que empezó siendo una carrera de velocidad se nos convierte en un maratón, ya no hay que correr explosivamente, hay que mantener un ritmo en la carrera; hay que persistir en el esfuerzo todos los días durante mucho tiempo. Este nuevo desafío sigue siendo duro y difícil. Podéis contar con el Grupo T.A.R. para recorrer el duro camino de la Recuperación.

2.- GRUPO DE TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES (T.A.R.)

Para todos los que no nos conocen, el Grupo de tratamiento de Aguas Residuales de la Escuela Universitaria Politécnica de la Universidad de Sevilla, trabaja con gente muy joven, con conocimientos muy diversos: Ingeniería Técnica, Biología, Farmacia, Geografía, Ciencias del Mar, Técnicos de Laboratorio, etc., son carreras representadas ampliamente en su composición. Se articulan a través de un Programa de Formación de Técnicos en Agua, que ofrece conocimientos prácticos y luego introduce, cuando puede, a los técnicos en las empresas del sector. En seis años de funcionamiento como tal, ya hay más de ciento cuarenta técnicos nuestros trabajando profesionalmente en el mercado del agua y ambiental.

Ligado a este Programa se desarrollan líneas de colaboración con empresas en la innovación de los procesos, y de investigación muy aplicada con otros grupos nacionales y europeos.

El Grupo T.A.R. trata de poner en valor unas generaciones de licenciados, diplomados y técnicos muy jóvenes y muy preparados. Aprovechando su cualificación, se genera una mejora continua de conocimientos y de desarrollo industrial e investigador.

En el Guadamar la enorme capacidad de trabajo, la gran calidad de sus conocimientos multidisciplinarios ligados al agua, y una demostrada conexión con el medio, han propiciado cientos de propuestas de las que algunas han cristalizado más o menos y ven la luz en este libro. Muchas de ellas, algunas muy trabajadas, no nos llevaron más que a la papelera. Pero dieron consistencia a las demás y, sobre todo, han dado consistencia a nuestros técnicos en formación que han recibido su “bautismo”.

Todo este inmenso trabajo no hubiera sido posible sin el apoyo de nuestra escuela, profesores, alumnos, PAS; que nos han ayudado, animado, comprendido y prestado; todo cuanto necesitamos de la Escuela lo hemos tenido al punto.

El Colegio oficial de Peritos e Ingenieros Técnicos nos ha financiado el trabajo, nos ha dado el soporte técnico y la solvencia de unos profesionales de la realidad diaria. GRACIAS.

Ingesur e Hidro-Bureau, dos empresas del mundo del agua, nos han financiado otra parte de los trabajos y nos han abierto su personal y sus oficinas técnicas a todos los operativos que hemos necesitado. GRACIAS.

GesLab, puso sus técnicos, su laboratorio y homologó y contrastó los datos analíticos que salían de nuestro laboratorio. No hubiéramos podido pagarle su colaboración. GRACIAS.

Emasesa nos abrió sus puertas; siempre las tenemos abiertas, para cuantas ideas poníamos en marcha. Hemos utilizado todos los medios técnicos y humanos que hemos necesitado. Ahora hacemos planes de futuro muy interesantes. GRACIAS.

La Consejería de Medio Ambiente, con su Oficina de recuperación del Guadiamar, que guió nuestros pasos, nos dio acceso a toda la información que disponían. El Parque Natural, que puesto a nuestra disposición medios y nos condujo por la marisma. D. Javier Serrano y D. Javier Cobos, los directores de estos organismos, nos dieron la mano siempre. GRACIAS.

La Diputación de Sevilla financia la edición de este libro, la próxima en papel y ha puesto todo su enorme potencial para trabajar conjuntamente con nosotros en la recuperación de los municipios de la provincia afectados. Tenemos abierto el futuro con ella, D. José Luis Girón, D. Manuel Copete. GRACIAS.

Hemos dejado para el final a nuestros organismos hermanos, el Instituto de Ciencias de la Ingeniería (ISIM) y el Instituto Universitario Profesional (IUP) ambos de Montpellier (Francia), el I.E.S. Politécnico de Sevilla, y el grupo de D. José Luis Pérez Rodríguez del Instituto de Ciencias de los Materiales de Sevilla del C.S.I.C. GRACIAS.

La información procedente de la Oficina de Recuperación del Guadiamar de la Junta de Andalucía ha sido publicada con su permiso y citando su procedencia. GRACIAS.

3.- AREA ESTUDIADA

3.1.- DOÑANA Y SU ENTORNO

Grupo T.A.R.

“Destruir o desvirtuar esos parajes es como suprimir un atributo del país”. Así escribía a propósito de Doñana el profesor Francisco Bernis, de la Sociedad Española de Ornitología, en un célebre memorándum sobre conservación que, en el año 1953, fue redactado y entregado al entonces jefe de Estado, Franco.

Por aquel entonces Doñana era aún un espacio natural poco alterado. Durante más de 300 años (1309-1628) toda la región fue un coto de caza para reyes y nobles, estando prohibido cualquier otro tipo de aprovechamiento exceptuando una limitada ganadería vacuna. Durante ese tiempo, la presión humana sobre los ecosistemas de Doñana fue ciertamente escasa, siendo el climático el único agente capaz de modificar de manera perceptible la fisionomía y la ecología de este territorio.

A lo largo de los siguientes 100 años (1628-1737), el fin de la prohibición de la entrada de ganado desde los pueblos del entorno ejerce una profunda influencia sobre la ecología de Doñana, afectando particularmente a bosques y matorrales maduros. En esta época entra en juego, además, un factor cuyos efectos sobre la dinámica vegetal de Doñana han sido desde entonces muy significativos: el fuego. La presión ganadera y las quemadas controladas de matorral como herramienta de manejo de la vegetación, modifican sustancialmente la cobertura vegetal y favorecen la movilización superficial de las arenas, formándose por un lado las actuales dunas móviles y alterándose por otro la morfología de las arenas estabilizadas. De finales de este período datan las repoblaciones de pino piñonero (*Pinus pinea*) realizadas en el área de Doñana con el objeto de aprovechar su madera en construcción y leña.

Esta última actividad, potenciada por la exclusión del ganado, dura casi hasta la creación de la Reserva Biológica de Doñana en el año 1967. Sin embargo, se ha considerado una fase de transición de poco más de 70 años (1890-1967), caracterizada por un nuevo relanzamiento del uso cinegético del territorio junto con el aprovechamiento cerealístico extensivo de ciertas zonas de arenas estabilizadas. Es en esta fase cuando Doñana comienza a despertar cierto interés científico. Nombres de tanta importancia para la ciencia de la época como Guy Mounfort, Lord Alambrooke o José Antonio Valverde aparecen unidos a las primeras expediciones científicas llevadas a cabo en el territorio de Doñana.

A partir de 1967 y sobre todo de 1969, año de la creación del Parque Nacional de Doñana, la erradicación de todo uso en la zona excepto aquellos derivados de las tareas de conservación provoca nuevos cambios en la cobertura vegetal, con un aumento sustancial de la

biomasa de matorral en las arenas estabilizadas. Pero al contrario de lo que cabría esperar, esto da origen a problemas inesperados. Así, la eliminación de la ganadería, de las quemadas controladas y de los trabajos de tala y entresaca de pinos, contribuyen a la acumulación de necromasa y aumentan el riesgo de grandes incendios.

Sin embargo, los cambios más dramáticos ocurridos en el paisaje de Doñana a lo largo de esta fase son debidos a factores externos. Un nuevo agente aparece como modelador implacable de la moderna fisionomía de Doñana: el desarrollo de su entorno. El desarrollo agrario de las áreas situadas al norte del parque, las alteraciones hídricas derivadas de esta actividad y del auge de un turismo incontrolado en las zonas adyacentes, y los vertidos procedentes de las industrias ubicadas en el entorno han transformado y, por qué no decirlo, condenado, a los ecosistemas del parque.

El paisaje de Doñana es, como hemos visto, un producto de la interacción secular entre procesos naturales e intervención humana. Los ecosistemas de Doñana se han organizado (por evolución, sucesión, etc.) y desorganizado (por factores climáticos o actividades humanas) en repetidas ocasiones, modificando continuamente su estructura. Aún así, Doñana ha sobrevivido gracias a que los intercambios de materia y energía entre sus ecosistemas y las áreas del entorno jamás han sido interrumpidos. Durante siglos, las alteraciones acaecidas en la fauna y vegetación de Doñana, los cambios en la fisionomía de sus paisajes o los impactos en el sistema hidrológico han sido amortiguados e internalizados por unos ecosistemas en los que nunca se ha interrumpido el flujo de información con el entorno.

Actualmente Doñana es una entidad ecológica separada del entorno. Procesos naturales que han operado en la zona durante milenios, aguantando los embates de Hombre y Clima, están siendo hoy interrumpidos por un desarrollo a ultranza en el entorno del parque que impide la regeneración natural de los acuíferos e introduce en Doñana elementos extraños. El vertido procedente de las minas de Aznalcóllar es sólo uno más de los múltiples agentes externos que modifican, tal vez irreversiblemente, la ecología y el paisaje actuales de Doñana (Ver Anexo Cartográfico: Mapa 15).

Hay que insistir en el hecho de que el cambio constituye desde siempre una característica de los ecosistemas de Doñana y su entorno. Pero se trata de un cambio dinámico y de una intensidad que ha permitido a los ecosistemas acoplarse a las presiones externas. Sucesos como el ocurrido recientemente son una muestra de que Doñana ha de hacer frente hoy día a impactos de una naturaleza y magnitud desconocidas. Es necesario establecer políticas de gestión cuyo objetivo prioritario consista en sacar a Doñana de su aislamiento, permitiendo la evolución conjunta de usos y ecosistemas. En este sentido, la creación de un sistema de vigilancia y gestión de la red hidrológica del área resulta crucial.

Ante sucesos como el que ha afectado al río Guadamar y, por consiguiente, a Doñana en su totalidad, la primera reacción ha de tender hacia el estudio de lo acontecido y el aporte de soluciones que minimicen sus efectos a corto, medio y largo plazo sobre el medio natural. Este ha sido nuestro objetivo y en esta línea se enmarca nuestro trabajo. Del mismo modo, los acontecimientos generados a partir del análisis profundo del suceso han de servir para estas catástrofes no se repitan nunca.

Hemos de dejar que Doñana siga siendo un ejemplo vivo de interacción entre hombre y paisaje. En palabras de Mauricio González-Gordón Díez, sin cuyo entusiasmo en aquellos años en los que Doñana se abría a la ciencia, tal vez este espacio singular ya no existiría: “una tarea difícil pero alcanzable”.

BIBLIOGRAFIA

- Allier, C.; González Bernáldez, F.; Ramírez Díaz, A. (1974). Mapa Ecológico de la Reserva Biológica de Doñana. Estación Biológica de Doñana (CSIC). Sevilla. 11 pp.
 - García Novo, F.; González Bernáldez, F.; Ramírez Díaz, A. (1975). Ecosistemas de la reserva Biológica de Doñana. Real. Soc. Esp. Hist. Nat., Vol 2, pp. 215-223.
 - García Novo, F.; Merino Ortega, J.; Ramírez Díaz, A.; Rodenas Lario, M.; Sancho Royo, F.; Torrez Martínez, A.; González Bernáldez, F.; Díaz Pineda, F.; Allier, C.; Bresset, V.; Lacoste, A. (1977). Doñana. Prospección e Inventario de sus Ecosistemas. Monografía 18. ICONA. Madrid. 244 pp.
 - Granados Corona, M. (1986). Causas históricas de la estructuración de los ecosistemas del Parque Nacional de Doñana. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
 - Granados Corona, M.; Marín Vicente, A.; García Novo, F. (1987). Evolución conjunta del paisaje y su gestión. El caso del Parque Nacional de Doñana. Estudios Territoriales, Vol 24, pp. 183-197.
 - Mountfort, G. (1994). Retrato de una Tierra Salvaje (Portrait of a Wilderness). La Historia de las Expediciones al Coto de Doñana. Diputación de Sevilla. Sevilla. 297 pp.
 - Ramírez Díaz, A.; Torrez Martínez, A. (1977). Tipología y dinámica de los complejos ambientales del sistema de dunas móviles de la Reserva Biológica de Doñana (Huelva). Boletín de la Estación central de Ecología, Vol. 11, pp. 3-11.
-

3.2.- HIDROLOGIA DEL GUADIAMAR

Grupo T.A.R.

INTRODUCCIÓN

Entre la multitud de efectos perjudiciales a corto, medio y largo plazo del vertido procedente de las minas de Aznalcóllar en los ecosistemas de Doñana y su entorno, los producidos sobre la red hidrológica de la zona son, tal vez, los que acaparan mayor atención por parte de las administraciones y colectivos implicados en la corrección del suceso. Esto es lógico, si pensamos que es en el medio hídrico donde tienen lugar los transportes de elementos entre los diferentes compartimentos de cualquier sistema natural que haya sufrido un proceso de contaminación.

En el caso que nos ocupa, el acuífero aluvial que circula bajo el cauce del Guadiamar ha servido, con seguridad, de canal de transporte para los contaminantes procedentes del vertido, contribuyendo definitivamente a su dispersión. El grado de movilidad y la dinámica concreta seguida por cada tipo de elemento contaminante (e.g. metales pesados o sustancias orgánicas) deben ser investigados exhaustivamente, dado que de ello depende la correcta evaluación del alcance de la contaminación. Un buen conocimiento de la red hidrológica de Doñana y su entorno es, quizás, un buen punto de partida para la consecución de este objetivo.

La red hidrológica de Doñana (Ver Anexo Cartográfico: Mapa 2) se halla bien descrita en la literatura general existente sobre la geografía y geomorfología de la zona. En este apartado queremos tan sólo hacer un repaso conciso de la distribución de las aguas superficiales y subterráneas de las que dependen el Parque Nacional de Doñana y su entorno, a fin de ayudar al lector a adquirir una idea clara sobre la naturaleza del lugar en el que ha tenido lugar el suceso.

DESCRIPCIÓN DE LA CUENCA

La cabecera de la Cuenca del río Guadiamar se enmarca en el Macizo Ibérico o Hespérico, constituido por materiales precámbricos y paleozoicos, estribaciones de la Sierra de Aracena, al norte del Castillo de las Guardas. Desciende hasta el borde de la Depresión Post-Orogénica del Guadalquivir con una pendiente media en su primer tramo hasta Gerena del 1,09 %. En el tramo hasta el río Agrio, la pendiente media pasa a ser del 0,53%. Desde ese punto hasta la estación de aforo de El Guijo (a 58 Km. del origen) la pendiente llega hasta a ser del 0.13 % y más abajo en el Puente de Aznalcázar del 0.03 %.(Confederación hidrográfica del Guadalquivir, 1998)

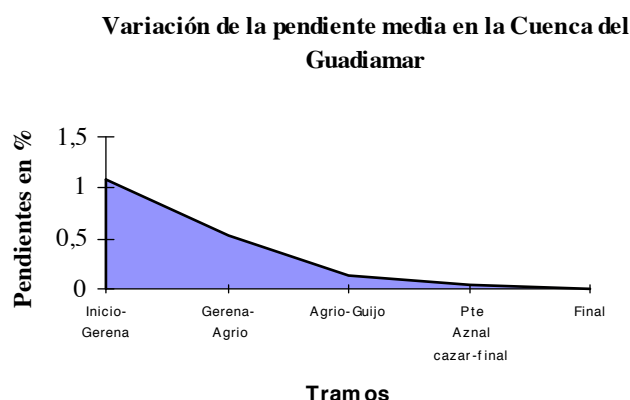


Figura 1: Variación de la pendiente media en la Cuenca del Guadamar

Se define así un perfil longitudinal típico, parabólico cóncavo, (Fig.1) que influye obviamente, en forma parcial, en las características de evacuación de las escorrentías. En cualquier caso, las alteraciones respecto del esquema natural, que arrancan del año 1816 en que se realizó la Corta Fernandina, condicionan la cuenca de tal manera que casi carece de sentido intentar caracterizarla a partir del punto denominado de los Derramerros, en el que en su morfología natural, las aguas se dispersan a lo largo y ancho de la red de drenaje de la marisma. (Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, 1988).

En la tabla I, se muestra algunas de las características fisiográfica de la Cuenca, aguas arriba del Brazo de la Torre. (Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, 1998).

Las modificaciones que ha sufrido esta cuenca vienen de muy antiguo. Desde la época romana, viene sufriendo una reforestación y cultivo que también afecta a las cuencas del Guadalquivir, Tinto, Guadiana y Odiel, lo que ha ocasionado el aumento del aporte de sedimento, y suministra el material necesario para contribuir a la colmatación del antiguo estuario del Guadalquivir.

Otra de las modificaciones realizadas fue el encauzamiento de la cuenca a través del caño “Guadamar”. Se ha encauzado éste hasta el Brazo de la Torre del río Guadalquivir, lo cual ha tenido como efecto negativo para el Parque Natural de Doñana la práctica anulación de los aportes de sedimentos en suspensión a la marisma, que solamente se produce en avenidas muy extraordinarias. Este efecto se ve aumentado por los encauzamientos del Guadalquivir denominados “cortas” (porque se realizan entre los meandros del río, acortando su longitud).

Estas obras se llevaron a cabo en los años 60-70, y consistieron en canalizar la parte baja del Guadiamar, suprimiendo parte de los cauces de avenida y creando un encauzamiento nuevo, casi rectilíneo de 1 Km de anchura (Entremuros, zona actual de retención del vertido), que desemboca finalmente en el Brazo de la Torre (Ver Anexo Cartográfico: Mapas 15 a 18).

Antiguamente, los ríos Guadiamar y Guadalquivir no aportaban agua a las marismas, debido a las obras de protección del parque. Únicamente en crecidas de cierta importancia del Guadiamar, podían llegar a inundar parte de éstas, como ocurrió en 1989. Estas obras de restauración de la Montaña del río Guadalquivir, fueron realizadas en los años 80, por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, e impiden, además, la entrada de agua del mar en las marismas. En estos años, también se llevaron a cabo, junto al Ministerio de Agricultura, las obras que se definieron como Regeneración Hídrica, con la que se restituyó parte de esos caudales del Guadiamar a las marismas, y que consistieron en el encauzamiento del Caño Guadiamar (solución centro - norte) para bombear entre 4 y 6 m³ / seg. desde el Brazo de la Torre hasta el caño Guadiamar y el del Caño Travieso (solución sur), modificando el encauzamiento del Guadiamar para permitir que entrara por gravedad y en avenidas, parte del agua del Guadiamar a las zonas más meridionales de la marisma.

Por otra parte, el tramo del Guadiamar cercano al Parque Nacional de Doñana, está muy afectado por los acondicionamientos de los Sectores 1 y 3 del Plan Almonte - Marismas, de modo que la circulación de agua está alterada por las obras realizadas.

El encauzamiento del Guadiamar discurre por una antigua marisma, transformada para arrozales en el resto, que se conserva como cauce de avenidas, reteniendo una zona estrecha, pero valiosa, junto al actual cauce.

También se han realizado obras para la regulación en cabecera de este río.

Este río es, además, muy rico en afluentes, como el río de los Frailes, el río Crispinejo o Agrio (punto donde se originó el vertido) o el Arroyo del Achadón.

Existen en esta cuenca dos embalses, ambos situados en afluentes del río Guadiamar, así el río Agrio, posee el embalse del Agrio, mientras que el embalse del Cuervo, se encuentra situado en el río de Los Frailes.

BIBLIOGRAFIA

- Secretaria de Estado para las Políticas del Agua y el Medio Ambiente. Dirección General de obras Hidráulicas. Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. (1993). La Gestión Hidráulica del Parque Nacional de Doñana. Editado por la Secretaria de Estado para las Políticas del Agua y el Medio Ambiente. Madrid.

Nº cuenca	Río	Denominación	Superficie (Km ²)	Perímetro (Km)	Índice compacidad	Rectángulo equivalente (Km x Km)	Altitud media	Long. cauce (Km)	Cota Máx.	Cota Mín.	Pendiente media cauce (%)	Pendiente equiv. (%)	Desnivel cuenca	Altura media sobre punto de desagüe (m)
0903	Guadamar	En E.A. nº 56 (Gerena)	92,5	49	1,427	19,84x4,66	342	22	575	180	1,09	0,88	395	162
0904A	Guadamar	A. arriba del Agrio	81,8	56	1,734	24,69x3,31	170	24,5	395	50	0,53	0,37	345	120
0904B	Agrio	Completo	61,6	34	1,213	11,76x5,24	106	10,8	225	50	0,28	0,28	175	56
0904C	Guadamar	En E.A. nº 90 (El Guijo)	48,4	34,5	1,389	13,72x3,53	82	11,5	187	45	0,13	0,13	142	37
0905A	Guadamar	A. arriba del arroyo lateral	36,5	28,2	1,307	10,68x3,42	75	11	125	40	0,06	0,06	85	35
0905B	Arroyo lateral	Completo	232,4	69,5	1,277	25,71x9,04	99	24	382	40	0,31	0,19	342	59
0905C	Guadamar	En E.A. nº 76 (Pte. Aznaícazar)	33,6	24,5	1,183	8,10x4,15	67	7,2	120	38	0,03	0,03	82	29
0906A	Guadamar	A. arriba del Aº Brazo de Torre	233,8	74,5	1,364	29,26x7,99	58	21	125	30	0,05	0,05	95	28
0907	Agrio	En E. del Agrio	228,1	64,2	1,19	21,48x10,62	294	32,3	525	80	0,99	0,67	445	214
0908	Arroyo Los Frailles	En E. del Cuervo	61,7	36,5	1,301	13,77x4,48	239	17,8	410	80	1,12	0,9	330	159

Tabla I: Características fisiográficas de la cuenca del Guadamar.

3.3.- EXPLOTACION MINERA DE LAS PIRITAS

Grupo T.A.R.

INTRODUCCIÓN

Como hemos visto anteriormente, el paisaje de Doñana y su entorno es una síntesis de interacciones diversas y de amplitud variable entre la actividad humana y los factores físicos que operan en la zona. Las intervenciones humanas son, por lo tanto, responsables en mayor o menor medida de gran parte de las diferencias ambientales que se observan en la zona y de la selectividad de los impactos causados sobre la biota y el paisaje.

La mayoría de las actividades antropogénicas que se desarrollan actualmente en el entorno de Doñana son de corte tradicional (caza, ganadería, silvicultura, agricultura poco tecnificada), presentando un perfil de bajo impacto. Otras actividades tales como urbanización, consumo de agua, acumulación de basura, minería, etc., aún a pesar de estar más restringidas en el área que nos ocupa, causan impactos cuyos efectos ambientales se extienden en el tiempo y en el espacio. Entre estas últimas, la explotación minera es sin duda una de las más problemáticas.

Los efectos derivados del vertido procedente de las minas de Aznalcóllar debían haber sido previstos más eficientemente, por cuanto esta actividad viene siendo seguida desde hace años con preocupación por los organismos y colectivos implicados en la gestión de Doñana.

Para situar adecuadamente el problema, es necesario detenerse un instante en la actividad en sí y describir someramente los procesos que tienen lugar en la transformación de la piritita, mineral explotado en las minas de Aznalcóllar y cuyos subproductos son los responsables de los niveles de contaminación observados tras el vertido.

LAS PIRITAS Y SU EXPLOTACIÓN

La actividad minera en el municipio de Aznalcóllar está relacionada con la extracción y transformación de pirritas. Bajo la denominación de pirritas se engloban un conjunto de minerales: sulfuro de hierro (S_2Fe) principalmente y también de cobre, arsénico, plata, manganeso, cadmio, zinc, plomo, mercurio, selenio, etc.

Una clasificación de estos minerales sería (Díaz Ojeda, 1987):

↳ Piratas de alto contenido en azufre: Tiene un contenido superior al 44% en azufre. Éstas a su vez se clasifican en función del contenido en cobre, zinc y plomo en: piratas normales (menor del 6%), piratas complejas (mayor al 6%), y piratas arsenicales (cantidad de As superior al 0.4%).

↳ Piratas de bajo contenido en azufre: Con un contenido inferior al 44% en azufre

↳ Piratas flotadas: son un subproducto de las plantas de flotación de las piratas complejas. Poseen una muy pequeña granulometría y alto contenido en azufre.

El 50% de la reserva mundial está en España, localizándose en el sudoeste las vetas más importantes (Díaz Ojeda, 1987)

Antiguamente las piratas se utilizaban como menas de cobre y oro, y actualmente con preferentemente como mena de azufre elemental (también como mena de cobre, zinc, arsénico, cobalto, etc.) para la obtención de SO_2 que posteriormente será transformado a ácido sulfúrico (H_2SO_4).

En los años 40 las exportaciones de piratas en España para la obtención de sulfúrico iban en aumento. Pero cuando se descubren los yacimientos de azufre elemental en los EE.UU. y también que la obtención de éste elemento se hace más rentable a partir de otros subproductos, nuestras exportaciones descienden de forma alarmante hasta casi paralizarse (Díaz Ojeda, 1987). Es entonces cuando la exportación se enfoca hacia otro objetivo: el beneficio hidrometalúrgico; aprovechar el producto final obtenido al máximo posible (purificación de las cenizas, enriquecimiento en azufre, etc.).

Tratamiento de las piratas

El tratamiento al que son sometidas las piratas varía en función del elemento o elementos que se quiera obtener, ya sea azufre elemental, zinc, cobre, etc. Así tenemos (Díaz Ojeda, 1987):

- 1.- Tostación.
- 2.- Tratamientos para la obtención de azufre elemental.
- 3.- Tratamientos para la obtención de concentrados metálicos.

1.- Tostación.

Se trata de un proceso de oxidación que tiene lugar a altas temperaturas mediante una combustión controlada. Como resultado se forma SO_2 , ferritos (compuestos férricos y de metales pesados, muy insolubles) y óxidos de arsénico.

La principal finalidad del proceso de tostación es obtener cenizas que sean aptas para la siderurgia, pero el principal inconveniente es que tan sólo el 10% de ellas son de calidad óptima para este fin.

Las cenizas se caracterizan por su pequeño tamaño (del orden de milímetros e incluso micras), aspecto untuoso y su color de rojo a negro. Contienen hierro, zinc, plomo, cobre, arsénico, níquel, antimonio, etc.

2.- Tratamientos para la obtención de azufre elemental.

Se trata de descomponer térmicamente la piritita en azufre elemental y pirrotita. Pero con las piritas españolas este tratamiento no da buen resultado debido a su riqueza en arsénico que atacarían a los catalizadores que se emplean para estos tratamientos.

3.- Tratamientos para la obtención de concentrados metálicos.

En líneas generales consiste en obtener todos los metales antes de la tostación para la obtención de azufre. El subproducto de salida son las piritas flotadas. De la flotación se obtienen los concentrados:

- ✎ Globales: Se extraen principalmente cobre, zinc y plomo de una vez y mezclados. Para ello se muelen las piritas hasta 40-50 micras, se añaden aditivos colectores y espumantes. Los concentrados globales tienen mala salida de cara a su tratamiento.
 - ✎ Diferenciales: La idea es extraer concentraciones de elementos individuales, pero siempre aparecen impurificaciones con otros metales. Este línea exige una molienda a un tamaño muy pequeño (5 micras). Esta piritita flotada puede pasar a tostación.
-

Residuos mineros

La empresa Boliden Apirsa S.L., almacenaba los subproductos de los distintos tratamientos en balsas de decantación. Los residuos mineros están constituidos por una combinación de sulfuros y otros compuestos aditivos. Según la analítica realizada por la misma empresa en la zona de vertido, estos residuos contenían: 30-46% de azufre, 0.7-1.2% de zinc, 0.4-1.1 % de plomo, 0.15-0.22% de cobre, 0.15-0.41 % de arsénico, 0.002-0.004 % cadmio y 0.002 % de mercurio (Fägreemo, 1998).

El tratamiento de estos residuos, dada la complejidad de los compuestos que están almacenados y de las impredecibles reacciones que pueden producirse entre ellos, resulta bastante difícil. Actualmente se encuentra en investigación la eliminación de muchos de estos residuos mediante un tratamiento biológico. Existen cepas bacterianas presentes en las minas de piritas que son capaces de degradar alguno de estos compuestos, obteniendo la energía necesaria de las reacciones de oxidación. Un caso es el de las bacterias *Tiobacillus ferrooxidans* que elimina Fe^{2+} del medio.

También pueden ser considerados otros posibles tratamientos para la separación de los metales disueltos, como pueden ser la electrolisis o resonancia magnética nuclear (RMN).

BIBLIOGRAFIA

- Consejería de Medio Ambiente. (1998). Plan de actuación contra los efectos de la rotura de la balsa de decantación de la mina ubicada en el término municipal de Aznalcóllar, Sevilla, propiedad de Boliden. Junta de Andalucía.
- Díaz Ojeda, E. (1987). Las cenizas de pirita como materia prima para la obtención de oro y plata por cianuración. Estudio técnico y económico. Tesis doctoral, Dpto.de Química Industrial, Facultad de Química, Universidad de Sevilla.
- Fägrema, O. (1998). Plan de recuperación de la cuenca del Guadamar. Boliden Apirsa.S.L.

4.- ACCIDENTE MINERO DE AZNALCOLLAR: VALORACIONES

Grupo T.A.R.

El accidente acaecido durante la noche del 25 de abril, en la zona minera de Aznalcóllar, perteneciente a la empresa sueca Boliden-Apirsa S.L., ha tenido consecuencias y causas valoradas de una forma muy diferente según las fuentes consultadas, siendo, en algunos casos, contradictorios. Según evaluaciones iniciales de la Junta de Andalucía, la situación es la siguiente:

Se produjo la rotura del muro de contención de la balsa de estériles (Foto 1), en la zona de intersección entre el muro frontal de contención y el muro separador existente entre los dos vasos en que se divide la balsa.

Foto 1: Rotura de la balsa de contención (Consejería de Medio Ambiente, 1998)



Su contenido, procedente de los procesos de flotación de pirita estaba constituido por sólidos sedimentados y agua con diversos contenidos metálicos en disolución. La brecha abierta alcanza una longitud de más de 50 metros, se produce un vertido de aguas contaminadas y lodos al río Agrio y de éste al Guadamar (Ver Anexo Cartográfico: Mapas 4 y 5), con una estimación de volumen de 4,5 hectómetros cúbicos, de la que unos 2 Hm³ estaban constituidos por lodos y el resto por agua ácida y con una alta concentración de metales. Los lodos tienen una composición prácticamente constante que corresponde con la pirita a la que se ha extraído parte de cobre, plomo y zinc.

En los antecedentes de la balsa de estériles emitidos por la Junta, se declara que la explotación de la mina de Aznalcóllar fue autorizada por el Ministerio de Industria el 16 de

diciembre de 1975. El proyecto definitivo de la balsa es de 1978 y contemplaba 20 fases, la primera era de 0,50 metros de recremento y las siguientes de 1,5 metros por término medio hasta alcanzar los 25 m. en el momento del accidente. La balsa se encontraba en la fase número 16, con una altura de 21 metros en su parte alta, restando 4mt. para terminar la presa proyectada.

A raíz de las denuncias presentadas por dos personas, en su día contratista y trabajador de Boliden, se realizan diversos procedimientos por la Delegación Provincial de la Consejería de Industria en Sevilla, siendo informada la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. Desde 1996 se han aportado informes y dictámenes de la empresa especializada Geocisa y del Instituto Tecnológico Geominero de España confirmando la estabilidad de la balsa.

Con fecha del 20 de abril de 1998, la empresa Boliden remitió a la Delegación Provincial de Trabajo e Industria de Sevilla el informe de situación de la balsa correspondiente al año 1997, elaborado por Geocisa, confirmando que el dique de contención se comportaba de forma correcta y que su seguridad era suficiente.

En cuanto a los efectos inmediatos, el vertido de agua y lodo produce un desbordamiento del río Guadiamar anegándose la ribera fluvial y las tierras colindantes.

Los lodos sedimentan en el primer tramo del cauce, mientras que las aguas son contenidas en una zona situada en Entremuros, antes del Parque Nacional de Doñana y del río Guadalquivir (Ver Anexo Cartográfico: Mapa 37).

No se han producido desgracias personales. Resultan afectados varios municipios de la cuenca del Guadiamar, en la provincia de Sevilla, de manera diversa; son Aznalcóllar, Aznalcázar, Huévar, Olivares, Sanlúcar la Mayor, Villamanrique de la Condesa, Villafranco del Guadalquivir y Puebla del Río, Trebujena (en el río Guadalquivir) y Sanlúcar de Barrameda en el estuario del Guadalquivir.

El área afectada comprende 4.286 Ha. La zona de cultivos y pastos afectada comprende, principalmente, cultivos de cereal y oleaginosas, arrozales, algodón, frutales, olivares y cultivos hortícolas, cuya superficie asciende a 2632,19 Ha.

Las consecuencias directas del vertido en superficie total afectada es de 4.286 Ha. ; en cuanto a fauna y flora, han quedado inundados todos los hábitats incluidos en el cauce fluvial y en el entorno del río. En los primeros días se produjo la desaparición de la totalidad de la fauna acuática del río Guadiamar, habiéndose retirado más de 30.000 kilogramos, principalmente carpas, albures y barbos, y en menor proporción, anguilas. Las puestas existentes de aves si han sido afectadas por la inundación.

Las variaciones sufridas en la calidad de las aguas fluviales directamente afectadas han

consistido, en una primera fase, en la desaparición total del oxígeno disuelto y un aumento espectacular de los sólidos en suspensión, factores que conjuntamente contribuyen a la mortalidad de la fauna acuática. Posteriormente, en una segunda fase, se producen una acidificación y un aumento de los metales pesados en disolución, para más tarde, estabilizarse, recuperando los niveles normales de acidez (pH en torno a 7), produciéndose una disminución de los metales disueltos y una estabilización del oxígeno disuelto. (Consejería de Medio Ambiente, 1998).

En el análisis de aguas se mantienen los puntos fijos de muestreo y otras variables que realiza el barco de la Consejería de Medio Ambiente AMA V por el curso del Guadalquivir.

En contra de la postura del Gobierno y de la Junta, se sitúan principalmente grupos ecologistas, los cuales se muestran totalmente pesimistas. Según Juan López de Uralde, de Greenpeace, en unas declaraciones hechas a la revista tierra, afirma que la descoordinación entre Sevilla y Madrid dio como resultado que las aguas ácidas con un contenido muy elevado de hierro, plomo, cinc, manganeso, cobre, talio o arsénico llegarán al brazo de la torre y de aquí al Parque Nacional de Doñana por el canal Cherry. Ante la imposibilidad de cerrar la compuerta que existía en el canal, se optó por la solución de levantar un nuevo muro. Durante una semana las aguas contaminadas no dejaron de llegar a la zona. Calculan que el vertido alcanzó un volumen de 2.5 hectómetros. (García, 1998)

La Agrupación Ecologista Andaluza CEPA, denunció hace dos años a la firma sueca Boliden-Apirsa por filtraciones de metales pesados.

En febrero de 1996 hubo un incidente similar, pero con menor repercusión al romperse una de las presas y verter la carga contaminante al río, a pesar de que la Consejería de Medio Ambiente aseguró que se trataba de una situación excepcional debido a las intensas lluvias caídas durante los meses precedentes. Según la CEPA, las aguas vertidas por Boliden llevaban un pH 2 cuando lo normal es de un valor en torno a 7 (Díaz Pérez et al., 1998).

El Colegio Oficial de Geólogos de España afirma que la rotura de la balsa era previsible y evitable, ya que un seguimiento adecuado habría reflejado sus deficiencias, dado que estos incidentes no son repentinos sino que van precedidos de tensiones, deformaciones y microfisuras. Además, aseguran que será inevitable la contaminación del acuífero 27, que abastece a Doñana. (Agencia. Efe, 1998).

Los artículos mencionados son sólo la punta del iceberg en cuanto a evaluaciones de la situación, responsabilidad, previsiones y repercusiones futuras del accidente minero, no siendo por tanto la intención de la presente obra entrar en esta espiral de acusaciones sino más bien aportar soluciones de emergencia, eficaces y económicamente viables que si bien no consigan remediar totalmente el problema al menos lo contenga o reduzca en su magnitud y nivel de afección a todo el área, exponiéndose las mismas en los próximos capítulos.

BIBLIOGRAFIA

- Consejería de Medio Ambiente. (1998). Accidente minero de Aznalcóllar. Descripción, medidas adoptadas y propuestas de actuación. Junta de Andalucía.
 - Consejería de Medio Ambiente. (1998). Informe al Parlamento de Andalucía sobre las consecuencias de la rotura de la balsa de estériles de las minas de Aznalcóllar. Anexo documental. Junta de Andalucía.
 - Consejería de Medio Ambiente. (1998). Informe de situación del 20 de agosto de 1998. Junta de Andalucía.
 - Contreras, J. (1998). El Mundo, 1-5-98. p.28.
 - Contreras, J. (1998). El Mundo, 2-5-98. p. 21.
 - Díaz Pérez, E.; González de Vega, B. (1998). El Mundo, 26-4-98. p. 31.
 - Efe, (1998). ABC, 9-5-98, p. 37.
-

5.- CRONOLOGIA DEL SUCESO, ACTUACIONES Y MEDIDAS

Grupo T.A.R.

La rotura de la balsa de residuos de la explotación minera de la empresa Boliden Apirsa, S.L., en Aznalcóllar (Sevilla) el 25 de Abril de 1998 provocó la contaminación de las aguas de los ríos Agrio y Guadamar, y de una franja de terreno a ambos márgenes, destinadas en su mayor parte a usos agrícolas o ganaderos (Ver Anexo Cartográfico: Mapa 5). Este vertido se logró contener finalmente en la zona conocida como Encauzamiento de Entremuros, afectando a una reducida extensión de las áreas protegidas de Doñana.

Ese mismo día se constituye el comité Coordinador de Emergencias, decidiendo levantar una escollera de contención en la zona fracturada de la balsa. Y se inicia la construcción de un muro de contención del vertido en el Encauzamiento de Entremuros a la altura de Vuelta de Arena.

En este documento se recoge un resumen de las actuaciones más significativas llevadas a cabo por la Administración desde el día del accidente.

Resumen de actuaciones realizadas por la Comisión de Coordinación para la Recuperación de la Cuenca del Guadamar desde el día del accidente hasta el 31 de Agosto del 1998

- 26 de Abril, se comienza la construcción de un segundo muro de contención en el límite del Parque Natural, debido a que el anterior muro había sido rebasado por las aguas.

- 28 de Abril, se constituye un Comité Científico-Técnico de expertos, integrado por personal del CESIC, de universidades, Estación Biológica de Doñana. Creándose ese mismo día un Gabinete de Emergencia compuesto por los Consejeros de Presidencia, Gobernación, Trabajo e Industria, Agricultura y Pesca, Salud y Medio Ambiente de la Junta de Andalucía.

- 29 de Abril, se reúne el Comité Científico-Técnico para aportar sus conocimientos a las instituciones y se solicita al **CEDEX** que realice las actuaciones necesarias para determinar las causas de la rotura de la presa de Boliden-Apirsa.

- 30 de Abril, se decide formalizar un Órgano Coordinador entre la Junta de Andalucía y la Administración Central constituyéndose al día siguiente la Comisión de Coordinación de la Recuperación de la Cuenca del Guadamar

- 6 de Mayo, presentación del segundo informe del CSIC. En él se insiste en la necesidad de tratar el agua ácida retenida en Entremuros, antes de darle salida y evitar así la contaminación del Guadalquivir y los daños al ecosistema y la economía del lugar.

- 22 de Mayo, cuarto informe del **CSIC**, se reitera la necesidad de depurar el agua contenida en Entremuros a pesar de la subida del pH, por considerar que las concentraciones de metales existentes en el agua a pesar de su subida, aún son significativas y supondrían un riesgo su vertido al Guadalquivir si este no estuviera controlado.

- 25 de Mayo, se celebra una reunión en la Conserjería de Economía y Hacienda para concretar la propuesta conjunta que presentarán la Junta y el Gobierno Central en Bruselas para la recuperación de la cuenca del Guadiamar y el Parque Natural de Doñana, proyecto en el que se pretende conseguir fondos de la U.E. para su financiación y ejecución.

- 26 de Mayo, el Gobierno Andalúz aprueba la creación de una Comisión Interdepartamental para impulsar las actuaciones que corresponden a la Administración autonómica en la recuperación y regeneración de la zona afectada por el vertido.

También se mantiene una reunión de carácter técnico, con los responsables de la Junta donde comienza a prepararse la propuesta que, consensuada con el Gobierno Central, se remitirá a la Unión Europea con el objetivo de conseguir fondos para la financiación y ejecución de la regeneración de la cuenca del Guadiamar que se presentará en Bruselas.

- 31 de Mayo, la Comisión Interdepartamental de la Junta, se reúne con el propósito de recoger las distintas propuestas elaboradas por cada una de las consejerías implicadas. Quedando plasmadas en un documento que será remitido al Gobierno Central, con el que conjuntamente habrá de presentar un proyecto ante Bruselas con el objetivo de conseguir fondos de la U.E. para su financiación y ejecución.

- 12 de Junio, se reúne la Comisión de Coordinación para efectuar el análisis periódico de las tareas realizadas hasta el momento

- 2 de Julio, con respecto al Plan de Regeneración que se presentará en Bruselas para conseguir el apoyo de la U.E., la Junta ha presentado las propuestas y actuaciones definitivas ante el Ministerio de Medio Ambiente y Economía y Hacienda.

- 6 de Julio, el Gobierno Andalúz constituye la Comisión de Científicos compuesta por expertos y catedráticos de universidades andaluzas. Esta Comisión trabajará con diversos grupos dedicados al control y seguimiento sanitario de la zona afectada, regeneración de los terrenos afectados, control y seguimiento de la calidad ambiental, regeneración de la actividad laboral y normalización de la actividad pesquera.

- 21 de Agosto, la Comisión de Coordinación informa, tras haber terminado la reunión de ese mismo día, que el 31 de Agosto, la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir tendrá retirado todos los lodos del cauce y márgenes del río Guadamar y la depuradora de Entremuros habrá terminado de limpiar toda el agua contaminada.

- 31 de Agosto, el Cauce y las márgenes del Guadamar quedarían durante la jornada de hoy prácticamente limpios, a falta de sólo una zona de difícil acceso, que significa sólo un 0.76% de la superficie total, en la que se seguirá trabajando en los próximos días. El grueso del agua retenida en Entremuros ha sido depurada y vertida, quedando unas pequeñas zonas que serán bombeadas para su depuración. Por otro lado la retirada de lodos se acerca a los 3 millones de m³. A partir de ahora se tomarán medidas urgentes para el comienzo de la reforestación de la zona, que culminará en el anunciado Corredor Verde del Guadamar.

GRUPO DE MINAS

- 7 de Mayo, acumulación y traslado de los residuos transportados desde los diferentes tramos del cauce del Guadamar a la antigua corta de la Mina de Aznalcóllar.

- 8 de Mayo, acciones de fortalecimiento del dique.

- 11 de Mayo, preparación de la futura base del contrafuerte que se construye en el muro afectado.

- 31 de Julio, se realizan trabajos de construcción de una berma de seguridad en los lados Sur, Este y Norte de la balsa, además de emprenderse las obras para la construcción de rampas de acceso al interior de la balsa con el objeto de facilitar el desarrollo de las labores de investigación y de relleno de la zona afectada.

- 8 de Agosto, para evitar la producción de polvo resultante del vertido de fangos a la Corta de Aznalcóllar se decide utilizar un sistema de cañones a presión de agua alcalina y sin metales procedente de la corta de Los Frailes.

- 11 de Agosto, debido a que existe poca agua almacenada en la corta de Los Frailes, no es posible el bombeo continuo para evitar la producción de polvo en el vertido de los lodos a la corta de Aznalcóllar y es necesario emplear parte del agua depurada que se está vertiendo en la misma

- 24 de Agosto, continúan los trabajos de construcción de una berma de seguridad en los lados Sur, Este y Norte de la balsa siniestrada. Esta actividad es suspendida en el interior de la misma por la Juez, que instruye el caso, de Sanlúcar la Mayor.

- 28 de Agosto, la Comisión informa que Boliden Apirsa, abrirá la próxima semana una nueva vía de acceso a la corta donde se vierten los lodos. Así mismo el juzgado queda autorizado para la contratación de la empresa que realizará los peritajes

GRUPO DE RECOGIDA DE LODOS Y RECUPERACIÓN DE SUELOS AFECTADOS

- 7 de Mayo, las empresas: Boliden (responsable de la recogida de todos los vertidos), TRAGSA, EGMASA y DAP son las encargadas de las actuaciones tendentes a la retirada de los lodos vertidos por la Mina de Aznalcóllar en todo el cauce del Guadiamar y en las zonas limítrofes.

- 12 de Mayo, se reúne el Comité de Coordinación con los responsables del grupo de recogida de lodos y recuperación de los suelos afectados, acordando intensificar la recogida de lodos en el primer tramo del cauce del Guadiamar, que es el más dañado y el que, por las inclemencias del tiempo, mayor influencia tiene sobre el resto del cauce. Además de dar prioridad absoluta para limpiar el Vado del Quema.

- 22 de Mayo, la Comisión acuerda intensificar el ritmo de estos trabajos de manera que se puedan alcanzar los 30000 m³ diarios de lodo recogido. Tareas que se aceleran con la incorporación de un millar de trabajadores agrícolas

- 2 de Junio, el Consejo de Gobierno de la Junta ha acordado, emprender los trámites necesarios para la aprobación de un crédito extraordinario por valor de 8 mil millones de pesetas para financiar las actuaciones sobre el vertido. Será destinado a la adquisición de las fincas agrícolas afectadas y a financiar los trabajos de retirada de lodos, con el objeto de que estos puedan estar concluidos para el mes de Octubre.

- 7 de Junio, la Comisión tiene previsto establecer la próxima semana diversos contactos con el Ministerio de Defensa para estudiar la posibilidad de la intervención del Ejército para la instalación de puentes y pontones en la cuenca, de manera que faciliten el intenso tránsito de maquinaria que se va a producir.

- 20 de Junio, Confederación Hidrográfica del Guadalquivir decide contratar una decena de empresas más, para intensificar los trabajos de recogida de lodos, ocho de estas empresas privadas actuarán bajo la fórmula de unión temporal de empresas (UTE).

- 29 de Junio, queda constituida la Comisión Mixta para el seguimiento del AEPSA especial destinado a la contratación de trabajadores agrícolas en la recogida manual de lodos de las zonas afectadas donde la maquinaria pesada no le es posible el acceso

- 3 de Julio, los jornaleros de los diez municipios afectados, solicitan participar en las tareas de recogida de lodos, son cerca de 1500, a los que se les practica un reconocimiento médico antes de comenzar los trabajos

- 15 de Julio, la Comisión de Seguimiento del AEPSA ha mantenido una reunión en la sede de la Subdelegación del Gobierno en Sevilla en la que se han aprobado los proyectos presentados por los ayuntamientos relacionados con el AEPSA especial, destinado a la retirada manual de lodos por parte de los jornaleros.

- 28 de Agosto, la Comisión de Coordinación considera que le día 31 de Agosto estará terminada toda la limpieza de márgenes y cauce del Guadamar y se iniciarán los trabajos de instalación de diques y plantas «trampa» para el control de sedimentos en el mismo cauce.

Por otro lado, se piensa que una vez que se termine la limpieza del cauce, márgenes y tierras agrícolas, la Junta de Andalucía iniciará los trabajos de repoblación para disminuir el efecto erosivo del agua de lluvia que pueda caer en otoño. Para ello las dos Administraciones acordarán una serie de medidas urgentes de reforestación de la zona, que no choque con el proyecto único de Corredor Verde que se acometerá una vez que se presente el proyecto a la Unión Europea.

GRUPO AGRICULTURA

- 7 de Mayo, como consecuencia de las negociaciones entre las organizaciones agrarias y la empresa Boliden, con la mediación de la Junta de Andalucía (Delegación de Agricultura) y la Subdelegación del Gobierno se ha conseguido un acuerdo por el que los propietarios de las diferentes fincas de cultivo recibirán la totalidad de las cantidades económicas correspondientes a los mencionados cultivos, sometiéndose ambas partes a la peritación proporcional correspondiente

- 8 de Mayo, la Delegación de Agricultura de la Junta de Andalucía mantiene una reunión con los agricultores afectados por el vertido para informarles de la situación.

La Consejería de Agricultura y Pesca ha dictado Orden de 5/05/98 por la que se ordena la iniciación del procedimiento para la elaboración de un Plan de Conservación y Defensa del suelo agrícola de la zona afectada por los vertidos de la Mina de Aznalcóllar.

- 11 de Mayo, los técnicos de este grupo de trabajo, junto a la empresa contratada por Boliden (Crawford-Thg) comienzan a peritar los daños producidos por el vertido, en cada una de las fincas ubicadas en el territorio.

- 14 de Mayo, la Consejería de Agricultura aprueba una orden para la destrucción de las cosechas de las fincas afectadas.

- 15 de Mayo, tiene lugar un encuentro en la Delegación del Gobierno de la Junta de Andalucía con los juristas de las asociaciones agrarias con implantación en la zona afectada, para tratar de la *ocupación temporal* por parte de la Administración de parte de los territorios afectados al objeto de garantizar la correspondiente retirada de lodo y posterior limpieza.

- 24 de Mayo, la Junta estudia la compra de los terrenos afectados para facilitar las tareas de limpieza.

- 3 de Junio, el Consejero de Agricultura de la Junta, mantuvo una reunión con los alcaldes de los municipios de la zona con los que abordó la propuesta de la Junta de adquirir las tierras afectadas para proceder en ellas a la retirada de lodos, tarea que comenzó el día 1 de Junio.

- 4 de Junio, la Delegación Provincial de la Consejería de Agricultura y Pesca en Sevilla solicita al Centro de Investigación y Formación Continua (CIFA) de Las Torres, el desarrollo de un protocolo de investigación y experimentación con diversos productos comerciales ofrecidos por distintas marcas y que pretenden la recuperación de los suelos afectados por el vertido.

- 9 de Junio, el Consejo de Gobierno de la Junta ha aprobado un decreto por el que se regula el procedimiento para la adquisición de las tierras afectadas por el vertido con el objetivo de convertirlas en un corredor verde. Faculta a la Consejería de Agricultura y Pesca a la compra de las fincas privadas afectadas. Los propietarios de estas fincas, voluntariamente, presentarán las ofertas de venta, aunque no se descarta que más adelante se lleve a cabo la expropiación forzosa.

- 18 de Junio, en la Subdelegación del Gobierno, alcaldes, representantes de la Administración Central y autonómica, debaten sobre el reparto de los fondos del AEPSA, en los que se contemplan una partida especial de 450 millones destinada a los pueblos afectados.

- 21 de Agosto, se han formalizado 129 ofertas de venta de propiedades a la Junta de Andalucía, que afectan a 2.714 Ha. (sólo 1.641 están físicamente invadidas por los lodos), lo que supone el 60% de las tierras que hay que adquirir. Además, 174 propietarios agrícolas han otorgado permiso para la limpieza de sus fincas, quedando pendiente sólo 5 permisos, que suman a 20 Ha.

GRUPO DE AGUAS

- 7 de Mayo, las aguas embalsadas en el Parque Natural del Entorno Doñana van a ser depuradas y tratadas químicamente para mejorar su pH y conseguir su neutralización y unas condiciones biológicas normales. Después serán vertidas al Río Guadalquivir.

- 8 de Mayo, con base a la propuesta del grupo de expertos del CSIC sobre la depuración de las aguas embalsadas en la zona de Entremuros del Parque Natural del Entorno de Doñana, el grupo de Aguas del Comité de Coordinación ha perfilado dicha propuesta como solución de emergencia, cuyos trabajos comenzarán el Sábado 9 de Mayo.

Estas tareas son: tratamiento físico químico de elevación del pH con cal. Preparación de un tanque de 30.000 m² de superficie aproximada, impermeabilizado con fondo de piedras. Construcción de una depuradora para tratamiento de lixiviados.

- 9 de Mayo, las empresas públicas TRAGSA, EGMASA, y técnicos de Confederación Hidrográfica del Guadalquivir deciden construir otro muro que sirva de refuerzo al dique que actualmente retiene las aguas acumuladas en la zona de Entremuros, para evitar cualquier filtración del agua tóxica en el Guadalquivir, por que ceda o se desborde el dique existente.

Se iba a proceder en los próximos días a la depuración de 2 Hm³ de aguas acumuladas para su posterior vertido al Guadalquivir. Se realizaría en dos tanques naturales, aprovechando los recursos naturales y la orografía del terreno, instalando un fondo impermeabilizante para poder retirar más tarde los lodos tóxicos del fondo y evitar que se queden en el suelo. Esta depuración se llevaría a cabo a través de un proceso físico-químico basado en la elevación del pH del agua con cal, provocando la precipitación de los metales pesados y la decantación del agua, que una vez desprovista de estos elementos contaminantes se llevaría a cabo su vertido al Guadalquivir a través del canal de Aguas Mínimas. Los lodos generados se depositarían en el fondo de estos tanques y posteriormente, una vez espesados y secados, se retirarían con maquinaria y se transportaría en camiones.

-11 de Mayo, se empiezan las obras para la construcción de los tanques que servirán para la depuración de las aguas acumuladas en la zona de Entremuros. Realizadas por la empresa TRAGSA, contratada por la Secretaría de Estado de Aguas del Ministerio de Medio Ambiente.

-18 de Mayo, tareas de realización del nuevo muro de refuerzo, el recrecimiento del dique que actualmente contiene las aguas del vertido y la ejecución de los tanques que las depurarán.

- 22 de Mayo, un laboratorio móvil de CSIC realiza pruebas de medición del agua retenida en Entremuros, llevadas a cabo por miembros de la Escuela de Ingenieros de Caminos de Madrid y por técnicos del Instituto Geológico y Minero. Estudiando la posibilidad de soltar agua ya depurada al Guadalquivir si existieran garantías analíticas.

- 25 de Mayo, el grupo de científicos acuerda que el vertido de las aguas retenidas al Guadalquivir debe hacerse después de su depuración, ya que las concentraciones de Zinc y Cadmio no se encuentran dentro de los valores máximos establecidos en el Decreto 14/96 de la Junta de Andalucía, por el que se aprueba el Reglamento de Calidad de Aguas Litorales. La depuración deberá ser a base de un tratamiento de Hidróxido de calcio, hidróxido de sodio o una combinación de ellos, para llevar el pH del agua hasta valores de 8-8.5, aportar al desagüe una fracción de agua excedente del cultivo de arroz, etc.

- 26 de Mayo, se inician los preparativos y obras previas para proceder en los próximos días al tratamiento del agua retenida en la zona de Entremuros, proceso acordado por técnicos del Instituto Geológico y Minero, el Consejo Superior de Investigaciones Científicas (CSIC), y miembros de la Delegación de Medio Ambiente y de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (CHG). El tratamiento permitirá la absoluta neutralidad de las aguas y el cumplimiento de la legislación vigente en materia de aguas, para su posterior vertido al río Guadalquivir.

- 28 de Mayo, el delegado de la Junta en Sevilla y el subdelegado del Gobierno, como responsables de la Comisión de Coordinación, mantienen una reunión en Sanlúcar de Barrameda con representantes del sector turístico, pesquero y asociaciones ecologistas con el objetivo de informarles sobre esta medida y explicarles que se realizará con todas las garantías.

- 8 de Junio, los responsables de la Comisión mantienen un encuentro con los representantes del Departamento de Ingeniería Química y Ambiental de la Escuela Superior de Ingenieros de Sevilla para analizar la depuración y desembalse del agua retenida en la zona de Entremuros.

- 9 de Junio, la Escuela Superior de Ingenieros de Sevilla será la encargada de dirigir el proyecto de depuración y desembalse del agua retenida en Entremuros, operación que se realizará con la utilización de carbonato sódico y con la construcción de balsas para afinar la depuración y garantizar el buen estado del agua antes de su vertido al Guadalquivir.

- 10 de Junio, el proceso de depuración será ejecutado por varias empresas, bajo la dirección del Departamento de Ingeniería Química Ambiental de la Escuela Superior de Ingenieros de Sevilla.

- 15 de Junio, se aprueba el comienzo de las obras para la construcción de una gran balsa de 1 Km² en el que se procederá a la depuración de forma experimental de 100 mil m³ del agua retenida. Esta prueba de depuración, que realizarán varias empresas privadas cuyos contratos está cerrando la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, se realizará a base de un tratamiento masivo con carbonato sódico y de sus resultados dependerá la decisión que se adopte posteriormente con el objetivo de garantizar el perfecto estado del agua antes de su desembalse al Guadalquivir.

Las obras de ingeniería civil para la construcción de esta balsa, situada fuera del Lucio del Cangrejo, será realizada por la empresa pública TRAGSA, mientras que la depuración del agua será dirigida por el Departamento de Ingeniería Química Ambiental de la Escuela Superior de Ingenieros Industriales de Sevilla.

- 26 de Junio, la Comisión de Coordinación acuerda la construcción de la depuradora para tratar el agua retenida en la zona de Entremuros.

Se va a proceder a realizar las actuaciones previas con el objeto de desembalsar una parte del agua retenida, en concreto la que se encuentra en buen estado y cumple con todos los requisitos legales actualmente vigentes en materia de aguas.

- 28 de Junio, el Ministerio de Medio Ambiente, a través de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, procede a la construcción de la depuradora que tratará las aguas retenidas en la zona de Entremuros, cuya explotación será llevada a cabo por PRIDESA.

- 10 de Julio, ha comenzado a llenarse la balsa de decantación en la que se va a realizar la depuración experimental. La balsa está habilitada en el dique que actualmente retiene al agua acumulada en Entremuros y el muro de refuerzo levantado en sus inmediaciones, con un bombeo de cerca de 80.000 m³ de agua con los que se realizará la prueba experimental basada en el tratamiento de carbonato sódico y otros reactivos.

- 14 de Julio, el Instituto Geominero ha realizado la prueba de depuración con el agua bombeada a la balsa de decantación habilitada en el dique. Se ha realizado tratando el agua con carbonato sódico, además de incluir otros reactivos con el objeto de eliminar el cinc que contiene el agua embalsada. Seguidamente se han tomado muestras del agua tratada para la realización de los correspondientes análisis, tarea para la que se ha desplazado a este lugar un laboratorio móvil. Por otra parte prosigue la construcción de la depuradora cuyas obras están a punto de concluir.

- 17 de Julio, la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir informa a la Comisión de Coordinación sobre la depuración experimental realizada por el Instituto Tecnológico y Geominero con cerca de 100.000 m³ del agua retenida en la zona de Entremuros. Se ha valo-

rado positivamente y se insta a la Confederación y al Ministerio de Medio Ambiente a que remitan a la Consejería de Medio Ambiente la memoria técnica de la depuración y la solicitud de autorización correspondiente para proceder al desembalse del agua. También se decide que el vertido del agua al Guadalquivir se realice después de informar a las poblaciones afectadas, Sanlúcar de Barrameda y Trebujena.

- 21 de Julio, los representantes de la Comisión de Coordinación mantienen una reunión informativa en el Ayuntamiento de Sanlúcar de Barrameda, con todos los colectivos sociales, políticos y económicos de la zona con el objeto de explicarles los resultados de la citada depuración de agua y el inmediato desembalse de la misma al Guadalquivir.

La Consejería de Medio Ambiente, ha acordado conceder excepcionalmente la autorización necesaria para el desembalse al Guadalquivir.

- 22 de Julio, el desembalse al Guadalquivir de agua depurada con carbonato sódico ha sido aplazado por problemas técnicos y de infraestructura surgidos a última hora y relacionados con la conducción del agua hasta el río.

- 24 de Julio, la Comisión de Coordinación decide el comienzo del desembalse al río Guadalquivir, en el día de hoy. Se verterá el agua depurada con carbonato sódico, junto a ella también el agua retenida en los tramos que van desde el comienzo de Entremuros hasta el puente de los Vaqueros y desde el puente de Don Simón hasta la Vuelta de Arena. Se emprende el vertido de 110.000 m³, 60.000 procedentes del tratamiento químico efectuado por el Instituto Tecnológico Geominero y 50.000 correspondientes al agua en buen estado retenida en los tramos anteriormente mencionados.

- 11 de Agosto, comienza la depuración de aguas de Entremuros a través de la nueva depuradora, una vez terminadas las pruebas posteriores a su construcción. Esta depuración consiste en un tratamiento físico-químico, con hidróxido cálcico, donde precipitan los metales existentes. Los lodos producidos se desecan para su posterior almacenamiento y transporte a la corta de Aznalcóllar en la Mina. La depuradora admite un caudal de 70.000 m³, lo que unidos a los 70.000 que se depuran por tratamiento químico y a los 40.000 de aguas limpias, sitúan en una media cercana a los 200.000 m³ de desembalse de agua diario.

- 21 de Agosto, la Comisión de Coordinación informó que se ha dado por finalizado el sistema de depuración con sosa en la balsa de experimentación a cielo abierto, quedando la depuradora construida en Entremuros como único sistema de limpieza. Se piensa que concluirán los trabajos de depuración el 31 de Agosto, para iniciarse a primeros de Septiembre la limpieza de residuos del fondo de la balsa y del resto de la zona. De esta forma toda el agua estaría vertida en su cauce normal, y controlada de forma preventiva por la depuradora hasta mediados de Octubre.

-31 de Agosto, el grueso del agua retenida en Entremuros ha sido depurada y vertida en las últimas horas de este día, quedando tan sólo en esta zona pequeños embalsamientos , que serán bombeados para su depuración.

GRUPO SALUD

- 7 de Mayo, se publica un bando por los Ayuntamientos de la zona prohibiendo la manipulación de lodos por personas no autorizadas para ello.

- 14 de Mayo, se envían escritos a los diez municipios de la zona afectada para que adviertan a la población de no consumir agua de los pozos cercanos a la cuenca del Guadamar.

-18 de Mayo se constituye un grupo de expertos en toxicología que asesoraría a la Comisión de Coordinación en temas de Salud. Este grupo está compuesto por catedráticos de distintas universidades andaluzas y por expertos de la Consejería de Salud.

- 24 de Mayo, la Conserjería de Medio Ambiente ha puesto en marcha una campaña de estudios de la calidad del aire con el objeto de controlar la posible incidencia del vertido en la zona afectada.

- 6 de Junio, a pesar de no encontrarse anomalías en el aire de la zona, con la llegada del verano se decide humedecer el suelo afectado por los lodos, para evitar así la suspensión de partículas en el aire.

- 22 de Agosto, todos los informes sobre higiene alimentaria, estado del agua y del aire arrojan datos positivos, permaneciendo la situación dentro de todos los parámetros normales.

GRUPO SEGURIDAD

- 9 de Mayo, Guardia Civil, Policía Local y Unidad de Policía Adscrita a la Junta coordinándose en las distintas tareas de seguridad en las zonas afectadas, impidiendo el acceso a las mismas de toda persona ajena a las labores de recogida de lodos y recuperación del cauce del Guadamar.

- 18 de Mayo, se vela por el cumplimiento de la Orden vigente que prohíbe cualquier actividad agrícola y ganadera y restringe el acceso a las mismas a toda persona ajena a las tareas de limpieza de la cuenca.

- 24 de Julio, la Comisión decide que se extremen las medidas de seguridad, debido a los accidentes de tráfico ocurridos entre los camiones que transportan los lodos a la antigua corta de la mina, y los vehículos circulantes por las vías.

- 3 de Agosto, el grupo de Trabajo se reúne bajo la presidencia del delegado del Gobierno de la Junta de Andalucía en funciones, acordando una serie de medidas encaminadas a mejorar los trámites de descarga de los lodos en el interior:

- 6 de Agosto, la Comisión de Coordinación acuerda la adopción de medidas de seguridad para el transporte por carretera hasta la mina, de los lodos recogidos, entre las que se cuentan, señalizaciones intensiva de carreteras, normas de seguridad para los camioneros que transportan lodos y recomendaciones de que se reduzca al máximo posible la circulación por las carreteras del entorno, tomándose en la medida de lo posible vías alternativas.

- 14 de Agosto, a partir de los próximos días, los efectivos de la Guardia Civil que se encarguen de la vigilancia y regulación del tráfico en las carreteras más transitadas por los camiones que transportan el material retirado pertenecerán a una unidad especial designada a tal efecto por este cuerpo, con el objeto de optimizar la coordinación en sus trabajos.

- 26 de Agosto, continúan funcionando con normalidad el operativo especial montado por la Guardia Civil para controlar el tráfico y seguridad de las carreteras más transitadas así como los caminos que conducen a ella. Participan 20 efectivos del cuerpo especialmente designados, que reciben apoyo de las diferentes unidades de las localidades afectadas y de los jornaleros procedentes del AEPSA extraordinario que colaboran en trabajos de señalización.

BIBLIOGRAFIA

- Conserjería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía.(1998).

Web: www.cma.caan.es/aznalcollar/informes.htm

-.Conserjería de Medio Ambiente (Junta de Andalucía).(1998).

Web: www.cma.caan.es/aznalcollar/informes/waterhouse/seguimiento.htm

- Bravo, I. (1998). Recomendaciones científicas sobre Doñana. Mundo Científico. nº 193, pp 79-82.

6.- LINEAS DE ACTUACIÓN

6.1.- AGUAS.

6.1.1.- ENSAYOS DE TRATABILIDAD DEL AGUA TOXICA

Inmaculada Cuenca (GesLab), Luciana Sánchez (GesLab), Andrés Caraballo (Consej. Medio Ambiente) y Grupo T.A.R.

ENUNCIADO DEL PROBLEMA

La calidad de las aguas naturales se define en función del uso que se establezca de las mismas. Así, los parámetros que determinan esta calidad serán diferentes y tendrán distintos valores cuantitativos si el uso del agua se destina a baño, consumo humano, riego, uso industrial, recreativo, etc.

Los vertidos contaminantes van a incidir directamente sobre la calidad. Una emisión polucionante que se produzca puntualmente en un determinado cauce se puede transmitir aguas abajo a lo largo de la red hidrológica a la que pertenece, en función de la carga de dicha emisión.

De forma natural un río es capaz de autodepurarse gracias a procesos físico-químicos y biológicos, que ayudan a reducir la presencia de contaminantes en sus aguas. Esto ocurre siempre que la carga sea relativamente pequeña. Cuando el vertido (directo o indirecto) sobrepasa determinadas concentraciones, esta respuesta natural no es posible. En estos casos se obliga a un tratamiento previo a la evacuación a la cuenca fluvial, ajustando los parámetros de salida a los establecidos por la normativa vigente.

La Administración proporciona las autorizaciones de vertido, por lo que las emisiones deben estar perfectamente controladas y reguladas (Art.245. Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas).

Como consecuencia del vertido tóxico en el Guadamar, quedaron retenidos cerca de 3 millones de m³ de agua contaminada en la zona de Entremuros



Foto 1: Aguas ácidas retenidas en Entremuros 5/05/98.

Todos los residuos, producto de los distintos tratamientos a los que se someten a las piritas (lavado, flotación, etc.), eran almacenados en una balsa que sufrió la rotura, vertiéndose su contenido al río Agrio que a su vez desemboca en el Guadiamar, con lo cual discurrió por éste hacia al Guadalquivir. Esta balsa contenía restos de pirita flotada (con muy pequeña granulometría, del orden de micras) y subproductos de reacciones químicas de oxidación, precipitación, etc., que contienen metales pesados (Cu, Zn, Pb, Ni, Cd...) y otros elementos. También se encuentran almacenados compuestos orgánicos (hidrocarburos aromáticos, aminas, etc.) que son resultado de los procesos de purificación.

HIPÓTESIS DE SOLUCIÓN

El primer objetivo sería caracterizar las aguas allí retenidas y poder determinar el tratamiento adecuado para ser aplicado con carácter de urgencia.

La elevada acidez y alta concentración en metales pesados, determinan un tratamiento de neutralización que lleve asociado la precipitación de los metales.

Los compuestos empleados en el tratamiento deberían reunir las siguientes características:

- ✓ Disminuir las concentraciones de metales a los niveles establecidos por la normativa vigente.
- ✓ Elevar el pH a los valores deseados en poco tiempo
- ✓ Subida significativa de pH con poca cantidad de reactivo.
- ✓ Evitar reacciones secundarias no deseadas.
- ✓ Alta velocidad de decantación.
- ✓ Generar poco volumen de fangos.
- ✓ Agua de salida, tras el tratamiento, dentro del rango establecido por normativa.
- ✓ Económicamente competitivos.

En función de los resultados obtenidos y de las características del agua retenidas en los sucesivos días (cambio en los parámetros físico-químicos), se plantearía un tratamiento de optimización del proceso.

METODOLOGÍA

Realizamos un muestreo el 5 de mayo de 1998 en la zona llamada Entremuros, concretamente en el área próxima al muro de contención.

Los parámetros físico-químicos de las aguas allí retenidas fueron tomados con una sonda multiparamétrica (Yellow Spring, YSI 600XL): temperatura, pH, oxígeno disuelto, sólidos totales disueltos, potencial redox, conductividad y salinidad. Posteriormente se efectuaron las medidas de las concentraciones en metales : Cd, Fe, Pb, Mn y Zn por espectrofotometría de absorción atómica de llama aire-acetileno y elementos como el Hg y As por generación de hidruros.

Una vez caracterizada el agua se procede, a escala laboratorio, a realizar ensayos físico-químicos en “Jar-Test”, con el objeto de encontrar el reactivo más idóneo para conseguir neutralizar el agua (ya que los metales pesados en su mayoría precipitan a un pH entre 8 y 11, sin redisolverse (Burriel et al, 1998) (Foto 2).

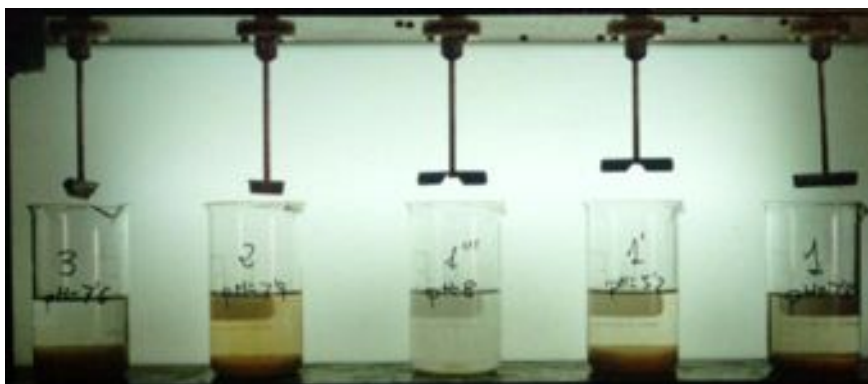


Foto 2 : Ensayos en “Jar-Test”

Los ensayos se realizaron con sosa (NaOH), óxido de calcio (CaO), hidróxido cálcico ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) y carbonato cálcico (CaCO_3), siendo el 10% el porcentaje en el que dichos compuestos actuaban satisfactoriamente disminuyendo significativamente la concentración en metales. Partimos de un volumen conocido del agua tóxica a la que añadimos, en agitación, diferentes volúmenes de base.

El siguiente paso sería determinar si adicionando otros reactivos (coagulantes y floculantes) podríamos conseguir mantener la concentración de la mayoría de los metales pesados en, o por debajo de los valores mínimos admitidos para los vertidos de agua al cauce.

El procedimiento consistía en elevar el pH de un volumen conocido del agua ácida muestreada con $\text{Ca}(\text{OH})_2$ al 10% y, siempre en agitación, añadir un coagulante y en su caso un floculante.

El 9 de mayo realizamos un recorrido desde el Puente de Don Simón hasta el muro de contención (Ver Anexo Cartográfico: Mapas 17 y 18) con la idea de establecer las características del agua embalsada en todo el trayecto.

De la misma forma que en el muestreo anterior, se midieron los parámetros físicos y químicos del agua tomada en cada punto.

Posteriormente se realizaron los ensayos siguiendo el mismo procedimiento (subida de pH con hidróxido cálcico al 10% y posterior tratamiento con coagulantes y floculantes) y se analizaron zinc, hierro y manganeso, dado que estos metales se encontraban en mayor concentración y muy por encima de los rangos establecidos por la normativa.

Los ensayos en laboratorio realizados serían:

- 1.- T1: Subida con $\text{Ca}(\text{OH})_2$ al 10%
- 2.- T2: T1 + sulfato de alúmina.
- 3.- T3: T1 + policloruro de aluminio.
- 4.- T4: T1 + Cl_3Al .
- 5.- T5: T1 + Cl_3Fe .
- 6.- T6: T1 + W.A.C.

Los ensayos se realizaron con una muestra representativa del agua embalsada en los últimos 200 m hacia el dique de contención. La medida de los metales se obtuvieron mediante espectrofotometría de absorción atómica (llama aire-acetileno), siendo los límites de detección de los metales analizados:

Zinc.....L.D. = 7.9 ppb.

Manganeso.....L.D. = 5.0 ppb.

Hierro.....L.D. = 20.0 ppb.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los valores de los parámetros medidos de los puntos de muestreo correspondientes al 5 de mayo de 1998 quedan recogidos en la siguiente tabla (Tabla I):

Punto de muestreo	T (°C)	pH	DO (mg/l)	TDS (g/l)	REDOX mV	CND (mS/cm)	SAL (g/l)
D1	17,8	3,3	2,5	6,3	15	8,3	5,5
D2	17,6	2,5	1,9	6,3	28,9	8,3	5,4
M1	20,4	2,8	4,6	6,8	23,7	9,5	5,9
M1A	20,2	3,1	4,2	6,8	18,1	9,6	6
M1B	20,3	3	4,2	6,9	20,5	9,5	6
M1C	20,3	2,9	4,3	6,8	23,1	9,3	5,8
M2A	18,8	2,5	3	6,7	28	8,5	5,5
M2B	18,7	2,5	3,5	6,3	29,6	8,6	5,5
M2C	18,8	2,6	2,2	6,3	27	8,6	5,5
IZ1	18,5	3,4	5,8	6,3	19,7	8,5	5,5
IZ2	18	3,1	6,5	6,3	21	8,5	5,5

Tabla I. Parámetros físico -químicos medidos el 5/05/98.

Se trataba de aguas muy ácidas (el pH se mantiene por debajo de 3.4), hay que tener en cuenta que el valor propio de las aguas superficiales oscila entre 6 y 8 (Burriel et al.,1998). Además se producían emisiones gaseosas que causaban irritaciones en nariz y ojos, notándose un olor fuerte. También se detectaron elevadas salinidades que si bien valores altos son propios de las zonas de marismas, se vieron acrecentados por la propia composición de las aguas tóxicas retenidas. Los niveles de oxígeno disuelto, no parecían indicar una alta carga orgánica disuelta en las aguas (Tabla I).

Se detectaban concentraciones en metales (Fig. 1) con valores muy por encima de los establecidos por la normativa española de vertidos de agua al cauce (Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas; Anexo al Título IV). Destacando las enormes concentraciones en Zn y Mn, triplicando el zinc la concentración de este último (Fig 2).

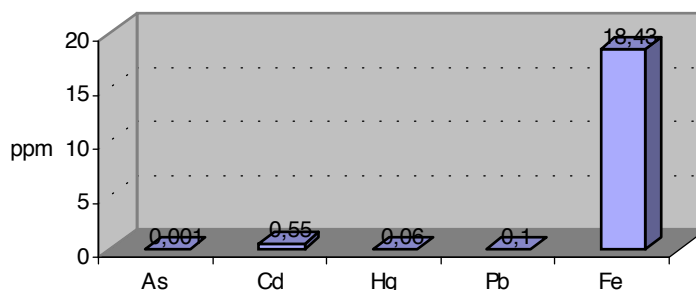
**CONCENTRACION EN METALES DE LAS AGUAS
ACIDAS RETENIDAS EN ENTREMUROS (I)**

Figura 1: Concentraciones obtenidas a partir de las muestras del 5/05/98
(GesLab,s.Coop.And.).

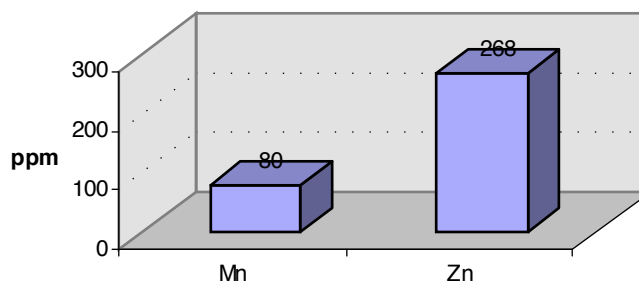
**CONCENTRACION EN METALES DE LAS AGUAS
ACIDAS RETENIDAS EN ENTREMUROS (II)**

Figura 2: Concentraciones de Mn y Zn obtenidas de las muestras del 5/05/98
(GesLab,s.Coop.And.).

Con relación a los tratamientos físico-químicos realizados con sosa, óxido de calcio, hidróxido cálcico, hidróxido sódico y carbonato cálcico, se comprobó como el carbonato cálcico no subía de forma significativa el pH, produciéndose la saturación antes de alcanzar el valor deseado. El resto de las bases se ajustaba bastante bien a los objetivos reflejados en las hipótesis de partida, pero con las siguientes salvedades:

- ✓ CaO y Ca(OH)_2 elevan el pH al valor deseado en poco tiempo y con un volumen significativamente menor al carbonato cálcico, además de no llegar al punto de saturación.
- ✓ CaO presenta el inconveniente de dar lugar a una reacción exotérmica (se desprende calor).

Realizado un test agudo de 24 horas con *Daphnia magna* (APA-AWWA-WPCF, 1992) al agua bruta y al agua después del primer tratamiento con hidróxido cálcico, la disminución de toxicidad fue de cuatro veces (Tabla II).

Tipo de Agua	EQUITOX
Bruta	24'61
Bruta + Ca(OH)_2	6'27

Tabla II: Ecotoxicidad en el agua bruta y tras el tratamiento con hidróxido cálcico, medida en el agua muestreada el 5/05/98.

Así pues, consideramos el hidróxido cálcico como el reactivo neutralizante más adecuado, ajustándose a los objetivos que nos habíamos marcado.

Cuando se procedía a tratar únicamente con Ca(OH)_2 descendían considerablemente las concentraciones en metales pesados, e incluso se mantenían por debajo de los valores establecidos por ley, a excepción del Mn (Fig.4). Al añadir los coagulantes se consigue reducir la concentración en este elemento e incluso también la concentración de Hg (Fig.3 y Fig.4).

CONCENTRACION EN METALES (II) (5/05/98)

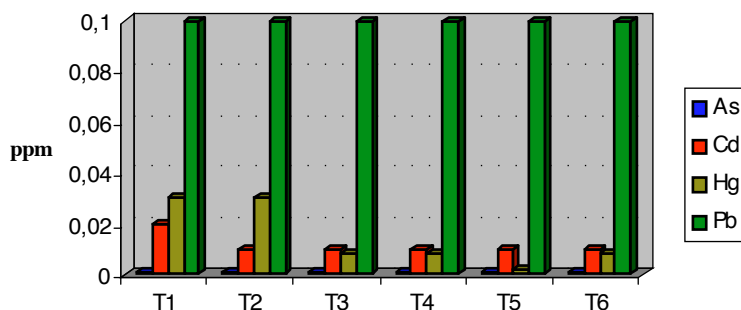


Figura 3: Medidas realizadas por espectrofotometría de AA de llama (aire-acetileno), salvo en el caso del mercurio y del arsénico que se obtuvieron por generación de hidruros: T1: tratamiento Cl_3Al ; T2: tratamiento con Cl_3Fe ; T3: tratamiento con sulfato de alúmina, T4: tratamiento con policloruro de aluminio; T5: tratamiento con W.A.C.; T6: tratamiento solo con $\text{Ca}(\text{OH})_2$. (GesLab,s.Coop.And.).

CONCENTRACION EN METALES (III) (5/05/98)

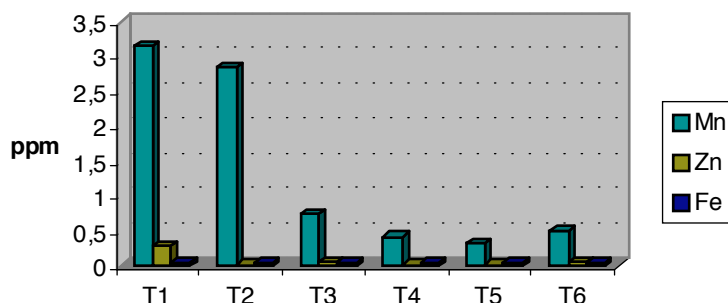


Figura 4: Medias de hierro, zinc y manganeso obtenidas de los tratamientos:

T1: tratamiento Cl_3Al ; T2: tratamiento con Cl_3Fe ; T3: tratamiento con sulfato de alúmina, T4: tratamiento con policloruro de aluminio; T5: tratamiento con W.A.C.; T6: tratamiento solo con $\text{Ca}(\text{OH})_2$. (GesLab,s.Coop.And.).

Los mejores resultados se obtuvieron con el policloruro de aluminio, proporcionaba una buena decantabilidad y la consistencia de los fangos era mayor que en los demás casos, aunque el volumen producido sea alto en comparación con los demás reactivos (Fig.5). El menor volumen de fangos se obtenía con el tricloruro de hierro, pero las concentraciones en este metal que quedaban en disolución eran elevadas.

TRATAMIENTO CON COAGULANTES

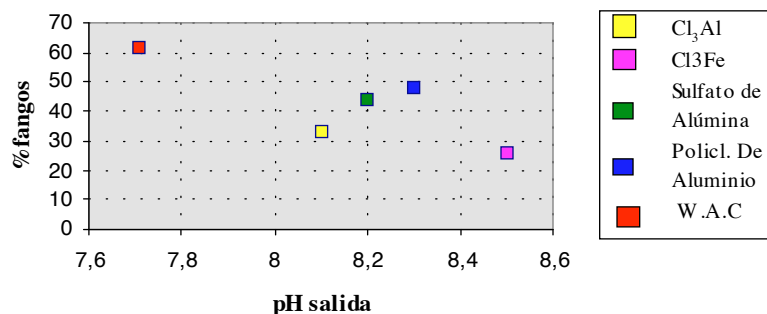


Figura 5: Porcentaje de fango producido y pH de salida tras cada tratamiento

El W.A.C. daba lugar a un tiempo de decantación demasiado elevado y el volumen de fangos que generados superaba el 50%, por todo ello fue descartado.

Así pues el tratamiento físico-químico de emergencia propuesto como el más idóneo era elevar el pH con hidróxido cálcico y posteriormente tratar con policloruro de aluminio.

Los valores de los parámetros físico-químicos en cada punto del muestreo correspondiente al 9 de mayo de 1998 fueron (Tabla III):

Km	pH	Redox (mV)	Cnd (mS/cm)	DO (mg/l)	Sal (g/l)
14	7,8	-65	7,4	6,6	3,8
10	7,9	-64,6	7,8	7,4	4,1
4	7,6	-59,1	8,7	7,1	4,8
2	7,1	-51,8	9,7	6,8	5,5
1	6,9	-47,7	9,7	7,3	5,6
0,3	5,9	-30	9,7	6,8	5,5
0,28	5,3	-19,5	9,7	6,8	5,5
0,26	5,1	-15	9,7	6,8	5,5
0,24	5,1	-16	9,6	7	5,5
0,22	4,8	-11	9,6	7	5,5
0,2	5	-14	9,5	7	5,5
0,18	5	-14,5	9,4	7	5,5
0,16	4,9	-12,2	9,3	6,9	5,5
0,14	4,9	-12,2	9,3	6,7	5,5
0,12	4,8	-10	9,3	6,7	5,5
0,1	4,6	-6,3	9,3	6,6	5,5
0,08	4,5	-5,5	9,3	6,3	5,5
0,06	4,5	-5,5	9,3	6,6	5,5
0,04	4,4	-3,8	9,3	6,2	5,5
0,02	4,3	-1,7	9,3	6,4	5,5
0	4,3	-1,7	9,3	6,4	5,5

Tabla III: Parámetros físico -químicos medidos el 9/05/98.

Las aguas embalsadas sufrieron un cambio significativo de pH presentando valores básicos (Tabla III), quedando el límite de aguas ácidas relegado a los últimos 300 metros del dique de contención de Entremuros (Fig.6). En este tramo el pH va aumentando linealmente de 4.3 a 6. (Fig. 7).

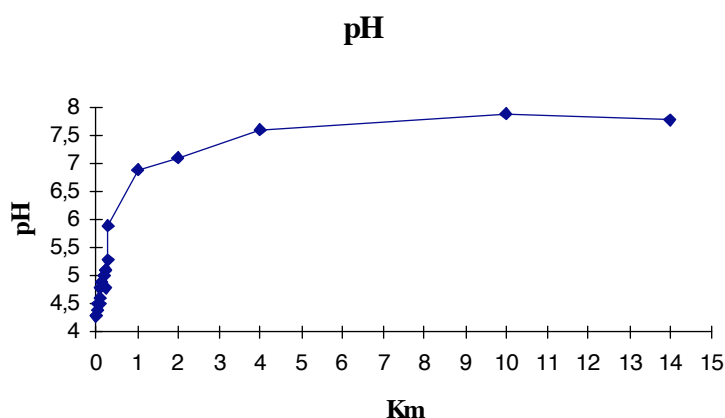


Figura 6: Evolución del pH en las aguas embalsadas entre el muro de contención y el puente de Don Simón (9/05/98).

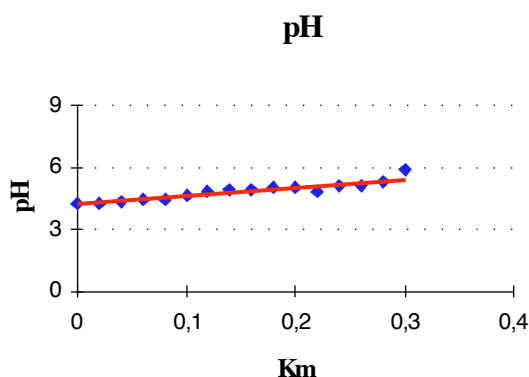


Figura 7: Evolución del pH en las aguas embalsadas en los últimos 300 m hacia el dique de contención (9/05/98).

Los valores de oxígeno disuelto aumentaron sensiblemente respecto al muestreo anterior, oscilando en valores entre 6 y 7. La salinidad se mantiene en torno a los mismos valores (Tabla III). Otro parámetro que presenta variaciones es el potencial redox que ha sufrido una fuerte disminución menos acusada cuanto más próximo está el punto de muestreo al dique, coincidiendo con las aguas de menor valor de pH. Así pues en esta área nos encontramos un ambiente más oxidante (donde hay acumulados compuestos muy susceptibles a ser reducidos), lo cual conduce a pensar que en las proximidades del dique de contención se encuentran acumulados los compuestos contaminantes en mayor proporción respecto al resto del área muestreada (Figura 8).

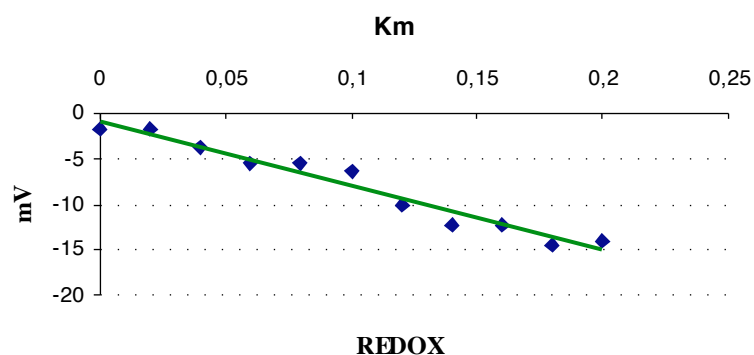


Figura 8 : Variación del potencial redox en los últimos 200 m hacia el dique de contención (9/05/98).

Al tratar las aguas con coagulantes y floculantes tras la subida de pH con hidróxido sódico al 10%, se obtuvieron las siguientes concentraciones en Mn, Fe y Zinc (Tabla IV):

Tratamiento	[Mn] (ppm)	[Zn] (ppm)	[Fe] (ppm)
AB	109	282	22,5
T1	1,88	0,37	0,04
T2	0,09	N.D.	N.D.
T3	0,5	N.D.	N.D.
T4	1,4	0,24	0,09
T5	0,66	0,41	0,13
T6	1,42	0,18	0,18

Tabla IV: Concentración de Mn, Zn y Fe correspondiente al agua muestreada el (9/05/98)

De nuevo el tratamiento con policloruro de aluminio (después de elevar el pH con hidróxido sódico), presentaba unos resultados óptimos en cuanto a la eliminación de estos metales en el agua (Fig 9). Los valores de salida se encontraban por debajo de los límites de vertido que establece la normativa Española y la disminución de la concentración en estos metales es muy elevada si comparamos con los valores de partida del agua muestreada. (Tabla IV).

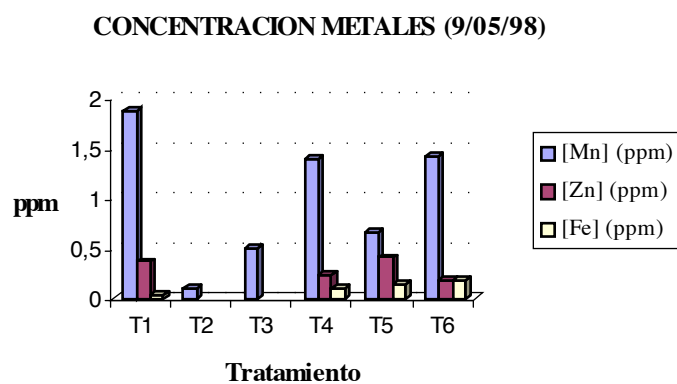


Figura 9: Concentraciones de Mn, Zn y Fe correspondiente al muestreo realizado el 9 /05/98.

BIBLIOGRAFIA

- APHA-AWWA-WPCF. (1992). Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ed Díaz de Santos, S.A. Madrid.

 - Burriel Martí, F.; Lucena Conde, F.; Arribas Jimeno, S.; Hernández Méndez, J. (1998). Química analítica cualitativa. Ed. Paraninfo. Madrid.

 - Centro de Análisis de Aguas. (1991). Reglamento de la Ley de Aguas. Murcia

 - Torra, A.; Valero, F.; Bisbal, J.L.; Tous, J.F. (1998). Policloruro de aluminio en el proceso de potabilización de aguas superficiales. Tecnología del Agua, Nº117, p 58-67.
-

6.1.2.- SISTEMA DE DEPURACION PROPUESTO CON CARACTER URGENTE PARA TRATAR EL AGUA ACIDA INICIAL

D. José Barraca Esteban (Hidro-Boureau, S.A.) y Grupo T.A.R.

ANTECEDENTES

El Grupo de Tratamiento de Aguas Residuales de la Escuela Universitaria Politécnica de la Universidad de Sevilla propuso inicialmente, pocos días después de haber ocurrido el vertido un posible tratamiento, para la depuración de las aguas embalsadas en Entremuros.

Según los análisis llevados a cabo con muestras recogidas en Entremuros, los niveles de acidez del agua son bastante elevados, presentando además, un gran contenido en metales.

Sería necesario, por tanto, buscar una solución lo más adecuada posible para aumentar este pH y conseguir precipitar, la mayor parte de estos metales. El objetivo último, era obtener un agua con la suficiente calidad para ser vertida al cauce.

En los laboratorios del Grupo T.A.R. se realizaron ensayos físico-químicos con diferentes polielectrolitos, para ver cual de ellos era el más adecuado en este tipo de agua. A si mismo, se probaron distintos reactivos: hidróxido sódico - Na(OH) -, hidróxido cálcico - Ca(OH)_2 -, óxido de calcio - CaO - y carbonato cálcico - CO_3Ca -, llegándose a la conclusión de que con Ca(OH)_2 se obtienen los mejores resultados para la eliminación de estos metales. Además, ayudado con la adición de un floculante se aumentan considerablemente los rendimientos (ver apartado 6.1.1).

Para la realización del diseño del Proyecto de la Estación Depuradora de Aguas Residuales, se ensayaron los distintos reactivos en columnas de metacrilato de dos metros de altura y se procedió a medir la velocidad de decantación y la altura de la columna de fangos para un tiempo óptimo de decantado (Foto 1).

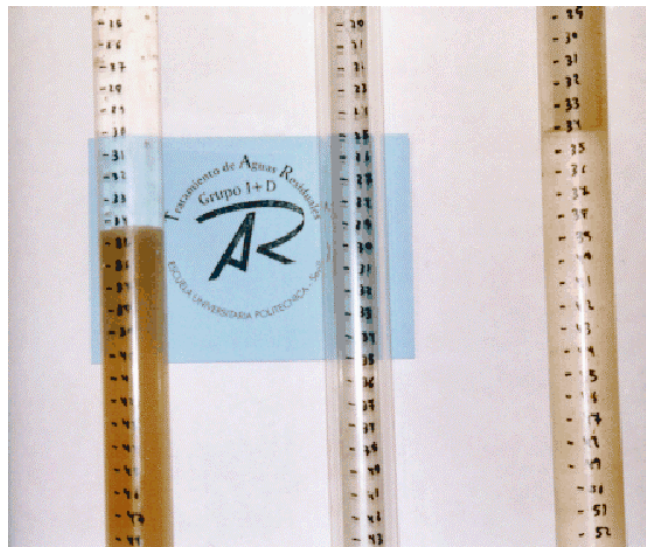


Foto 1: Decantación en columna de fangos.

SOLUCIÓN PROPUESTA

Por más que sea obvio se marcan dos objetivos en la planta a diseñar:

1. Precipitar metales pesados.
2. Separar los fangos obtenidos.

Los ensayos anteriores permiten mejorar los diseños de los decantadores y adecuarlos a los resultados experimentales de los fangos obtenidos.

De acuerdo con los resultados obtenidos a escala de laboratorio se propuso la siguiente línea de tratamiento a escala real para las aguas ácidas embalsadas:

- ✓ Desbaste, consistente en una reja de gruesos en la que se van a separar los sólidos de mayor tamaño que lleva consigo el agua.
 - ✓ Tanque de mezcla, en el cuál se mezclará el agua a tratar con el reactivo, mediante agitación rápida con una tolva para la dosificación de la cal y otro tanque con agitación lenta donde se le añade el sulfato de alúmina, mediante una bomba dosificadora.
 - ✓ Decantación, en la que se van a separar los fangos del agua, se estima que el fango supone un 40% del contenido del decantador siendo el 60% restante el agua depurada.
 - ✓ Deshidratación mediante centrifugadora a la que pasarán los fangos que salen del decantador para separar el agua que aún contienen que supone un 15% del producto inicial siendo un 25%
-

del mismo el fango eliminado.

El agua sobrenadante que se separa en la centrifugadora se recircula al decantador.

Los fangos que provienen de la deshidratación pasarán a una cinta transportadora que los llevará a una tolva y luego serán transportados en camiones hasta el lugar donde se almacenen.

CÁLCULOS

Rejas de gruesos.

Caudal a tratar (Q): 0.6236 m³/s

Separación entre barrotes: S = 100 mm

Ancho del barrote: A = 25 mm

Material (rejas): acero al carbono

Material (canal): hormigón

Rejas inclinadas con una pendiente de 65° (α)

Altura de agua (H): 1 m

Velocidad de paso (v_p): 0.6 m/s

$$Q_p * (A + S)$$

$$W = \frac{Q_p * (A + S)}{v_p * \sin(\alpha)} \Rightarrow w = 1.20 \text{ m.}$$

$$S * H * V_n$$

Canal de Mezcla

Velocidad transversal: $V_t = 0.3 \text{ m/s}$

Velocidad de sedimentación: $V_s = 0.02 \text{ m/s}$

Caudal: $Q_p = 0.623 \text{ m}^3/\text{s}$

Profundidad del canal de mezcla: H = 1m

Sección transversal: S_t

$$S_t = 0.623/0.3 = 2.08 \text{ m}^2$$

Anchura del canal de mezcla: A_c

$$A_c = S_t / H = 2.08/1 = 2.08 \text{ m}$$

Tiempo de sedimentación: T_d

$$T_d = H / V_s = 1/0.02 = 50 \text{ s}$$

Longitud de decantación: L

$$L = T_d \times V_t = 50 \times 0.3 = 15 \text{ m}$$

Zig-Zag:

Longitud = 3m

Ancho = 2m

Altura = 1m

Nº de tramos = 4

Longitud total del tanque de mezcla = 12 m

Decantación

Tiempo de retención: 1h

Caudal: 850 m³/ h

Número de decantadores: 2 (en paralelo)

Caudal por decantador: 425 m³/h

Profundidad máxima: 4 m

Profundidad media: 2.5 m

Volumen por decantador: $Q / T_r = 425 \text{ m}^3$

Pendiente: 65%

Superficie : $425/2.5 = 170 \text{ m}^2$

Carga hidráulica: $2.5 \text{ m}^3/\text{m}^2 \times \text{h}$

Espesador

Producción de fangos: 20% en volumen

Caudal: 200 m³/h

Número de espesadores: 1

Relación longitud/altura: 4 - 35

Relación longitud/ancho: 1.5 - 7.5

Tiempo de retención: 2 h

Profundidad media: 2 m

Volumen recirculado de agua: 128 m³

Volumen eficaz del decantador: $Q/T_r = 170 \text{ m}^3$

Pendiente: 3%

Superficie: $340 \times 2/2 = 340 \text{ m}^2$

Carga hidráulica: 1 m³/m²/h

Centrífugas

Caudal a tratar: 212 m³/h

Volumen de fangos producidos por día: 5088 m³/d

Número de centrífugas: 3.

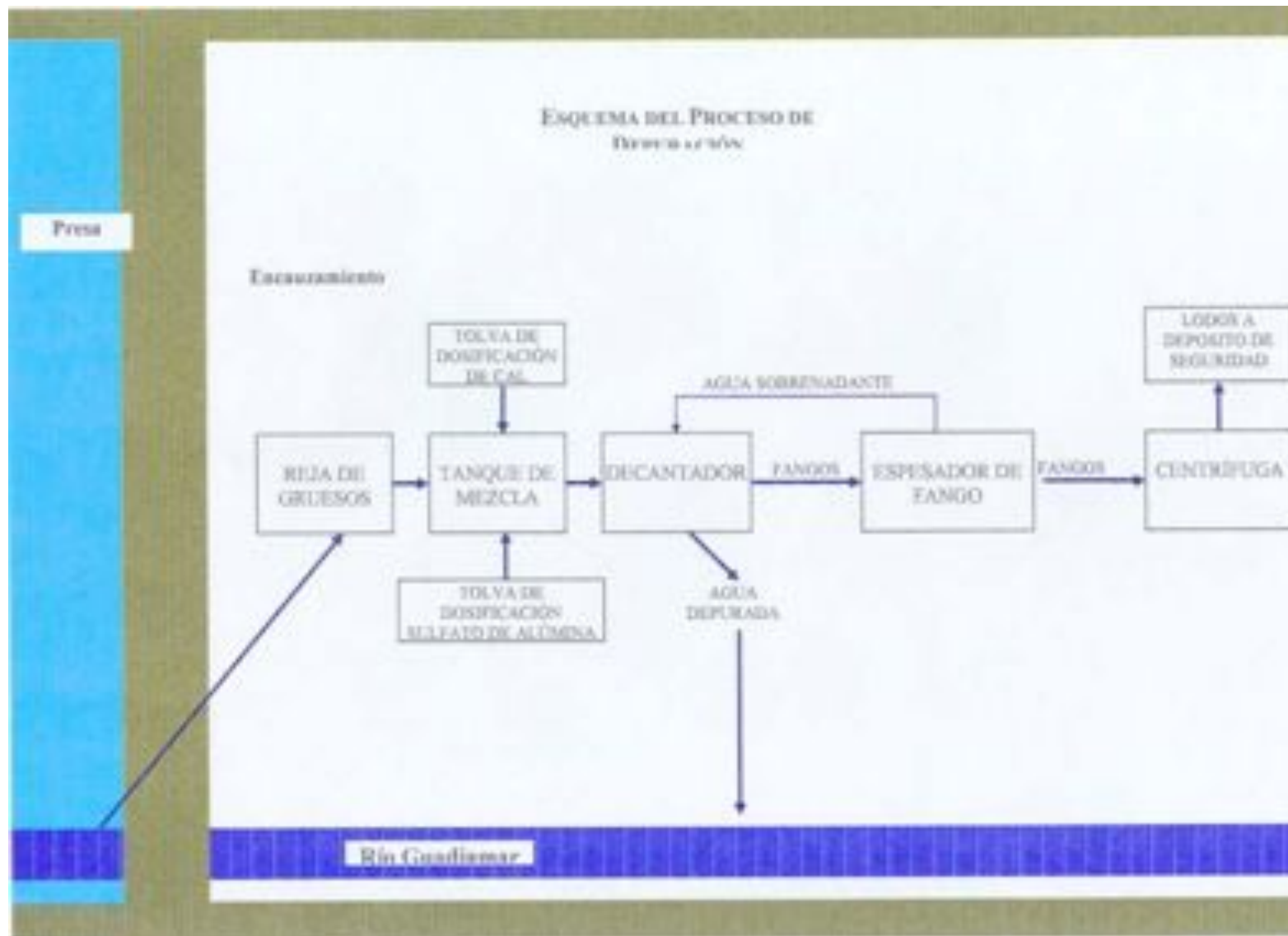
El proyecto valorado de la planta de Tratamiento de Aguas Residuales se realizó conjuntamente por los técnicos del Grupo T.A.R. y los de la empresa Hidro-Bureau S.A. e Ingesur.

Este proyecto fue presentado al comité de Coordinación reunido en la primera semana de Mayo a petición de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir y asesorando a la Consejería de Medio Ambiente. El Grupo T.A.R. intervino activamente en el desarrollo de la reunión, marcando las líneas estratégicas a seguir, y puso las bases técnicas de las actuaciones que los diferentes organismos y otras empresas llevaron a cabo posteriormente.

Ante la mejora de la calidad del agua observada en la balsa, el Grupo T.A.R. siguió ensayando en el laboratorio para conseguir optimizar el tratamiento, para un agua ahora mucho menos agresiva. El nuevo diseño y su gestación se cuentan en un apartado posterior (ver apartado 6.1.5).

BIBLIOGRAFIA

- Hernández, A. (1990). Depuración de aguas residuales. Ed. Paraninfo, S.A. Madrid.
 - Metcalf & Eddy (1995). Ingeniería de aguas residuales. Ed. Mc.Graw-Hill Interamericana de España, S.A. Madrid.
 - Ramalho, R.S. (1991). Tratamiento de aguas residuales. Ed. Reverté, S.A. Barcelona.
 - Hernández Munoz, A.; Hernández Lehmann, A.; Galán Martínez, P. (1995). Manual de depuración Uralita. Ed. Paraninfo, S.A. Madrid.
-



6.1.3.- SIMULACION DE LA EVOLUCION DE LAS CONDICIONES DEL AGUA RETENIDAS EN ENTREMUROS

Grupo T.A.R.

ENUNCIADO DEL PROBLEMA

Después de observar que el pH del agua embalsada en la zona de Entremuros no se mantenía estable, subiendo a medida que transcurrían los días, se decidió realizar un estudio de su evolución y de la posible interacción con el sedimento, principalmente de naturaleza arcillosa.

En el primer estudio realizado con este agua, fechado el día 5/05/98 se registraron valores de pH de 2.5 a 3.4 (último kilómetro hacia el dique de contención). Los valores medidos el día 9/05/98 fueron de 4.5 a 6.9, y en las medidas realizadas el 19/05/98 habían ascendido hasta 7.6 en todos los puntos de la zona de Entremuros.

Por otro lado, se observó que en la zona localizada entre el muro, construido para frenar el avance del vertido, y el Puente de Don Simón (Ver Anexo Cartográfico: Mapas 17 y 18), se encontró una capa de lodo negro de un espesor entre 5 y 35 cm. que cubría el sedimento.

HIPÓTESIS DE SOLUCIÓN

Con objeto de determinar si el aumento de pH era debido a la interacción aluvial original con los componentes del sedimento, se plantearon varias hipótesis de trabajo:

a) Los minerales arcillosos y la materia orgánica interaccionan con los iones metálicos, generando compuestos organometálicos de naturaleza coloidal que mantienen «sequestrados a los iones» y dificultan enormemente su eliminación. (Marshall y Hubbell, 1966).

Estos, a su vez están incluidos entre las sustancias contenidas en los terrenos susceptibles de adsorber iones, los cuales desarrollan una gran superficie, capaces de fijar y cambiar cationes. (Catalán, 1997).

En este sentido, es muy posible que haya tenido lugar un proceso de intercambio catiónico entre el agua y el sedimento arcilloso en el cuál el Ca^{2+} contenido mayoritariamente en el complejo de cambio de la arcilla y otros metales alcalinotérreos, como el magnesio, en menores proporciones, sería reemplazado por cationes metálicos divalentes. El calcio pasaría a la fase disuelta y los metales quedarían retenidos en el suelo.

b) El ácido sulfídrico, SH_2 , resulta mucho más tóxico que sus sales sustituidas (S^{-2}), por lo que es de suponer que aguas ácidas ricas en este compuesto presenten un grado de toxicidad elevado. Esta toxicidad disminuye con el incremento de pH.

Por otro lado, los compuestos químicos en los que el azufre presenta los menores estados de valencia se oxidan con facilidad en contacto con el oxígeno del aire y la luz, dando lugar en último extremo a la formación de ión sulfato.

El calcio reaccionaría con estos sulfatos y generaría sulfato cálcico en sus formas normales e hidratado (yeso). La precipitación posterior del sulfato disminuye la formación de ácido sulfúrico, con lo que el pH del agua sufriría un incremento considerable en un mecanismo combinado de oxidación de SH_2 a H_2SO_4 , y precipita como sulfato de éste.

En este trabajo se propone estudiar, a escala de laboratorio, los efectos de la adición de agua tóxica ácida y agua a pH básico, sobre muestras de sedimento no alterado y alterado, a fin de reproducir la situación de la zona antes y después del vertido, para compararla con las condiciones generadas tras el suceso.

METODOLOGÍA

El agua tóxica ácida utilizada fue recogida el día 5/5/98 y conservada en el laboratorio a 4°C. El agua ya neutra, o levemente básica, por la acción del río, se recogió el 22/5/98.

A) Con objeto de reproducir distintas situaciones del medio sometido a estudio, se instalaron en el laboratorio diez reactores (Foto 1) con las siguientes características:

1. 400 ml. aprox. de lodos no tóxicos + 300 ml. de agua tóxica ácida a pH 3.
 2. 400 ml. aprox. de lodos no tóxicos + 300 ml de agua tóxica básica a pH 7.
 3. 400 ml. aprox. de lodos no tóxicos y 300 ml de lodos tóxicos + 300ml. de agua tóxica básica.
 4. 400 ml. aprox. de lodos tóxicos + 300 ml. de agua tóxica básica.
 5. 400 ml aprox. de lodos no tóxicos + agua destilada.
 6. 400 ml aprox. de lodos tóxicos + agua tóxica ácida.
 7. 400 ml aprox. de lodos tóxicos + 20% de agua de arrozal +80% agua tóxica ácida.
 8. 400 ml aprox. de lodos tóxicos + 40% de agua de arrozal + 60% agua tóxica básica.
 9. 400 ml aprox. de lodos tóxicos + 60% agua de arrozal + 40% agua tóxica básica.
 10. 400 ml. aprox. de lodos tóxicos + agua tóxica básica .
-



Foto 1: Reactores a escala laboratorio.

B) Las condiciones reproducidas fueron:

1. Lo que ocurrió con el estado del sedimento arcilloso tras la llegada del agua ácida.
2. Lo que ocurriría en el caso de que se produzca el vertido de las aguas tóxicas, una vez el pH había adquirido un valor por encima de 7.0.
3. Estado actual de la zona de Entremuros, considerando la columna entera de sedimento: arcillas limpias y sobre ellas los lodos tóxicos depositados.
4. Estado actual de la zona de Entremuros teniendo en cuenta sólo los lodos tóxicos.
5. Testigo, para observar diferencias en el comportamiento de las aguas y su interacción con el sedimento.
6. Comportamiento previsto de las arcillas en caso de recibir un nuevo aporte de aguas tóxicas ácidas (suponiendo que con las lluvias se arrastren fangos tóxicos de la cuenca por encima de Entremuros).
- 7., 8. y 9. Columnas que reproducen distintas situaciones de vaciado de los arrozales sobre las aguas tóxicas básicas con lodos tóxicos existentes en la superficie del sedimento. Con distintos porcentajes del agua de arrozal frente al agua tóxica básica.
10. Control para observar la evolución que seguían los distintos parámetros en los reactores 7, 8 y 9.

C) Del agua en superficie , así como del agua intersticial del sedimento, se realizaron mediciones en continuo y cada ciertas horas, de temperatura, pH, conductividad, potencial redox, oxígeno disuelto (OD), sólidos totales disueltos (STD) y salinidad del agua superficial contenida en cada reactor. Las medidas fueron tomadas utilizando una sonda multiparamétrica modelo Yelow Spring, YSI 600 XL

D) Finalmente los sulfatos y sulfuros existentes, fueron determinados mediante el método turbidimétrico (APHA-AWWA-APCF,1992).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La toxicidad de las sustancias contaminantes depende de numerosos factores, como por ejemplo, la presencia de determinados tipos de sales, salinidad total, temperatura, pH, etc. Por ello, se midieron los siguientes parámetros en la evolución de los sistemas artificiales que se diseñaron.

Los resultados obtenidos se recogen en las tablas (Anexo) y/o gráficas adjuntas.

Oxígeno disuelto: Las concentraciones de oxígeno en el agua son muy importantes tanto para el desarrollo de los microorganismos como para las reacciones químicas de oxidación-reducción.

En la mayoría de los reactores la evolución es más o menos estable (Fig 1), excepto en el reactor 6, donde las concentraciones iniciales son menores tendiendo a valores más superiores, posiblemente debido a las reacciones redox que puedan estar ocurriendo en este reactor (Tabla I).

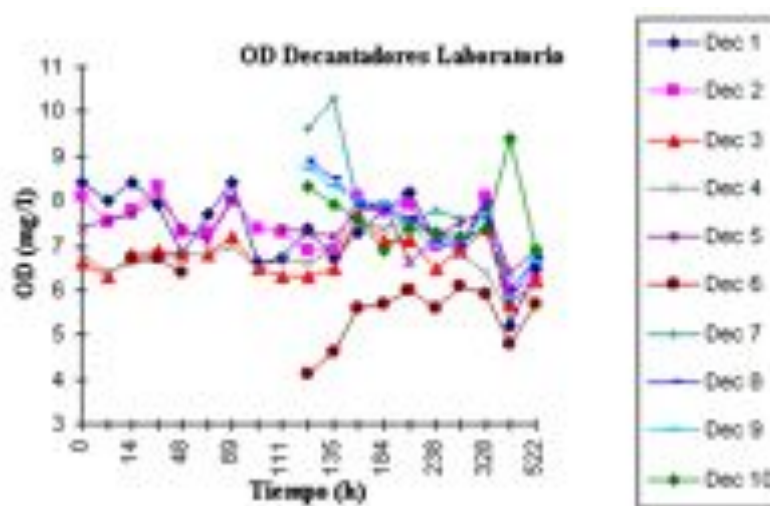


Figura 1: Evolución del oxígeno disuelto en los reactores.

Redox: Muy ligado con el contenido de oxígeno, se encuentra el potencial de oxido-reducción. Un valor muy bajo significa potencial de oxidación débil.

Los reactores tienden a valores de potencial redox cada vez más bajos (Fig 2), indicando niveles de oxidación mayores (Tabla II).

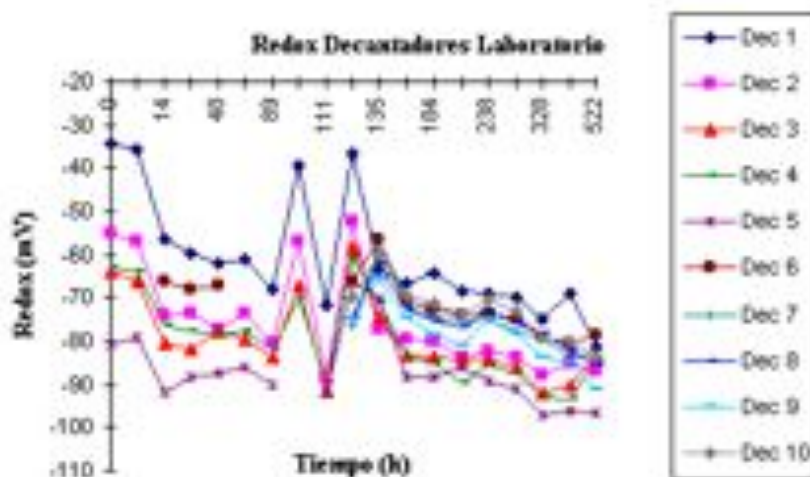


Figura 2: Evolución del potencial redox en los reactores.

pH: Este era uno de los parámetros más importantes, ya que de él dependían los procesos de precipitación de los metales pesados existentes en el agua tóxica del vertido, por lo que llegar a valores cercanos a la neutralidad e incluso más altos significaba que nuestras hipótesis primeras de intercambio catiónico eran las acertadas.

Se podía observar que la tendencia era de subida (Fig 3), aunque los reactores 1.y 2, sufrían oscilaciones con bajadas bruscas al cabo de 111 horas de contacto con el sedimento. Estos reactores estaban diseñados con lodos no tóxicos y aguas tóxicas ácidas y básicas respectivamente. En las condiciones iniciales de la riada con aguas de vertido, ocurría prácticamente igual, al principio la lengua de aguas ácidas era muy abundante y después el pH de ésta empezó a subir hasta su estabilización a un pH básico (Tabla III).

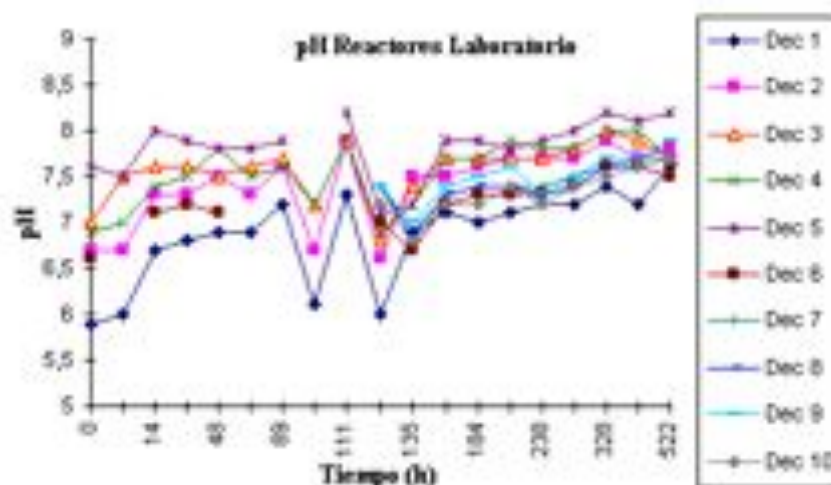


Figura 3: Evolución del pH en los reactores.

Conductividad: La conductividad crece a medida que aumenta la concentración de sales en el medio, sobre todo con el ión Ca^{+2} disuelto en el mismo, siendo también una medida indirecta de la salinidad. Se puede comprobar en la gráfica adjunta (Fig 4) como ésta va incrementándose en la mayoría de los reactores experimentales (Tabla IV).

Destacamos por el contrario picos de inflexión en los reactores 1. y 2. pasado un cierto número de horas, que a su vez coinciden con bajadas bruscas de pH, redox, salinidad y sólidos totales disueltos.

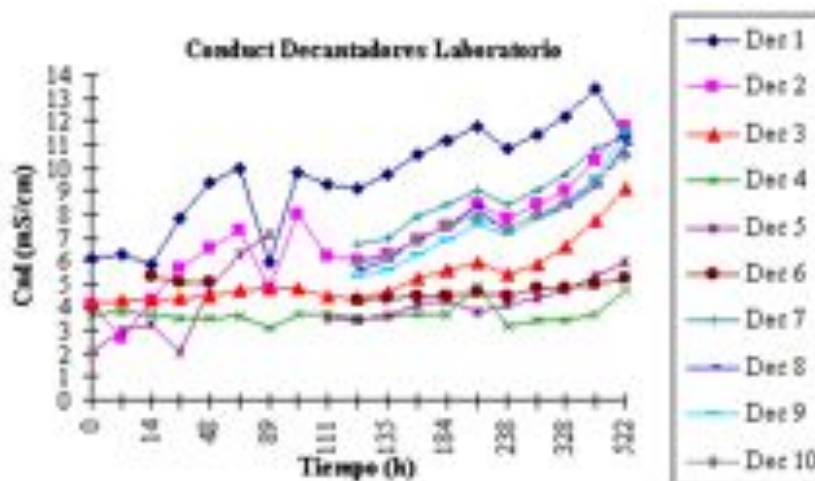


Figura 4: Evolución de la conductividad en los reactores.

Salinidad: Este parámetro expresa el conjunto de sales disueltas como: cloruros, sulfatos, nitratos, carbonatos, sodio, potasio, magnesio y calcio principalmente.

La salinidad será mayor a medida que aumenten las sales disueltas en el sistema (Fig 5). En casi todos los reactores aumentan el contenido de sales disueltas (Tabla V).

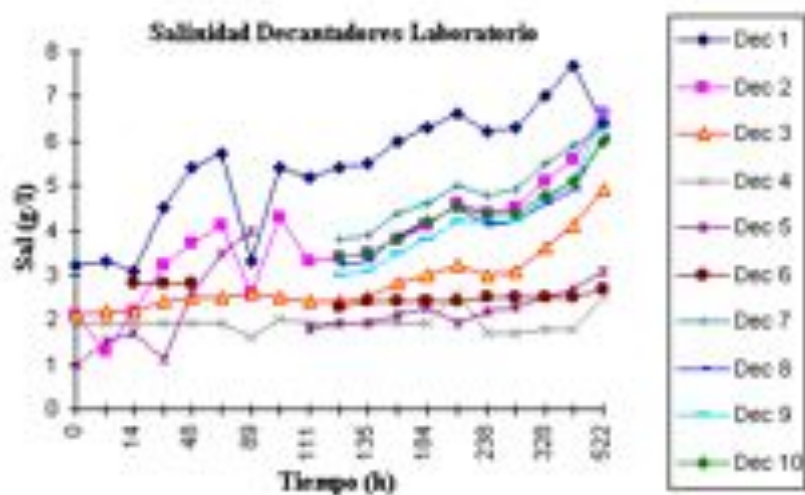


Figura 5: Evolución de la salinidad en los reactores.

Sólidos Totales disueltos: En los sistemas en reposo, éstos se encuentran normalmente en estado coloidal. Parece que existe un aumento de estos coloides (Fig 6) en la mayoría de los reactores estudiados (Tabla VI), lo cuál afirma nuestra primera hipótesis.

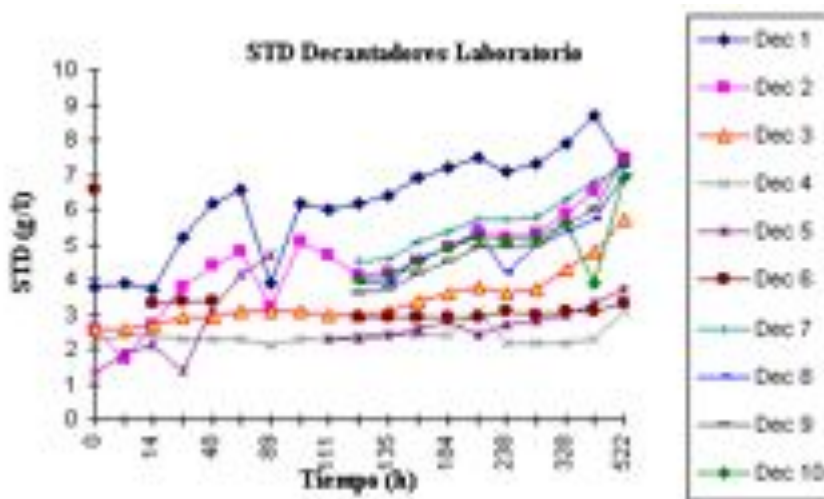


Figura 6: Evolución de los sólidos totales disueltos en los reactores.

Sulfatos: La concentración de sulfatos en un principio tienden a bajar (Fig 7), sin embargo, pasadas una serie de horas estas concentraciones vuelven a subir, esta subida ocurre en todos los sistemas experimentales, coincidiendo con las variaciones que venían ocurriendo en los demás parámetros, donde primero suben los valores, después bajan estos mismos, y posteriormente vuelven al alza.(Tabla VII).

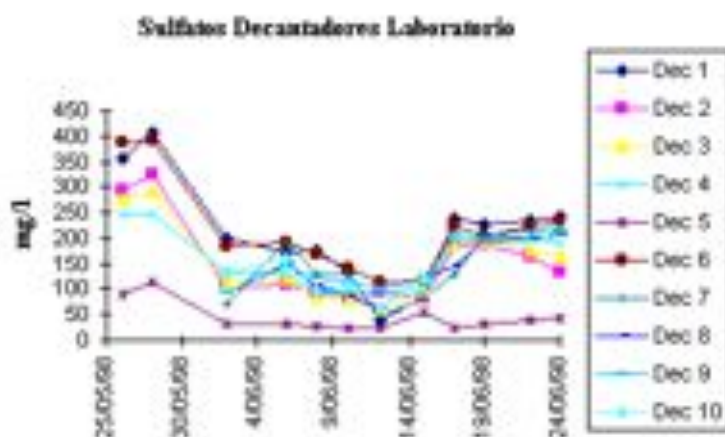


Figura 7: Evolución de sulfatos en los reactores.

Sulfuros: Se puede comprobar como estos aumentan cuando las concentraciones de sulfato disminuyen (Fig 8), volviendo después a disminuir cuando estos suben de valor.(Tabla VIII).

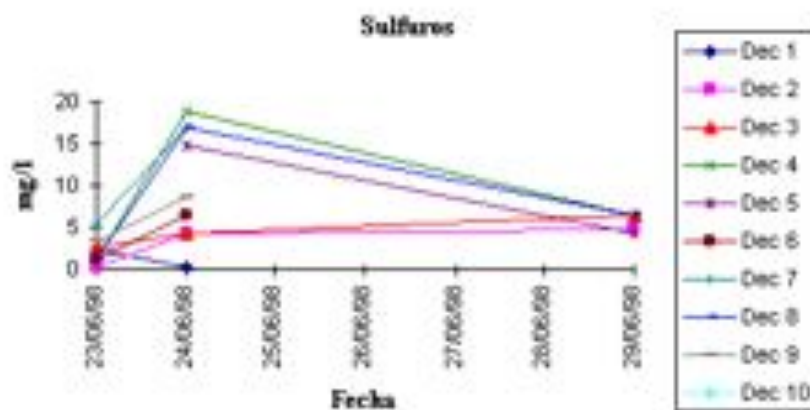


Figura 8: Evolución de los sulfuros en los reactores.

CONCLUSIONES

Las situaciones reproducidas en los reactores 1, 2, 3, 4, y 6. muestran las mismas tendencias. Una subida de los valores en las primeras horas de estudio, para una posterior bajada brusca en las horas comprendidas entre las 89h a 111h, en los parámetros de pH, redox, conductividad, salinidad y sólidos totales disueltos (STD); situación similar a la observada en la zona de Entremuros según datos de la Conserjería de Medio Ambiente.

El equilibrio existente entre las formas oxidadas y reducidas de los metales en el medio líquido depende del potencial redox (Eh), que es una medida de la capacidad que tiene un sistema químico para oxidar a otro y se suele expresar en voltios y en relación con el electrodo de hidrógeno. El potencial redox se relaciona con el pH y con el contenido de oxígeno. Para la temperatura de 18°C se acepta:

$$Eh = 1.234 - 0.058 \text{ pH} + 0.0145 \log_{10} P_0$$

donde P_0 representa la presión parcial del oxígeno expresada en atmósferas.(Margalef, 1989).

Según se puede observar en las gráficas adjuntas esta relación existente se mantiene, en la evolución de los reactores. Por otro lado, los resultados parecen indicar que ha habido intercambio entre el calcio contenido en la arcilla y los cationes metálicos disueltos.

Igualmente los sulfuros parecen haber disminuido a medida que aumentan las concentraciones de sulfatos en el agua.

De estos resultados cabe deducir que la situación descrita anteriormente parece ajustarse bien al proceso que, presumiblemente, tuvo lugar en Entremuros tras recibir la zona, la avalancha de agua y lodo tóxico procedente de las minas de Aznalcóllar.

ANEXO

Tabla I: Evolución del oxígeno disuelto en los reactores.

<i>Tiempo (h)</i>	<i>Dec 1</i>	<i>Dec 2</i>	<i>Dec 3</i>	<i>Dec 4</i>	<i>Dec 5</i>	<i>Dec 6</i>	<i>Dec 7</i>	<i>Dec 8</i>	<i>Dec 9</i>	<i>Dec 10</i>
0	8,4	8,1	6,6	6,8	7,4					
6	8	7,5	6,3	6,4	7,6					
14	8,4	7,8	6,8	6,6	7,7	6,7				
39	7,9	8,3	6,9	6,7	8,1	6,7				
48	6,8	7,3	6,8	6,8	7,4	6,4				
63	7,7	7,3	6,8	6,8	7,1					
89	8,4	8	7,2	7	8					
95	6,6	7,4	6,5	6,5						
111	6,7	7,3	6,3	6,7	7,4					
121	7,4	6,9	6,3	6,6	7,3	4,1	9,6	8,9	8,7	8,3
135	6,7	6,9	6,5	6,9	7,2	4,6	10,3	8,5	8,3	7,9
161	7,3	8,1	7,7	7,5	7,8	5,6	7,9	7,9	8	7,6
184	7,8	7,8	7,1	7,4	7,9	5,7	7,8	7,8	7,9	6,9
209	8,2	7,9	7,1	7,6	6,6	6	7,5	7,6	7,4	7,4
238	7,1	7	6,5	7,2	7,2	5,6	7,8	7,3	7	7,3
256	6,9	7	6,9	6,8	7,5	6,1	7,6	7	7,1	7,2
328	8	8,1	7,4	6,4	7,8	5,9	7,6	7,5	7,7	7,4
375	5,2	6	5,7	5,4	6,4	4,8	6	6	5,8	9,4
522	6,5	6,2	6,2	6,1	6,9	5,7	6,7	6,7	6,6	6,9

Tabla II: Evolución del potencial redox en los reactores.

<i>Tiempo (h)</i>	<i>Dec 1</i>	<i>Dec 2</i>	<i>Dec 3</i>	<i>Dec 4</i>	<i>Dec 5</i>	<i>Dec 6</i>	<i>Dec 7</i>	<i>Dec 8</i>	<i>Dec 9</i>	<i>Dec 10</i>
0	-34,1	-55,2	-63,9	-63	-81,1					
6	-35,5	-56,7	-66	-63,7	-78,9					
14	-56,5	-73,8	-80,5	-76,5	-92	-66,2				
39	-59,8	-73,5	-81,9	-77,6	-88,1	-68				
48	-62	-77	-77,7	-78,8	-87,5	-67,1				
63	-61,1	-73,6	-79,6	-77,7	-86,1					
89	-68	-80,3	-83,6	-82	-90					
95	-39,6	-56,7	-67,3	-70						
111	-71,5	-88,9	-91,6	-89,8	-91,8					
121	-36,5	-52,5	-58,1	-60,4	-66,2	-66,2	-76,3	-74,4	-75	-69,9
135	-63,3	-77	-74,6	-70,7	-70,1	-56,6	-58,8	-61,8	-65,5	-60
161	-66,6	-79,4	-83	-83,8	-88,5	-70,6	-71,8	-72,8	-74,3	-69,5
184	-64,2	-79,8	-83,9	-85,1	-88,2	-72,5	-74,6	-75,6	-78,5	-71,2
209	-68,3	-83,5	-84,2	-89,5	-86	-74	-75,3	-76,8	-81,1	-74,1
238	-69	-82,3	-84,3	-85,5	-89,3	-73,5	-75	-73,2	-75	-70,3
256	-70	-83,5	-85,9	-87,3	-90,9	-75	-77,5	-76	-78	-73
328	-75	-88	-92	-92,7	-97	-79,1	-79,7	-78,3	-83,7	-79,3
375	-69	-84,9	-90,1	-93,6	-96,3	-80,5	-83,4	-82,5	-85	-80
522	-81,4	-86,8	-83,3	-84	-96,6	-78,8	-83,4	-85,7	-91	-83,5

Tabla III: Evolución del pH en los reactores.

<i>Tiempo (h)</i>	<i>Dec 1</i>	<i>Dec 2</i>	<i>Dec 3</i>	<i>Dec 4</i>	<i>Dec 5</i>	<i>Dec 6</i>	<i>Dec 7</i>	<i>Dec 8</i>	<i>Dec 9</i>	<i>Dec 10</i>
0	5,9	6,7	7	6,9	7,6	6,6				
6	6	6,7	7,5	7	7,5					
14	6,7	7,3	7,6	7,4	8	7,1				
39	6,8	7,3	7,6	7,5	7,9	7,2				
48	6,9	7,5	7,5	7,8	7,8	7,1				
63	6,9	7,3	7,6	7,5	7,8					
89	7,2	7,6	7,7	7,6	7,9					
95	6,1	6,7	7,2	7,2						
111	7,3	7,9	7,9	7,9	8,2					
121	6	6,6	6,8	6,9	7,1	7	7,4	7,4	7,4	7,2
135	6,9	7,5	7,4	7,2	7,2	6,7	6,8	6,9	7	6,8
161	7,1	7,5	7,7	7,7	7,9	7,2	7,3	7,3	7,4	7,2
184	7	7,6	7,7	7,7	7,9	7,3	7,4	7,4	7,5	7,2
209	7,1	7,7	7,7	7,9	7,8	7,3	7,4	7,4	7,6	7,4
238	7,2	7,7	7,7	7,8	7,9	7,3	7,4	7,3	7,3	7,2
256	7,2	7,7	7,8	7,8	8	7,4	7,5	7,4	7,5	7,4
328	7,4	7,9	8	8	8,2	7,6	7,6	7,6	7,7	7,5
375	7,2	7,7	7,9	8	8,1	7,6	7,7	7,6	7,7	7,6
522	7,6	7,8	7,7	7,7	8,2	7,5	7,7	7,7	7,9	7,7

Tabla IV: Evolución de la conductividad en los reactores.

<i>Tiempo (h)</i>	<i>Dec 1</i>	<i>Dec 2</i>	<i>Dec 3</i>	<i>Dec 4</i>	<i>Dec 5</i>	<i>Dec 6</i>	<i>Dec 7</i>	<i>Dec 8</i>	<i>Dec 9</i>	<i>Dec 10</i>
0	6,1	4,1	4,1	3,7	2,1					
6	6,3	2,7	4,3	3,8	3					
14	5,8	4,3	4,3	3,7	3,3	5,3				
39	7,8	5,7	4,4	3,5	2,1	5,1				
48	9,4	6,5	4,5	3,5	4,8	5,1				
63	10	7,3	4,7	3,6	6,3					
89	5,9	4,8	4,8	3,1	7,1					
95	9,8	8	4,8	3,7						
111	9,3	6,2	4,5	3,7	3,5					
121	9,1	6	4,4	3,5	3,4	4,3	6,7	5,6	5,3	5,9
135	9,7	6,3	4,6	3,6	3,6	4,4	7	6	5,6	6,2
161	10,6	6,9	5,2	3,7	4,1	4,5	7,9	7	6,3	6,9
184	11,2	7,5	5,6	3,7	4,3	4,5	8,4	7,5	6,9	7,6
209	11,8	8,4	5,9	4,9	3,8	4,6	9	8,3	7,6	7,9
238	10,8	7,8	5,4	3,2	4,1	4,5	8,4	7,1	7,1	7,4
256	11,4	8,4	5,8	3,4	4,4	4,8	9	7,8	7,8	8
328	12,2	9	6,6	3,4	4,7	4,8	9,7	8,3	8,5	8,5
375	13,4	10,3	7,7	3,7	5,3	5	10,8	9,2	9,5	9,4
522	11,3	11,8	9,1	4,7	5,9	5,2	11,3	11	11,5	10,6

Tabla V: Evolución de la salinidad en los reactores.

<i>Tiempo (h)</i>	<i>Dec 1</i>	<i>Dec 2</i>	<i>Dec 3</i>	<i>Dec 4</i>	<i>Dec 5</i>	<i>Dec 6</i>	<i>Dec 7</i>	<i>Dec 8</i>	<i>Dec 9</i>	<i>Dec 10</i>
0	3,2	2,1	2,1	1,9	1					
6	3,3	1,3	2,2	1,9	1,5					
14	3,1	2,2	2,2	1,9	1,7	2,8				
39	4,5	3,2	2,4	1,9	1,1	2,8				
48	5,4	3,7	2,5	1,9	2,6	2,8				
63	5,7	4,1	2,5	1,9	3,5					
89	3,3	2,6	2,6	1,6	4					
95	5,4	4,3	2,5	2						
111	5,2	3,3	2,4	1,9	1,8					
121	5,4	3,4	2,4	1,9	1,9	2,3	3,8	3,2	3	3,4
135	5,5	3,5	2,5	1,9	1,9	2,4	3,9	3,3	3,1	3,5
161	6	3,8	2,8	1,9	2,1	2,4	4,4	3,9	3,5	3,8
184	6,3	4,1	3	1,9	2,3	2,4	4,6	4,2	3,8	4,2
209	6,6	4,6	3,2	2,6	1,9	2,4	5	4,5	4,2	4,5
238	6,2	4,4	3	1,7	2,2	2,5	4,8	4,1	4,2	4,4
256	6,3	4,5	3,1	1,7	2,3	2,5	4,9	4,2	4,2	4,4
328	7	5,1	3,6	1,8	2,5	2,5	5,5	4,6	4,7	4,8
375	7,7	5,6	4,1	1,8	2,7	2,5	5,9	4,9	5,1	5,1
522	6,4	6,6	4,9	2,5	3,1	2,7	6,3	6,1	6,6	6

Tabla VI: Evolución de los sólidos totales disueltos en los reactores.

<i>Tiempo (h)</i>	<i>Dec 1</i>	<i>Dec 2</i>	<i>Dec 3</i>	<i>Dec 4</i>	<i>Dec 5</i>	<i>Dec 6</i>	<i>Dec 7</i>	<i>Dec 8</i>	<i>Dec 9</i>	<i>Dec 10</i>
0	3,8	2,6	2,6	2,3	1,3	6,6				
6	3,9	1,7	2,6	2,4	1,9					
14	3,7	2,7	2,7	2,4	2,1	3,3				
39	5,2	3,8	2,9	2,3	1,4	3,4				
48	6,2	4,4	2,9	2,3	3,2	3,4				
63	6,6	4,8	3,1	2,3	4,1					
89	3,9	3,2	3,1	2,1	4,7					
95	6,2	5,1	3,1	2,3						
111	6	4,7	3	2,3	2,3					
121	6,2	4,1	3	2,4	2,3	2,9	4,5	3,9	3,6	4
135	6,4	4,2	3,1	2,4	2,4	2,9	4,6	3,9	3,7	4,1
161	6,9	4,5	3,4	2,4	2,6	2,9	5,1	4,6	4,2	4,5
184	7,2	4,9	3,6	2,4	2,8	2,9	5,4	4,9	4,5	4,9
209	7,5	5,4	3,8	3,1	2,4	2,9	5,7	5,3	4,9	5,2
238	7,1	5,2	3,6	2,2	2,7	3,1	5,7	4,2	4,9	5,1
256	7,3	5,3	3,7	2,2	2,8	3	5,8	5	5	5,2
328	7,9	5,9	4,3	2,2	3	3,1	6,3	5,4	5,6	5,6
375	8,7	6,5	4,8	2,3	3,3	3,1	6,8	5,7	6	3,9
522	7,3	7,5	5,7	3,1	3,7	3,3	7,2	7	7,5	6,9

Tabla VII: Evolución de los sulfatos en los reactores.

<i>Fecha</i>	<i>Dec 1</i>	<i>Dec 2</i>	<i>Dec 3</i>	<i>Dec 4</i>	<i>Dec 5</i>	<i>Dec 6</i>	<i>Dec 7</i>	<i>Dec 8</i>	<i>Dec 9</i>	<i>Dec 10</i>
26/05/98	354,8	292,9	278,5	247,1	89,9	388,2				
28/05/98	405,9	324	292,4	246,2	111,8	391				
2/06/98	198,3	100,8	114,7	134,1	32,6	184,1	70,2	92,2	94,6	135
6/06/98	172,9	109,2	119,8	134,6	31,7	191,1	197,3	149,8	144,9	161,7
8/06/98	175,5	94,7	87,2	94,7	29,1	166,4	127,3	103,9	119,4	97,5
10/06/98	133,3	79,6	81,8	93,6	23,5	141,3	128,7	85,1	114,1	105
12/06/98	39,2	92,9	56,9	93,7	25,3	114,5	46,5	61,5	102,2	62,7
15/06/98	87,1	81,9	97,7	98,4	54,9	116,1	81,5	121,1	113,3	120,1
17/06/98	237,5	184,6	189,1	197,2	24	223,1	128,3	145,4	202,2	
19/06/98	227,4	187	196,6	196,1	31,2	203,3	204	195,9	198,2	
22/06/98	236,1	166	175,5	198,9	37,3	222,2	216,6	198,3	194,1	
24/06/98	241	133	166,3	192,2	41,1	233,5	220,6	205,9	209,7	

Tabla VIII: Evolución de los sulfuros en los reactores.

<i>Fecha</i>	<i>Dec 1</i>	<i>Dec 2</i>	<i>Dec 3</i>	<i>Dec 4</i>	<i>Dec 5</i>	<i>Dec 6</i>	<i>Dec 7</i>	<i>Dec 8</i>	<i>Dec 9</i>
23/06/98	2,4	0,32	2,56	1,28		1,28	5,44	1,28	3,36
24/06/98	0,16	4,32	4,32	18,88	14,72	6,4	16,8	16,8	8,48
29/06/98		4,8	6,4	6,4	4,32			6,4	

BIBLIOGRAFIA

- Catalán Lafuente, J. (1981). Química del Agua. Ed. Bellisco. 2ª Ed.
 - Catalán Lafuente, J. (1997). Depuradoras «Bases Científicas». Ed. Bellisco.
 - Marshall, M.; ,J.W. (1966). «Iron removal facilities». J. American Water Works Association, Vol. 58, pp. 591-594.
 - Michael, D.; La Grega, P.; Buckingham, J.;Evans, C. (1996). Gestión de residuos tóxicos. «Tratamiento, eliminación y recuperación de suelos». Ed. Mc Graw Hill.
 - Margalef., R.(1989). Ecología. Ed. Omega.
-

6.1.4.- NUEVOS ENSAYOS DE TRATABILIDAD EN EL LABORATORIO.

6.1.4.1.- OXIDACION QUIMICA CON PERMANGANATO POTASICO

Grupo T.A.R.

ENUNCIADO DEL PROBLEMA

Dentro del plan diseñado por las administraciones y organismos implicados en la evaluación y mitigación de los daños causados por el vertido tóxico procedente de las minas de Aznalcóllar, la depuración de los casi 3 hectómetros cúbicos de agua tóxica retenidos en la zona conocida como Entremuros del Guadiamar constituye una de las actuaciones que han de ser acometidas con mayor urgencia.

De acuerdo con los datos obtenidos en los análisis de aguas y lodos realizados por el Ministerio de Medio Ambiente y la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, el agua de Entremuros ha experimentado un notable descenso en su contenido en metales pesados (Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 1998). El incremento de pH producido en el agua entre los días 3 y 18 de mayo, provocó un descenso acusado en la concentración de casi todos los metales pesados analizados hasta valores situados por debajo de los límites para vertidos a cauces recogidos en el Anexo al título IV del Reglamento del Dominio Público Hidráulico (Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas). Sin embargo, manganeso y cinc no parecen haber visto significativamente afectados sus niveles iniciales por este aumento en el valor de pH del agua, mostrando concentraciones actuales que resultan todavía muy elevadas en relación con los límites establecidos por el citado Reglamento.

HIPÓTESIS DE SOLUCIÓN

El procedimiento de choque más eficaz para conseguir neutralizar la acidez del agua y precipitar completamente los metales pesados en solución consistiría en la adición de óxido - CaO- o hidróxido cálcico -Ca(OH)₂- al agua retenida hasta alcanzar valores de pH entre 8,0 y 11,0 (por encima de 11,0 alguno de los metales precipitados se redisuelven, Burriel et al, 1998). Sin embargo, y en vista del comportamiento observado en metales como el Mn y el Zn, podría ser necesario complementar este tratamiento con la utilización de agentes químicos más espe-

cíficos o que posean una eficacia contrastada en la eliminación de ciertos metales del agua. Entre éstos cabe citar el permanganato potásico KMnO_4 , sustancia de elevado poder oxidante y uso generalizado en el tratamiento de aguas potables y residuales.

En el presente trabajo se evalúa, a nivel de laboratorio, la aplicabilidad del KMnO_4 en el tratamiento químico del agua retenida en Entremuros, en términos de disminución de la concentración de Mn y Zn solubles y de eliminación de materia orgánica en forma de Carbono Orgánico Total (COT).

PERMANGANATO POTÁSICO (KMnO_4)

El permanganato potásico es un poderoso agente oxidante que se ha venido empleando, desde hace más de cincuenta años, en campos muy diferentes: reducción y/o eliminación de olor y sabor del agua destinada al consumo humano (Marín Galvín et al, 1996; Wakefield, 1967; Welch, 1963), eliminación de hierro y manganeso (Adams, 1960; Humphrey & Elkleberry, 1962; Levitre, 1965; Marín Galvín et al, 1996; Marshall & Hubbell, 1966; Shroede, 1972; Usinger, 1965; Viraraghavan et al, 1987; Wakefield, 1967; Welch, 1963), como alguicida (Carr, 1975; Kemp et al, 1966; Raman & Evans, 1985; Shankar & Varghese, 1981), como método de control de olores en plantas depuradoras e industriales (Domingo Valdés, 1993; Ficek, 1985; Hernández Muñoz & Catalán Lafuente, 1983; Industrial Química del Nalón, S. A., 1993; Pisarczyk & Rossi, 1982) y para la destrucción de una amplia variedad de compuestos orgánicos contaminantes en aguas residuales industriales (Boland & DeArment, 1965; Ma et al, 1994; Moyers & Wu, 1985; Thayer, 1990; Vella, 1996; Vella et al, 1990).

Las oxidaciones por KMnO_4 ocurren de forma natural en condiciones de acidez, alcalinidad o a pH neutro. La siguiente semireacción redox ha sido utilizada con frecuencia para ilustrar la acción del ión permanganato bajo estas condiciones (Vella, 1996):



El oxígeno es donado directamente al sustrato y el permanganato se reduce a dióxido de manganeso MnO_2 , un precipitado marrón insoluble a pH entre 2 y 11, biológicamente inerte y con alta capacidad de adsorción, por lo que facilita la decantación de otras especies en disolución que puede ser retirado por sedimentación o filtración (Industrial Química del Nalón, S. A., 1996).

El KMnO_4 no posee efectos toxicológicos negativos y no está clasificado como cancerígeno. Además, es bastante soluble en agua (62,8 g/l a 20 °C) y sencillo en su manejo y con-

trol, pudiendo ser fácilmente aplicado tanto en forma sólida mediante un dosificador gravimétrico, como en disolución acuosa por medio de una bomba volumétrica (Industrial Química del Nalón, S. A., 1996).

ELIMINACIÓN DE MATERIA ORGÁNICA

Entre las sustancias orgánicas susceptibles de oxidación por KMnO_4 se cuentan ácidos orgánicos, alcoholes, aldehídos, cetonas, fenoles, cresoles y toda una gama de compuestos nitrogenados y de naturaleza aromática (Boland & DeArment, 1965; Ma et al, 1994; Moyers & Wu, 1985; Thayer, 1990; Vella, 1996; Vella et al, 1990). En teoría, la oxidación de moléculas orgánicas con KMnO_4 se desarrolla con mayor rapidez en soluciones alcalinas que en medio ácido, aunque el producto es capaz de actuar en un amplio rango de pH [ecuación (1)]. El proceso podría ilustrarse como sigue (Marín Galvín et al, 1996):



donde CH_2O representa una molécula de materia orgánica. Estequiométricamente, se requerirían unas 7 partes de KMnO_4 para oxidar una parte de materia orgánica, aunque las dosis de producto utilizadas pueden variar en la práctica en función de la estructura y tamaño molecular de los compuestos orgánicos presentes en el agua (Marín Galvín et al, 1996).

En general, el KMnO_4 actuaría rompiendo parcialmente los compuestos orgánicos en unidades más pequeñas y con menor poder contaminante, aunque datos recientes obtenidos por nuestro equipo respaldan la capacidad del producto para oxidar totalmente hasta CO_2 y H_2O ciertos compuestos orgánicos de difícil biodegradabilidad (Medialdea et al, en prep.).

ELIMINACIÓN DE METALES PESADOS

Con relación a la eliminación de metales pesados, la reducción de los niveles de manganeso soluble en aguas destinadas al consumo humano es la aplicación del KMnO_4 que aparece más ilustrada en la bibliografía (Adams, 1960; Humphrey & Elkleberry, 1962; Levitre, 1965; Marín Galvín et al, 1996; Shroede, 1972; Usinger, 1965; Viraraghavan et al, 1987; Wakefield, 1967; Welch, 1963).

La eliminación de Mn se basa en la oxidación de manganeso divalente (Mn^{2+}) a manganeso tetravalente insoluble (Mn^{4+}), mediante una serie de reacciones químicas que culminan con la formación de oxihidróxidos complejos de manganeso $-\text{MnO}(\text{Mn}_2\text{O}_3)(x\text{H}_2\text{O})-$ que resultan insolubles (Adams, 1960; Humphrey & Elkleberry, 1962; Marín Galvín et al, 1996; Wakefield, 1967; Welch, 1963). Teóricamente, serían necesarias 1,92 partes de KMnO_4 para

eliminar una parte de Mn divalente, aunque la acción catalítica del dióxido de manganeso potencia la efectividad del proceso químico y hace que, en la práctica, puedan utilizarse dosis del producto inferiores a las requeridas estequiométricamente (Marín Galvín et al, 1996).

El KMnO_4 ha sido también empleado para eliminar hierro (Humphrey & Elkleberry, 1962; Marín Galvín et al, 1996; Marshall & Hubbell, 1966; Shroede, 1972; Usinger, 1965; Viraraghavan et al, 1987; Wakefield, 1967; Welch, 1963), proceso que supone la formación de hidróxido de hierro $-\text{Fe}(\text{OH})_3-$ insoluble a partir de hierro divalente (Fe^{2+}). Al igual que con el Mn, la cantidad de KMnO_4 necesaria para la oxidación total del Fe soluble es siempre menor que la teórica (0,94 partes de KMnO_4 por cada parte de Fe^{2+}) debido a la acción catalítica del MnO_2 (Marín Galvín et al, 1996). La eficacia del KMnO_4 en la eliminación de Fe y Mn de un agua ha permitido el desarrollo de sistemas de aplicación semi-industriales para reducir a gran escala la concentración de ambos metales en sistemas públicos de abastecimiento de aguas (Humphrey & Elkleberry, 1962; Marshall & Hubbell, 1966; Usinger, 1965; Viraraghavan et al, 1987), (García, I. Et al, 1998)

Existe muy poca información acerca de la acción del KMnO_4 frente a otros metales (Adams, 1960), aunque es de suponer que en las correspondientes reacciones de oxidación, el precipitado de MnO_2 podría actuar igualmente como captador de iones metálicos distintos al Fe^{2+} y Mn^{2+} .

METODOLOGÍA

Se realizaron ensayos con agua procedente de la zona conocida como Entremuros del Guadamar, tomada junto al dique de tierra construido para frenar la avalancha de agua y lodo tóxicos (Ver Anexo Cartográfico: Mapas 15, 18 y 37).

El análisis del estado y calidad del agua fue realizado *in situ* utilizando un Sistema de Monitorización Medioambiental Yellow Spring YSI 600XL. El 600XL es un sistema multiparamétrico de toma de datos, ideal para análisis puntuales o en continuo de las condiciones del agua en efluentes de aguas residuales domésticas e industriales, lagos, ríos, marismas, estuarios, aguas costeras y aguas subterráneas. La unidad está provista de una sonda que contiene los sensores de medición y de una terminal “data logger” para el almacenamiento de los datos. Los registros fueron realizados suspendiendo la sonda a 15 cm bajo la superficie, siendo la profundidad media de la lámina de agua en la zona de muestreo de 55 cm. Los parámetros muestreados fueron: oxígeno disuelto, conductividad, salinidad, sólidos totales disueltos, temperatura, pH y potencial de óxido-reducción.

Muestras de agua recogidas en la misma zona y a igual profundidad fueron transporta-

das al laboratorio y sometidas a diversos ensayos de tratamiento:

- Demanda Inmediata de Permanganato (DIP), añadiendo una solución de KMnO_4 adecuada para aguas con una contaminación media-alta a una muestra del agua problema y observando, al cabo de 10 minutos, la existencia o no de color rosado en el agua. La “solución tipo” se preparó añadiendo 10 ml de una disolución de KMnO_4 al 1% a un matraz aforado de 100 ml y enrasando con agua destilada. Un ml de esta solución añadido a 1 litro de agua bruta es equivalente a 1 mg/l (1 ppm) de KMnO_4 .
- Ensayos de “jar tests” (APHA-AWWA-WPCF, 1992) usando KMnO_4 y coagulante. El pron-tuario consistió en 30 segundos de agitación rápida tras la adición del reactivo, seguidos de 5 minutos de agitación lenta y otros 5 de sedimentación. El coagulante utilizado fue sulfato de alúmina - $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ - en disolución comercial de 10 g/l. Las muestras fueron posteriormente filtradas a través de papel de filtro Whatman-42 y analizadas con relación a su contenido en carbono orgánico total y niveles de Mn y Zn.

En los ensayos de laboratorio se utilizó permanganato potásico Aquox©, fabricado por la empresa Industrial Química del Nalón, S. A. y que presenta un contenido mínimo de KMnO_4 del 97,5 %. El producto comercial Aquox© está aprobado por el Instituto de Sanidad de los Estados Unidos (National Sanitation Foundation -NSF-) para ser utilizado en el agua destinada al consumo humano, después de haber pasado las pruebas toxicológicas completas (Industrial Química del Nalón, S. A., 1996).

El Carbono Orgánico Total fue medido con un Analizador de COT de Alta Temperatura Dohrmann DC-190, cuyo funcionamiento está basado en la combustión catalítica a alta temperatura y en el análisis de infrarrojos no dispersivo (NDIR). La medida del error en cada análisis, expresada como la desviación estándar de 3 medidas consecutivas, fue siempre menor del 2% para el rango de concentraciones de COT analizadas.

Las concentraciones de Mn y Zn en disolución fueron determinadas por espectrofotometría de absorción atómica, utilizando un Espectrofotómetro de Absorción Atómica Pye Unicam SP9 de llama de aire acetileno.

Además de los ensayos de laboratorio, se realizó un ensayo sobre la propia balsa de Entremuros, a escala real, y tomando resultados localmente. Los efectos pueden verse claramente en la fotografía adjunta (Foto 1), el cambio de color de violeta del permanganato a marrón del dióxido de manganeso.



Foto 1: Ensayo en la balsa de Entremuros con permanganato potásico

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla I se recogen algunas características físicas y químicas del agua retenida en Entremuros del Guadamar. Los valores corresponden al muestreo realizado junto al muro de defensa el día 7 de julio, tres meses después de la rotura de la balsa.

<i>Parámetros analizados</i>	<i>Unidades</i>	<i>Valores observados</i>
<i>O. disuelto</i>	mg/l	8,34
<i>Conductividad</i>	mS/cm	9,37
<i>Salinidad</i>	mg/l	4,58
<i>STD</i>	mg/l	5,39
<i>Temperatura</i>	°C	31,55
<i>pH</i>	u. de pH	9,15
<i>Redox</i>	mV	- 124,80
<i>Mn</i>	mg/l	95,10
<i>Zn</i>	mg/l	107,70
<i>COT</i>	mg/l	17,35

Tabla I: Análisis del estado del agua retenida en la zona conocida como Entremuros del Guadamar.

Eliminación de materia orgánica

En aguas residuales con elevados contenidos en metales pesados disueltos, los metales pueden aparecer también unidos a materia orgánica en forma de complejos organometálicos (Marshall & Hubbell, 1966). Estos complejos se generan cuando los iones metálicos, con carga positiva, se rodean de moléculas orgánicas cargadas negativamente (ligandos). La materia orgánica se comporta así como una cubierta protectora que mantiene a los iones metálicos “secuestrados” y disueltos en el seno del agua, dificultando enormemente su eliminación. Es esencial, por lo tanto, reducir la materia orgánica global del agua hasta niveles que resulten aptos de acuerdo con la reglamentación técnico-sanitaria y que no obstaculicen las tareas de eliminación de los iones metálicos.

En este trabajo se eligió el COT como parámetro indicativo del contenido de materia orgánica del agua, porque su determinación presenta un mayor nivel de reproducibilidad y tiempos de análisis más cortos que las técnicas tradicionales de Demanda Química de Oxígeno (DQO) y Demanda Biológica de Oxígeno (DBO_5) (Rodríguez Vidal et al, 1996) que seguramente no serían aplicables en este tipo de aguas. Además, se han descrito relaciones matemáticas entre COT, DQO y DBO_5 que justifican el uso razonable de uno u otro parámetro con independencia del tipo de agua considerada (Fernández, 1990).

El contenido en COT del agua de Entremuros (Tabla I) es bajo en relación con los límites para vertidos que se recogen en el Anexo I del Reglamento sobre Calidad de las Aguas Litorales (Ley 7/94, de 18 de mayo, de Protección Ambiental), única normativa que establece valores de referencia para el COT. Sin embargo, puede considerarse moderado si se compara con los valores de contaminación orgánica descritos en la bibliografía para aguas naturales (Carr, 1975; Raman & Evans, 1985). Para su tratamiento, se realizó un ensayo de DIP dosificando cantidades crecientes de KMnO_4 Aquox® hasta persistencia de color rosado. Después de 10 minutos, la dosis óptima requerida para oxidar la materia orgánica presente en el agua fue de 115 mg/l (Tabla II).

	<i>Agua tratada a dosis óptimas</i>		<i>Agua bruta</i>
<i>KMnO₄</i>	115		---
<i>Al₂(SO₄)₃</i>	175		---
<i>pH</i>	9,45		9,15
<i>COT</i>	5,03		17,35
<i>% Red. COT</i>	71,0		--

Dosis de KMnO_4 y $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ en mg/l; COT en mg/l

Tabla II: Reducción del contenido en materia orgánica (expresada como COT) del agua de Entremuros con permanganato potásico.

Posteriormente, el agua fue sometida a un “jar test” completo utilizando KMnO_4 seguido de sulfato de alúmina. La dosis óptima de coagulante fue de 175 mg/l (Tabla II). Una vez filtradas las muestras, se determinó su contenido en COT.

La eliminación de materia orgánica, medida como COT, en el agua de Entremuros vía permanganato mostró un rendimiento significativamente elevado (71 %, Tabla II). De acuerdo con los resultados obtenidos, fueron necesarios 9,33 mg de KMnO_4 para oxidar 1 mg de materia orgánica del agua de Entremuros (expresada como COT), dosis superior en un 33,3 % al valor teórico calculado a partir de la ecuación (2). La causa de esta diferencia puede estar en la elevada variabilidad, tanto en cantidad como en tipo de compuestos, de la materia orgánica contenida en el agua. Resultados similares aparecen ilustrados en la bibliografía para aguas cargadas con sustancias húmicas y otros contaminantes orgánicos naturales (Marín Galvín et al, 1996). En el caso del agua de Entremuros, su diversidad en compuestos orgánicos debe ser presumiblemente mayor, por cuanto a las sustancias procedentes de las actividades agrícola e industrial circundantes hay que unir los contaminantes de las aguas residuales urbanas que son vertidas al río Guadamar desde los núcleos de población situados en su entorno.

Eliminación conjunta de Mn y Zn

La Tabla I muestra valores de Mn y Zn para el agua de Entremuros (95,10 mg/l y 107,70 mg/l respectivamente) muy superiores a los límites para vertidos que se establecen en el Reglamento del Dominio Público Hidráulico (Anexo al título IV). Para determinar la aplicabilidad del KMnO_4 en la reducción de los niveles de Mn y Zn del agua, se realizó un ensayo de DIP. Tras 10 minutos de reacción, se consideró óptima una dosis de reactivo de 110 mg/l.

Después de esto, el agua fue sometida a un ensayo de “jar test” utilizando KMnO_4 seguido de $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$. La dosis óptima de coagulante fue de 120 mg/l. Tras ser filtradas, se determinó el contenido en Mn y Zn de la muestras. Los resultados obtenidos se muestran en la Tabla III.

	<i>Agua tratada</i>	
	<i>a dosis óptimas</i>	<i>Agua bruta</i>
<i>KMnO₄</i>	110	---
<i>Al₂(SO₄)₃</i>	120	---
<i>pH</i>	9,32	9,15
<i>Mn</i>	0,72	95,10
<i>Zn</i>	0,94	107,70
<i>% Red. Mn</i>	99,24	---
<i>% Red. Zn</i>	99,12	---

Dosis de KMnO_4 y $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ en mg/l; Mn y Zn en mg/l

Tabla III: Eliminación conjunta de Mn y Zn del agua de Entremuros con permanganato potásico.

Utilizando 110 mg/l de KMnO_4 Aquox© se logró reducir las concentraciones de Mn y Zn solubles del agua de Entremuros hasta valores residuales (0,7 mg/l de Mn y 0,94 mg/l de Zn). De acuerdo con la estequiometría de la reacción, se necesitarían 182,6 mg/l de permanganato para eliminar totalmente el Mn contenido en el agua. Para el tratamiento del agua de Entremuros, el reactivo fue eficaz a una dosis real un 45,31 % más baja que la teórica. Este rendimiento, similar a otros descritos en la bibliografía para la eliminación de Mn en aguas naturales contaminadas (Marín Galvín et al, 1996), se debe con probabilidad a la capacidad residual de oxidación del precipitado de MnO_2 , que una vez formado actúa catalizando la oxidación de nuevas cantidades de Mn^{2+} hasta generar oxihidróxidos complejos de Mn. Además, es muy posible que la gran riqueza de Aquox© (97,5 %) frente a otros productos de KMnO_4 existentes en el mercado, contribuya a elevar el rendimiento general del proceso.

La eficacia del KMnO_4 Aquox© en la eliminación de Zn queda igualmente ilustrada en la Tabla III. No está descrito aún el proceso químico a través del cual tiene lugar la oxidación de Zn con KMnO_4 , por lo que no se han calculado dosis teóricas de reactivo para la eliminación de este metal. Sin embargo, estos resultados permiten suponer una eficiencia del reactivo en la eliminación de Zn muy similar a la obtenida en la reducción de la concentración de Mn.

Los resultados obtenidos en el ensayo a escala real en la balsa, medidos localmente, concuerdan con los medidos en el laboratorio.

CONCLUSIONES

Tras una primera fase de decantación natural en la que el agua de Entremuros experimentó una fuerte subida de pH y un descenso muy significativo en las concentraciones de casi todos los metales pesados en disolución (Fig. 1), algunos de estos metales (Mn y Zn) continuaron mostrando niveles anormalmente elevados. En ensayos de laboratorio, la utilización de KMnO_4 Aquox® a dosis inferiores (del orden de un 45 % para el Mn) a las requeridas estequiométricamente consiguió reducir las concentraciones de ambos metales en el agua hasta valores no significativos.

El tratamiento con KMnO_4 logró, asimismo, reducir el contenido en materia orgánica del agua (expresado como carbono orgánico total -COT-) en un 71 %. En este caso, la dosis de reactivo utilizada fue un 27,4 % superior a la teórica.

Tanto en la reducción de COT como en la eliminación de Mn y Zn, los valores residuales obtenidos tras el tratamiento con KMnO_4 Aquox® se hallaban por debajo de los límites para vertidos a cauces y aguas litorales recogidos en la reglamentación técnico-sanitaria vigente.

La adición de permanganato directamente sobre la balsa se consideró factible, de acuerdo a los resultados obtenidos, pero se descartó su ejecución por la alarma que podría suponer la tinción exagerada del agua retenida en Entremuros. En todo caso económicamente hubiese sido una actuación oportuna.

De todo esto se concluye que el KMnO_4 Aquox® puede ser utilizado con eficacia en la depuración de aguas naturales con un contenido moderado de materia orgánica, y que han sufrido un proceso agudo de acidificación y contaminación con metales pesados procedentes de algún tipo de actividad industrial. En la depuración de tales aguas, el objetivo prioritario es provocar la precipitación de los metales y su inmovilización en el sedimento. Esto puede lograrse elevando inicialmente el pH del agua mediante un procedimiento químico que implique el uso de reactivos inespecíficos del tipo del óxido o hidróxido cálcico, y complementando el tratamiento con la utilización de permanganato potásico Aquox® como agente químico específico capaz de eliminar metales pesados de difícil decantabilidad y de reducir significativamente los niveles de contaminación orgánica del agua.

BIBLIOGRAFIA

- Adams, R. B. (1960). Manganese removal by oxidation with potassium permanganate. J. American Water Works Association, Vol. 52, pp. 219-228.
 - APHA-AWWA-WPCF. (1992). Métodos Normalizados para el Analisis de Aguas Potables y Residuales. 17ª ed. Ediciones Díaz de Santos, Madrid.
 - Boland, J. J.; DeArment, W. E. (1965). Potassium permanganate removal of tastes and odors from paper mill wastes. J. American Water Works Association, Vol. 57, pp. 1451-1455.
 - Burriel Martí, F.; Lucena Conde, F.; Arribas Jimeno, J.; Hernández Méndez, J. (1998). Química Analítica Cualitativa. Editorial Paraninfo, Madrid.
 - Carr, J. B. (1975). Prevention of Blue-Green Algal Blooms. Field Verification. National Technical Information Service, USA.
 - Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía (1998). "<http://www.cma.es>".
 - Domingo Valdés, L. (1993). Permanganato potásico para eliminación de olores en depuración de aguas residuales urbanas. Tecnol. Agua, Vol. 107, pp. 37-40
 - Fernández, A. (1990). Comparación entre TOC, DBO5 y DQO en aguas residuales. Tecnol. Agua, Vol. 122, pp. 21-24.
 - Ficek, K. J. (1985). Potassium Permanganate Controls Sewage Odors. Carus Chemical Co., Ed. La salle, Illinois, USA.
 - García Martínez de Simón, I. (1998). Eliminación de sólidos incrustados en las conducciones de agua potable de Cantillana (Sevilla). Tecnología del Agua . N°178, pp 35-40
 - Hernandez Muñoz, A.; Catalán Lafuente, J. (1983). Investigación sobre la Acción del Permanganato Potásico en la Eliminación de Olores en un Proceso de Depuración de Aguas Residuales. Ensayos a Escala Real realizados en la Depuradora de Calviá (Mallorca). Cátedra de Ingeniería Sanitaria de la E.T.S. de Ingenieros de Caminos, canales y Puertos. Madrid.
 - Humphrey, S. B.; Elkleberry, M. A. (1962). Iron and manganese removal using KMnO4. Water & Sewage Works, Vol. 108, pp. 176-180.
 - Industrial Químicas del Nalón, S. A. (1993). Pruebas de Eliminación de Olores con Permanganato Potásico. EDAR La China, Madrid. Avda. Galicia, 31, 33005 - Oviedo.
-

- Industrial Química del Nalón, S. A. (1996). Información Técnica. Avda. Galicia, 31, 33005 - Oviedo.
 - Kemp, H. T.; Fuller, R. G.; Davidson, R. S. (1966). Potassium permanganate as an algicide. J. American Water Works Association, Vol. 58, pp. 255-263.
 - Levitre, A. (1965). Manganese Removal from the Woonsocket Water Supply. Presented to the New England Water Works Association. Woonsocket, Rhode Island, USA.
 - Ma, J.; Li, G.; Graham, N. J. D. (1994). Efficiency and mechanism of acrylamide removal by permanganate oxidation. J. Water SRF Aqua, Vol. 43 (6), pp. 287-295.
 - Marín Galvín, R.; Rodríguez Mellado, J. M. (1996). Potabilización de aguas con permanganato potásico. Ingeniería Química, junio, pp. 75-82.
 - Marshall, M.; Hubbell, J. W. (1966). Iron removal facilities. J. American Water Works Association, Vol. 58, pp. 591-594.
 - Medialdea, J. M.; Medina, M.; Aguilar, E.; Arnáiz, M. C.; Lebrato, J. Eliminación de ácido p-cumárico (3(4-hidroxifenil)-2-propenoico) con permanganato potásico. (Artículo en preparación).
 - Moyers, B.; Wu, Jy. S. (1985). Removal of organic precursors by permanganate oxidation and alum coagulation. Water Res., Vol. 19 (3), pp. 309-314.
 - Pisarczyk, K. S.; Rossi, L. A. (1982). Sludge Odor Control and Improved Dewatering with Potassium Permanganate. Presented at the 55th Annual Conference of the Water Pollution Control Federation in St. Louis, Missouri, USA.
 - Raman, R. K.; Evans, R. L. (1985). In-lake water quality management plan for a recreational lake in Central Illinois. Water Resources Bull., Vol. 2 (2), pp. 315-321.
 - Rodríguez Vidal, F. J.; Arranz, J.; Bustillo, J. M.; Marcos, L. A. (1996). Evaluación del analizador de carbono orgánico total Shimadzu TOC-5050. Química e Industria, marzo, pp. 22-30.
 - Shankar, K. M.; Varghese, T. J. 1981. Evaluation of potassium permanganate for control of *Microcystis* bloom. Mysore J. Agric. Sci., Vol. 15, pp. 150-153.
 - Shroede, L. D. (1972). Potassium permanganate: use in potable water treatment. Water & Sewage Works, Ref. number R10-R19.
 - Thayer, A. (1990). Water treatment chemicals: tighter rules drive demand. C&EN, march, pp. 17-34.
-

- Usinger, M. (1965). Removing iron and manganese from water. Industrial Water Engineering, november, pp. 180-184.
 - Vella, P. (1996). Potassium Permanganate Applications in Wastewater Treatment. Proceedings of the Sixth International Symposium on Chemical Oxidation: Technology for the Nineties Principles and Practices Workshop. Nashville, TE, USA.
 - Vella, P. A.; Deshinsky, G.; Boll, J. E.; Munder, J.; Joyce, W. M. (1990). Treatment of low level phenols ($\mu\text{g/l}$) with potassium permanganate. Research J. Water Pollution Control Federation, Vol. 62, pp. 907-914.
 - Viraraghavan T.; Winchester, E. L.; Brown, G. J.; Wasson, G. P.; Landine, R. C. (1987). Removing manganese from water at Fredericton, New Brunswick, Canada. J. American Water Works Association, august, pp. 43-48.
 - Welch, W. A. (1963). Potassium permanganate in water treatment. J. American Water Works Association, Vol. 55 (6), pp. 735-741.
 - Wakefield, R. A. (1967). The use of potassium permanganate in the production of potable water. Effluent & Water Treatment J., Vol. 3, pp. 328-332.
-

6.1.4.2.- ENSAYO DE DECANTABILIDAD CON HIDROXIDO CALCICO ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) Y CARBONATO SODICO (Na_2CO_3)

Grupo T.A.R.

ENUNCIADO DEL PROBLEMA

Como ya se ha indicado, actualmente las aguas que aún se encuentran retenidas en la zona de Entremuros (Ver Anexo Cartográfico: Mapas 17 y 18) presentan unas concentraciones elevadas en metales pesados. Este problema podría multiplicarse cuando lleguen las lluvias en otoño, ya que a esta zona los metales presentes en los suelos que aún están sin limpiar, o que quedan tras la limpieza, de los lodos tóxicos serían arrastrados por el agua. De esta forma llegarían gran cantidad de metales, en disolución o en suspensión.

HIPÓTESIS DE SOLUCIÓN

Se requiere un tratamiento que sea capaz de hacer precipitar la mayoría de los metales pesados, de tal forma que el agua de salida presente unas concentraciones dentro de los límites establecidos por la ley vigente, además de eliminar los sulfatos en la mayor cantidad posible.

La mayoría de los metales pesados precipitan en un rango de pH entre 8 y 11 (Burriel, 1998), por lo que bastaría elevar el pH hasta este intervalo de valores con una base fuerte. Pero este reactivo debe de decantar en el menor tiempo posible además de dar lugar a un fango compacto.

METODOLOGÍA

Los ensayos se realizaron con agua retenida en Entremuros muestreada el 14/08/98, con un pH de partida de 8.8.

Se procedió a elevar el pH hasta 10 utilizando hidróxido cálcico ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) y carbonato sódico (Na_2CO_3) (ambas al 10%) en dos ensayos en paralelo.

La base era añadida en agitación a 1000 ml de agua problema, midiéndose en continuo el pH. Cuando se alcanzó el valor deseado se procedió a estudiar la decantabilidad de los fangos producidos, utilizando conos Imoff (Foto 1). Se midió el volumen de fangos en función del tiempo y se analizó el peso en sólidos totales de éstos con el objeto de averiguar su cantidad, además de su contenido en agua.



Foto 1: Ensayo decantabilidad en conos Imoff.

Mediante espectrofotometría de absorción atómica de llama aire-acetileno, se obtuvieron las concentraciones en manganeso y zinc tras el tratamiento. También se midieron los sulfatos de acuerdo a los métodos normalizados para el análisis de aguas (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En el caso del hidróxido sódico la formación de flóculos era casi inmediata a la subida de pH, cuestión que no ocurría en el ensayo con carbonato sódico. Este último requería una gran cantidad de base para subir el pH hasta el valor deseado, además la formación de los flóculos se producía en el doble de tiempo (Fig 1).

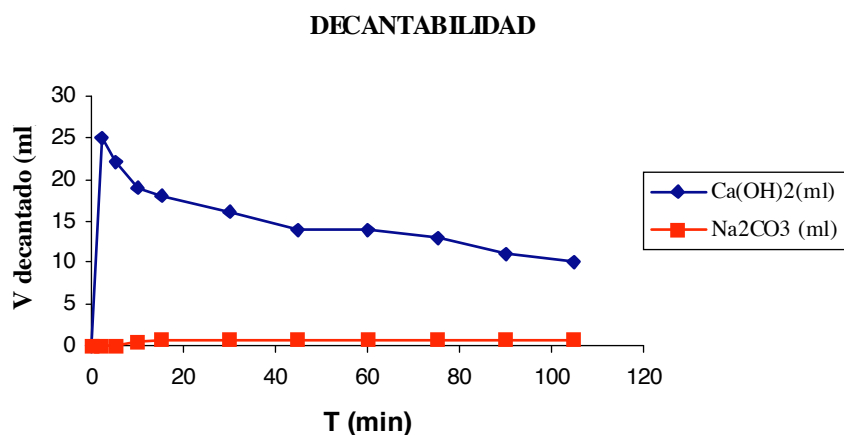


Figura 1: Decantabilidad de los fangos producidos en los tratamientos con hidróxido cálcico y carbonato sódico

El volumen de fango producido en el caso del Ca(OH)_2 era mucho mayor que en el caso de la otra base, pero el contenido en sólidos totales es ligeramente inferior para el primero (Fig.2).

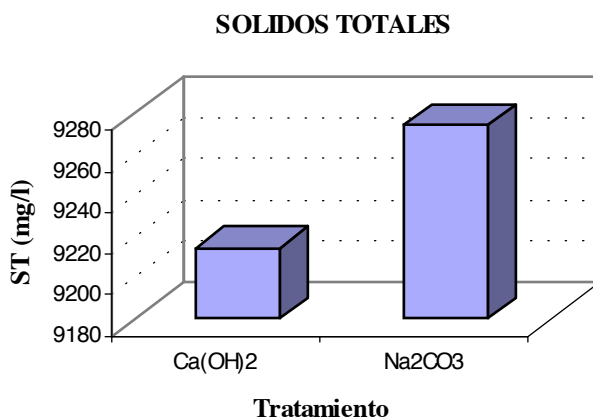


Figura 2: Sólidos totales ensayados con agua de Entremuros (14/08/98) con hidróxido cálcico y carbonato sódico.

Así pues, los fangos generados con el hidróxido sódico contienen más agua que los originados con carbonato sódico, pero la concentración de manganeso y zinc en disolución es sensiblemente menor en el primer tratamiento (Tabla I).

Tratamiento	[Mn] (ppm)	[Zn] (ppm)
Ca (OH) ₂	0.77	0.03
Na ₂ CO ₃	1.11	0.29

Tabla I: Concentraciones en manganeso y zinc determinadas por espectrofotometría de absorción atómica de llama aire-acetileno.

El tratamiento con hidróxido cálcico resultó ser el mas efectivo, la velocidad de formación de los flóculos era mucho mayor, por lo que el tiempo de decantación se hace sensiblemente inferior que en el caso del carbonato sódico. Es importante considerar que en el caso del primer tratamiento se conseguían eliminar mayores concentraciones de los metales en mayor proporción en el agua bruta, zinc y manganeso.

BIBLIOGRAFIA

- APHA-AWWA-WPCF. (1992). Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ed Díaz de Santos, S.A. Madrid.
- Burriel Martí, F.; Lucena Conde, F.; Arribas Jimeno, S.; Hernández Méndez, . (1998). Química analítica cualitativa. Ed. Paraninfo. Madrid.

6.1.4.3.- ENSAYOS DE ELIMINACION DE METALES CON ARCILLAS TRATADAS Y CARBON ACTIVO

Grupo T.A.R.

ENUNCIADO DEL PROBLEMA

Como ya se ha referido en anteriores capítulos, el volumen de agua tóxica retenida en la zona de Entremuros requiere de un urgente plan de depuración al objeto de poder dar salida a una problemática que se espera empeore ante la inminente llegada de las lluvias otoñales.

En el proceso de diseño de la depuradora que se inició en el grupo T.A.R. una vez que el agua subió el pH de forma natural, se sometió al agua problema a un gran número de ensayos de laboratorio para obtener un nuevo diseño óptimo adecuado a la mejora de la calidad del agua a tratar.

Dichos ensayos tenían como principal objetivo la reducción de metales pesados (principalmente zinc y manganeso) hasta niveles legales, pues los resultados de los análisis realizados por la Consejería de Medio Ambiente (Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía, 1988), y así mismo, los realizados por el grupo T.A.R, ponían de relieve las altas concentraciones de zinc y manganeso en dichas aguas.

Los valores permitidos por la normativa española de vertidos de agua a cauces, según la tabla 3 aparecida en el Anexo al título IV del Reglamento del Dominio Público Hidráulico (Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas) son los siguientes (Tabla I):

<i>PARÁMETROS</i>	<i>VALORES DE VERTIDOS</i> (ppm)
<i>Arsénico</i>	0,5
<i>Cadmio</i>	0,1
<i>Hierro</i>	2
<i>Manganeso</i>	2
<i>Niquel</i>	2
<i>Mercurio</i>	0,05
<i>Plomo</i>	0,2
<i>Selenio</i>	0,03
<i>Estaño</i>	10
<i>Cobre</i>	0,2
<i>Sulfato</i>	2000
<i>Zinc</i>	3

Tabla I.- Valores permitidos por la normativa española de vertidos de agua a cauces (aparecen sombreados aquellos parámetros que se controlaron en los distintos ensayos).

HIPÓTESIS DE SOLUCIÓN

Considerando que los niveles iniciales de metales pesados ya no eran tan grandes como en la situación inicial, el tratamiento debe cambiar, entre otras cosas porque la precipitación por la subida de pH para conseguir afinar hasta niveles tan exigentes como decenas o unidades de ppm, debe ajustarse muy bien; sobre todo exige una separación de fangos muy grande, obligando a unos rendimientos al decantador difíciles de conseguir.

Podría ocurrir razonablemente que después de la subida de pH, los niveles de metales pesados no variarían significativamente con los valores del agua de entrada, generando costes en el tratamiento no compensados por su eficacia.

Con la intención de aprovechar la gran capacidad de adsorción que tienen los carbones minerales, así como las arcillas, se procedió al ensayo de distintos tipos de estos materiales. La hipótesis de trabajo era que alguno de ellos, por sí solo o en combinación con algún otro, pudiera aportar mejoras (como tratamiento de afino) o incluso constituir una solución por sí mismo para la depuración del agua tóxica.

Además de seleccionar el material más adecuado, había que establecer el modo de utilizar dicho material *in situ* de la forma más operativa posible, integrándolo además en el proceso global de depuración.

Partiendo de esta base, se procedió a la realización de numerosos ensayos a nivel de laboratorio, en los cuales se fueron calculando los rendimientos de eliminación de metales de cada tratamiento.

METODOLOGÍA

En la zona comprendida entre el Puente de los Vaqueros y Entremuros (junto al dique de tierra construido para frenar la avalancha de agua y lodo tóxicos, ver Anexo Cartográfico: Mapas 16, 17 y 18), se realizaron distintas tomas de muestras de agua, para su posterior traslado al laboratorio y realización de los ensayos correspondientes.

- * Las muestras fueron analizadas mediante espectrofotometría de absorción atómica de llama de aire y acetileno, para determinar el contenido en zinc, manganeso, hierro, talio, plomo, cromo, cadmio, cobre, arsénico, mercurio y bismuto, resultando no detectables (N.D.) estos metales en algunas de las muestras analizadas. Esto significa que la concentración de estos metales en dichas muestras fue inferior a los límites de detección respectivos.

A continuación se relacionan los límites de detección de cada uno de ellos (Tabla II), determinados con el equipo de absorción atómica PYE UNICAM SP9:

<i>METAL</i>	<i>LÍMITE DE DETECCIÓN (ppb)</i>
<i>TALIO</i>	64
<i>PLOMO</i>	84
<i>CROMO</i>	13
<i>COBRE</i>	14
<i>BISMUTO</i>	141
<i>ZINC</i>	7
<i>MANGANESO</i>	5
<i>CADMIO</i>	5
<i>ARSENICO</i>	10
<i>MERCURIO</i>	25
<i>HIERRO</i>	20

Tabla II.- Límites de detección de cada uno de los metales determinados con el equipo de absorción atómica en el grupo T.A.R.

El sulfato fue determinado mediante método turbidométrico-espectrofotométrico (APHA-AWWA-WPCF, 1992).

- * pH y potencial redox fueron medidos utilizando un pHmetro Crison 2002.

Materiales ensayados

- * Material adsorbente: Carbón activo de uso en laboratorio

Carbón activo CC 1020

Carbón activo CK 1240

Carbón activo OC 60/50

Carbón activo CC 830

- * Materiales arcillosos: Filtralita

Arlita T-8

Sepitol 30/60. Recibe tratamiento térmico en los laboratorios del grupo T.A.R.

ENSAYOS REALIZADOS (por orden de ejecución)* Primer Ensayo

Estudiar los efectos que tendría, sobre las concentraciones de metales pesados del agua localizada en la zona de Entremuros, aplicar un determinado volumen de arcilla en un recinto acotado en la propia balsa.

Se realizaron las siguientes combinaciones, en volúmenes pequeños simulando las condiciones reales de la balsa:

Vol. agua tóxica	pH _i	Vol. ARLITA
100 mL	7	25 ml 50 ml 100 ml
100 mL	3	25 ml 50 ml 100 ml

En el caso de 100 mL de arlita, todo el volumen de agua problema estuvo en todo momento en contacto con dicha arcilla, por lo que en adelante nos referiremos a esta proporción, aunque no sea del todo correcto, como 1 / 1.

Este ensayo se realizó por duplicado; a una de las tandas se le aplicó agitación constante mientras la otra permaneció en reposo.

Los metales medidos fueron: zinc, manganeso, hierro y cobre

En el ensayo anterior se concluyó que a mayores proporciones de arcilla (concretamente la arlita), mejores rendimientos de eliminación de Zn, Mn y Cu se obtenían.

Por esta razón, se realizaron varios ensayos en los cuales un volumen conocido de material (adsorbente) fue colocado en columnas de vidrio, con lo cual se optimizó el contacto del agua con dicho material (Foto 1). El agua problema fue introducida por la parte superior y recogida en la parte inferior tras un tiempo en contacto con dicho material (tiempo de residencia hidráulico).



Foto 1: Ensayo en columnas de carbón activo y arcillas tratadas.

Al objeto de que estos tratamientos se realizaran en continuo, las muestras se obtuvieron mediante goteo y fueron recogidas a intervalos regulares de tiempo. A partir de entonces se procedió a la realización de las correspondientes analíticas.

* Segundo Ensayo

Se ensayaron volúmenes conocidos de cinco materiales: arlita, sepiolita tratado, carbón activo de uso en laboratorio, carbón activo CC 1020 y carbón activo CK 1240.

Con las arcillas se utilizaron muestras del agua residual tanto de $\text{pH}_i = 7$, como de $\text{pH}_i = 9$ (en este segundo caso se utilizó hidróxido cálcico para llevar el agua a $\text{pH}_i = 9$).

Con los carbones, sin embargo tan sólo se realizó la serie de ensayos con las muestras de $\text{pH}_i = 7$

Se midieron Zn y Mn.

* Tercer Ensayo

Se repitió el ensayo anterior, pero esta vez con el carbón activo de laboratorio, por ser el que mostró los efectos más duraderos en eliminación de Zn en el ensayo anterior, a un $\text{pH}_i = 9$

Para obtener este pH se procedió exactamente igual que en la serie anterior.

Se midió Zn y Mn.

* Cuarto Ensayo

Se tomaron volúmenes conocidos de sepiol tratado y se les puso en contacto con agua residual tanto a $\text{pH}_i = 7$ como a $\text{pH}_i = 9$ (subido con hidróxido cálcico), durante un intervalo de catorce horas, a partir del cual se inició el goteo de las muestras y la correspondiente recogida a intervalos regulares (desde las 15 hasta las 48 horas). Se trató de alcanzar el punto de colmatación del sepiol (pues hasta entonces fue el que mejor resultados aportó y no había mostrado colmatación en doce horas de ensayo).

Se midieron zinc y manganeso.

* Quinto Ensayo

Se ensayó igualmente con filtralita y arlita, al objeto de establecer comparaciones con los ensayos anteriores.

Se midieron zinc, manganeso y cobre.

* Sexto Ensayo

Se tomaron volúmenes conocidos de arlita, filtralita, sepiol, carbón activo OC 60/50 y carbón activo CC830.

Se midieron zinc, manganeso, cadmio, hierro, sulfatos, talio, cromo, bismuto, arsénico, cobre y plomo.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Primer ensayo

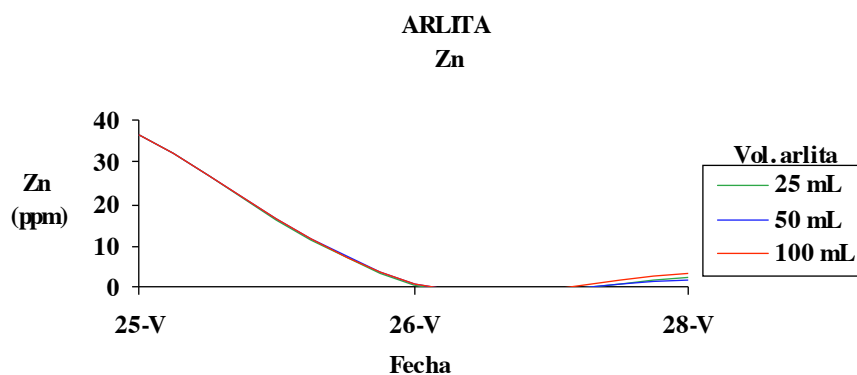


Figura 1.- Evolución del contenido de zinc en el agua, con $\text{pH}_i 7$ y agitación constante.

Todas las proporciones de arlita tuvieron mejor rendimiento de eliminación de Zn en las primeras veinticuatro horas, (Fig. 1) pero a continuación tendían a liberar de nuevo Zn al medio (tanto más cuanto mayor era la proporción de arcilla en el agua).

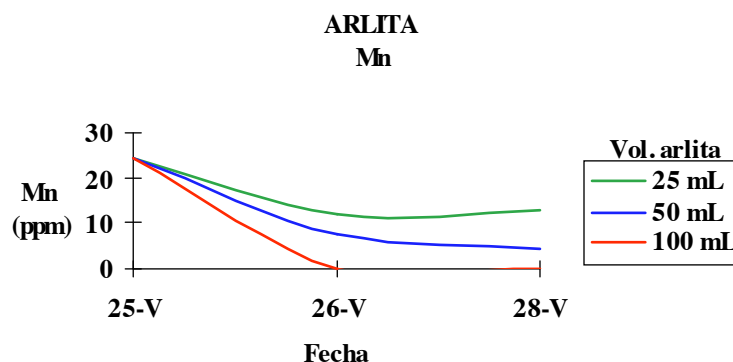


Figura 2.- Evolución del contenido de manganeso en el agua, con pH_i 7 y agitación constante.

El Mn sufrió una bajada hasta niveles no detectables (por debajo de 0.05 ppm) de una forma continuada en el tiempo cuando la proporción de arcilla con respecto al agua era de 1/1 (Fig. 2). Con el resto de las proporciones no se obtuvieron niveles interesantes de Mn.

A pH_i 7 el Fe no representó un problema. Se observó que a las horas de estar en contacto con la arcilla, ya fuera con agitación o sin ella, los niveles de Fe iban incrementándose, sin llegar a niveles superiores a 2 ppm (límite legal de vertido), por lo que este tratamiento sería adecuado en lo que a este metal se refiere.

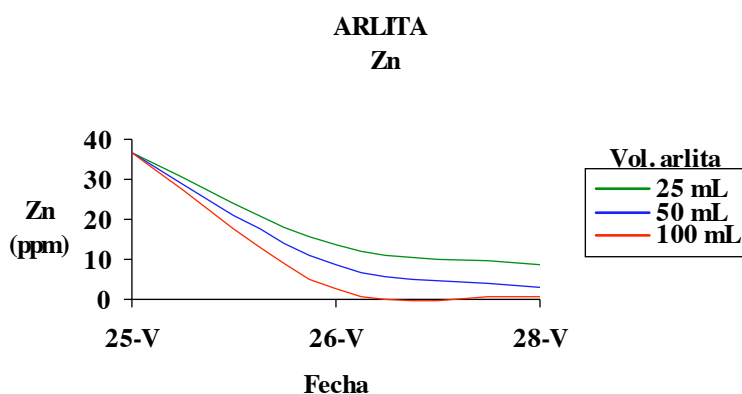


Figura 3.- Evolución del contenido de zinc en el agua, con pH_i 7 y sin agitación.

Se observó que cuanto mayor era la proporción de arlita (Fig. 3), mayor era la reducción de los niveles de Zn en el agua.

Igualmente ocurrió con el Mn, pero sin alcanzar nunca los niveles legales del mismo (2 ppm).

Como era de esperar en aguas de acidez elevada ($\text{pH } 3$), las concentraciones de los distintos metales analizados fue bastante superior a las halladas a pH neutro (Tabla III), bajo efecto del cual precipitan. (Véase Cap. TAL)

[METAL] (ppm)	Límite Legal (ppm)	$\text{pH}_i 3$	$\text{pH}_i 7$
<i>Zinc</i>	3	246	36,7
<i>Manganeso</i>	2	74,3	24,3
<i>Hierro</i>	2	16,6	0,29

Tabla III.- Concentración inicial de los distintos metales analizados en este ensayo según el pH inicial del agua.

Ninguna de las combinaciones que se probaron aportó resultados satisfactorios para su vertido al cauce, lo cual nos llevó a concluir que en el caso de acidificación del agua sería necesario un tratamiento previo que aumentara el pH para conseguir la eliminación del manganeso y del zinc. Debido a la subida natural del pH en la balsa, este tratamiento era necesario.

A $\text{pH}_i 3$ los niveles de Fe también estaban por encima de los legales (Tabla III). Al permanecer en contacto con la arlita tanto con agitación como sin ella (Fig. 4), la caída en las concentraciones de Fe era fuerte y satisfactoria (por debajo de los 2 ppm que requiere la legislación), con lo cual se podría incluso prescindir de la agitación para abaratar el tratamiento.

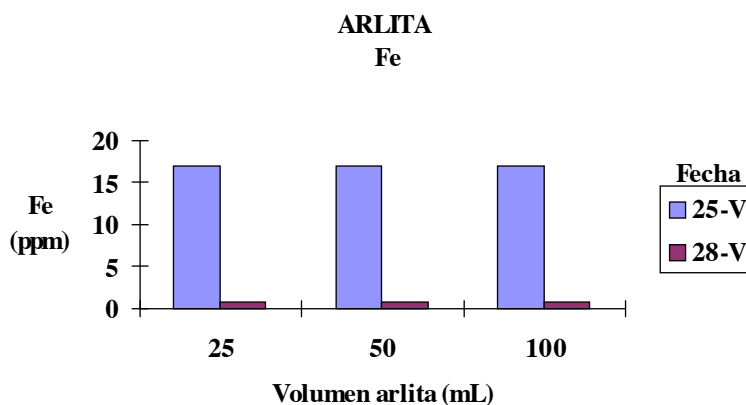


Figura 4.- Evolución del contenido de hierro en el agua, con pH_{i3} y sin agitación.

A modo de conclusión:

En el caso de que el pH del agua a tratar rondara en torno a 7, se podría eliminar:

Zn:

- sin agitación: proporción arlita / agua de 1 / 1.
- con agitación: cualquiera de las tres proporciones ensayada serviría.

Mn:

- con agitación: proporción arlita / agua de 1 / 1.

Fe:

- no constituye un problema.

Es necesario destacar que este tratamiento resulta lento en exceso.

En todos casos en los que se aplicó agitación a las muestras, la arlita se fue disgregando en el agua con el consiguiente aumento de turbidez, razón por la cual habría que añadir un tratamiento a posteriori con el objeto de filtrar el agua antes de verterla, lo cual supone un problema añadido haciendo poco viable técnicamente esta alternativa.

Para terminar, si el agua en algún momento se tornara más ácida, posibilidad con la que un proyecto responsable debería contar, este tratamiento tan sólo ha mostrado reducciones interesantes en los niveles de Fe, (no así con los de Zn y Mn), por lo que habría, en caso de acidificación del agua, que buscar otro sistema o pretratar el agua aumentando su pH hasta niveles cercanos a 7, con lo cual todo el sistema de depuración se complica y encarece.

Segundo ensayo

En el agua bruta sin tratamiento previo (pH_i 7), las concentraciones de Zn y Mn eran bastante superiores a los valores permitidos por la normativa.

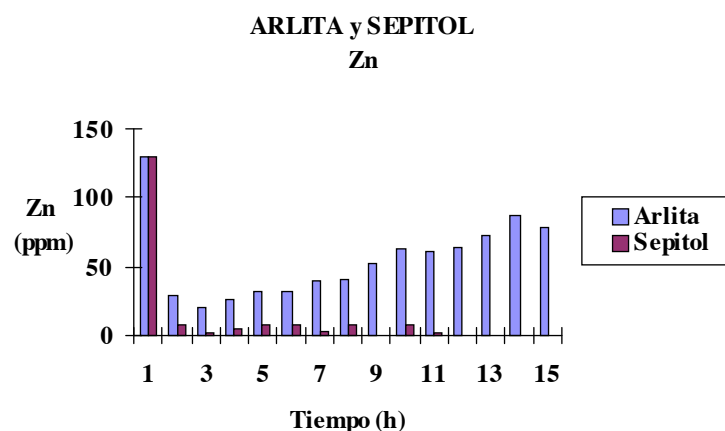


Figura 5.- Evolución en el contenido en Zn del agua con pH_i 7 al tratarla con arlita y sepitol.

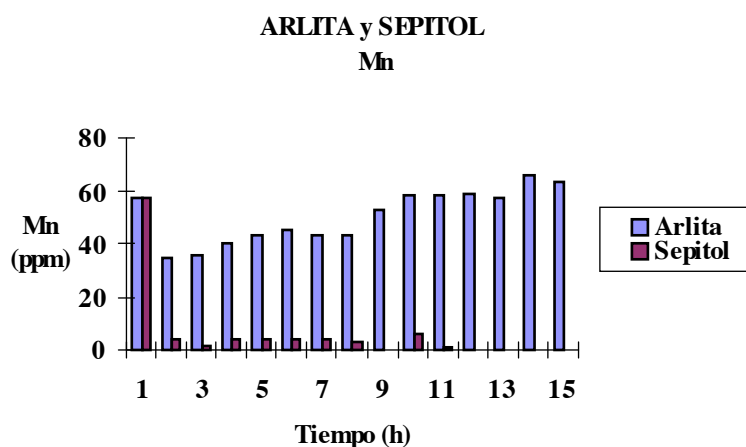


Figura 6.- Evolución en el contenido en Mn del agua con pH_i 7 al tratarla con arlita y sepitol.

Como se observa en las Figuras 5 y 6, la arlita no llegó a niveles satisfactorios en eliminación ni de Zn ni de Mn; el sepitol tratado por el contrario presentó niveles bastante elevados de eliminación de ambos metales (Fig. 5 y 6).

Esto se puede deber al efecto que tiene el sepitol sobre el pH del medio, el cual aumentó por encima de ocho desde la primera hora en contacto con el agua, manteniéndose este efecto durante las doce horas que duró el ensayo. Con la arlita, sin embargo, el pH se mantuvo en torno a siete durante todo el ensayo.

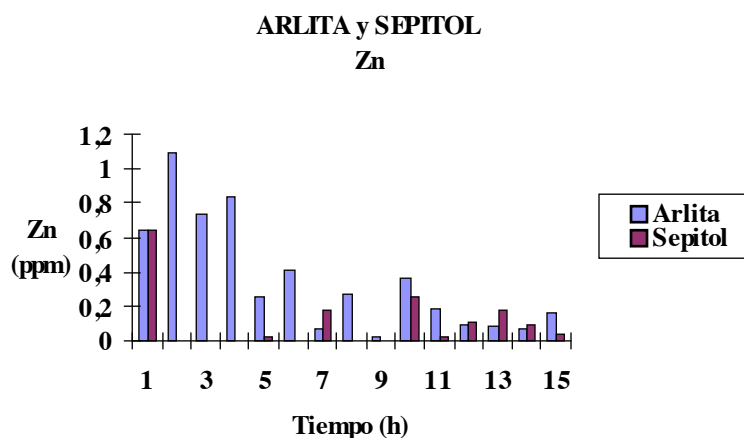


Figura 7.- Evolución en el contenido en Zn del agua con pH_i 9 al tratarla con arlita y sepitol.

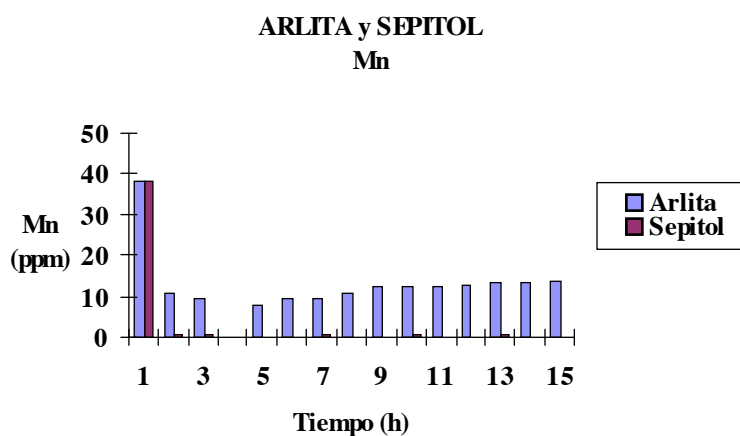


Figura 8.- Evolución en el contenido en Mn del agua con pH_i 9 al tratarla con arlita y sepitol.

A pH_i 9, el contenido en Zn del agua tratada dejó de ser un problema (Fig. 7), y así continuó a lo largo del ensayo.

El contenido en Mn por el contrario, siguió siendo superior al límite legal (2 ppm) si bien como se observa en la Figura 8, el sepitol solucionó este problema desde la primera hora de contacto con el agua. La arlita tan sólo disminuyó la concentración de Mn de forma puntual.

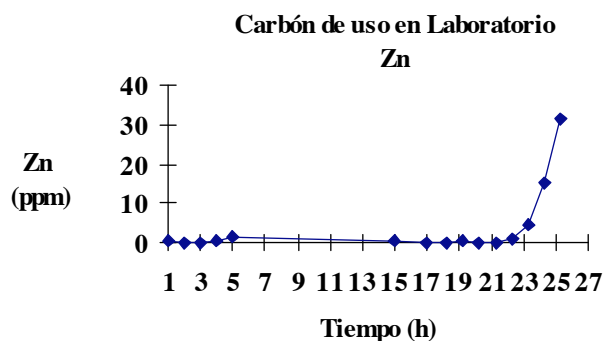


Figura 9.- Evolución en el contenido en Zn del agua con pH_i 7 al tratarla con carbón activo de laboratorio.

Con respecto al Zn, la acción del carbón de uso en laboratorio (Fig. 9) se mantuvo bastante estable en el tiempo, obteniéndose concentraciones de este metal por debajo de los niveles legales de vertido hasta veintidós horas después de pasar agua a través de la columna. El punto de colmatación apareció a partir de las 23 horas.

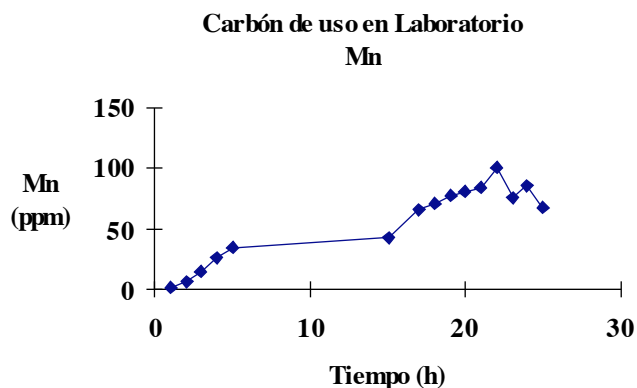


Figura 10.- Evolución en el contenido en Mn del agua con pH_i 7 al tratarla con carbón activo de laboratorio.

En cuanto al Mn (Fig. 10), su eliminación por parte de este carbón no fue satisfactoria. El punto de colmatación por este metal comienza a partir de las dos horas de permanencia en la columna.

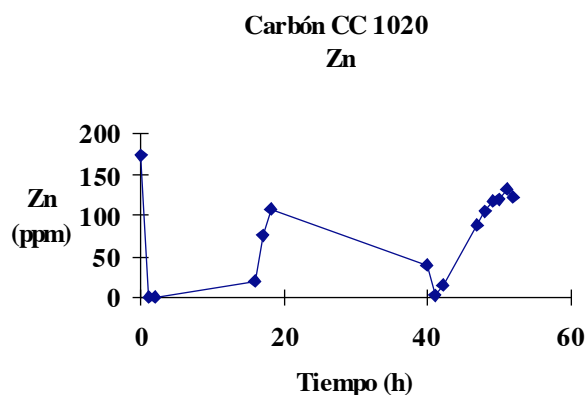


Figura 11.- Evolución en el contenido en Zn del agua con pH_i 7 al tratarla con carbón CC 1020.

Por otra parte, los resultados obtenidos con el carbón CC 1020 para la eliminación del Zn (Fig. 11), fueron buenos hasta la segunda hora. A partir de este momento los rendimientos disminuyeron considerablemente.

En lo que se refiere al Mn, el carbón CC 1020 no obtuvo niveles interesantes del mismo.

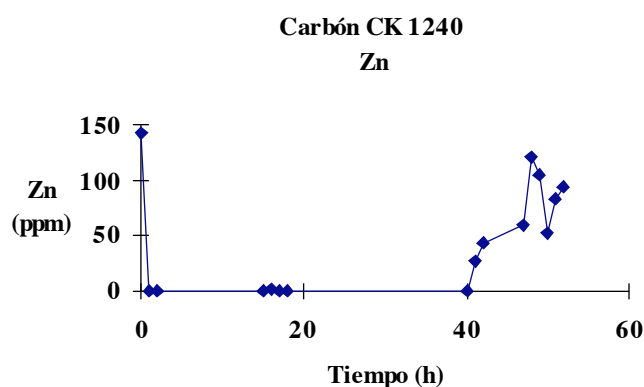


Figura 12.- Evolución en el contenido en Zn del agua con pH_i 7 al tratarla con carbón CK 1240.

Con la utilización del carbón CK 1240, el porcentaje de eliminación de Zn (Fig. 12) dio los resultados requeridos desde la primera hora hasta la tetragésima.

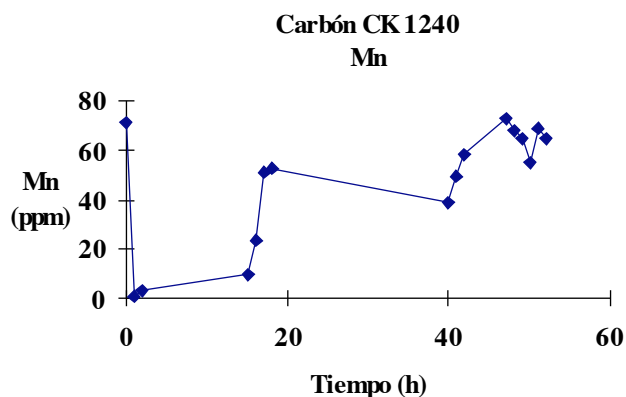


Figura 13.- Evolución en el contenido en Mn del agua con pH_i 7 al tratarla con carbón CK 1240.

Respecto al Mn, el carbón CK 1240 en la primera hora (Fig. 13), fue el único de los tres carbones ensayados en esta ocasión que aportó un descenso interesante en los niveles de Mn.

Resumiendo:

La arlita no parece adecuada para ser utilizada como intercambiador catiónico, al menos por sí sola.

La principal diferencia que caracteriza al sepiol del resto de los materiales es su efecto sobre el pH del medio, lo cual parece inducir a una precipitación de metales mayor, y que son adsorbidas en el material posteriormente. Esta subida de pH en medios con sepiolita también está referida en otro tipo de disoluciones, materia orgánica degradada en sistemas biológicos (Lebrato, 1990).

Son varias las muestras que tuvieron una reducción suficiente de Zn y Mn para ser vertidas, siendo la primera muestra de estas características la de la segunda hora (para los dos metales, lo cual representa una ventaja a la hora de dimensionar la columna), aunque antes de descartar una subida previa a pH 9 (que como ya hemos constatado aporta resultados espectaculares, sobre todo para el Mn), habría que repetir alguna vez el ensayo.

Si el agua bruta la tratáramos previamente con hidróxido cálcico, la concentración de Zn quedaría por debajo de la concentración máxima permitida, es decir, no necesitaría tratamiento posterior. En cambio el Mn sí lo necesitaría, pues aún quedaría bastante en suspensión.

Los carbones, en principio, parecen dar solución a tan sólo parte del problema (concretamente a los niveles de Zn). Los tres carbones ensayados siguen un comportamiento similar, presentando unos niveles de reducción bastante interesantes en las concentraciones de Zn desde la primera muestra, y con una durabilidad del efecto distinta según del carbón que se trate. Así, el carbón de uso en laboratorio es el de efectos más mantenidos, seguido del CK 1240 y por último del CC 1020.

Tercer Ensayo

La concentración de partida del Zn (1.44 ppm) tras precipitar al aumentar el pH a 9 (como era de esperar tras haber visto resultados anteriores) estaba por debajo de los niveles exigidos por la ley (3 ppm). La tendencia de los niveles de Zn fue al alza desde la primera muestra.

En cuanto al Mn, el nivel de partida seguía por encima de los límites legales, y se observó un ligero descenso en las dos primeras horas en contacto con el carbón de uso en laboratorio, pero a continuación la tendencia fue igualmente al alza.

Por tanto, y al contrario de lo esperado tras lo observado con las arcillas, el aumentar previamente hasta 9 el pH del agua no potencia los efectos de adsorción de este carbón para ninguno de los metales estudiados. Incluso se podría afirmar que concretamente sobre los niveles de Zn surtió el efecto contrario al deseado.

Cuarto ensayo

Cuando el pH era 7 este material no presentó colmatación en las cuarenta y ocho horas que duró el ensayo, ni para el Zn ni para el Mn. Podemos afirmar pues, que el punto de colmatación del sepiol es, como mínimo, el mayor de todos los materiales probados hasta ahora en el laboratorio. Es importante señalar que este material presenta un nivel de colmatación muy superior al que presentan los materiales adsorbentes probados.

Cuando el pH era 9 el Zn no constituyó problema alguno, permaneciendo en niveles no detectables (Tabla II) durante todo el ensayo. El Mn, igualmente, no reapareció en las muestras de agua tratada tras un contacto de más de cuarenta y ocho horas.

Por tanto, el punto de colmatación del sepiol para ambos pH_i (7 y 9), está por encima de las cuarenta y ocho horas. Siempre teniendo presente las concentraciones de partida: $[\text{Zn}] = 109 \text{ ppm}$; $[\text{Mn}] = 87 \text{ ppm}$. Este dato constituiría un factor positivo a tener en cuenta para su elección como material para las columnas.

Quinto Ensayo

La arlita no llegó a niveles satisfactorios de eliminación ni de Zn ni de Mn.

Por otra parte, los resultados observados con la filtralita demostraron menor capacidad aún de intercambio para Zn y Mn que la arlita.

Respecto al Cu, tan sólo se constató que en todo momento se encontraba en niveles no detectables (0.014 ppm).

A la vista de los resultados obtenidos, se corroboran las conclusiones del Segundo Ensayo en lo que respecta a la arlita, con lo cual siguió sin tomarse en cuenta esta opción.

Se descarta a priori la utilización de la filtralita.

Los niveles de cobre en el agua problema no parecieron constituir motivo de preocupación.

Sexto Ensayo

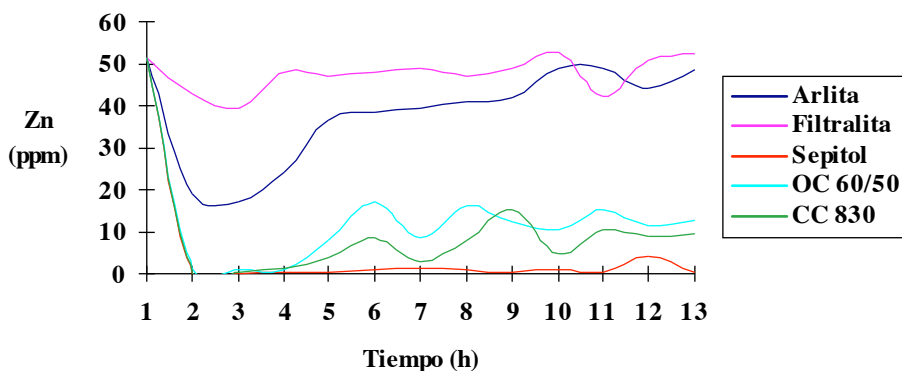


Figura 14.- Evolución en el contenido en Zn al tratar con arlita, filtralita, sepiol, carbones activados OC 60/50 y CC 830.

En la Figura 14, se observan claramente cómo, tanto para la arlita como para la filtralita, se confirmó la limitada capacidad para eliminar Zn del medio. El sepiol siguió dando los mejores resultados en comparación con todos los demás materiales desde la primera muestra. En un punto intermedio, y siguiendo pautas similares, los carbones OC 60/50 y CC 830 tal como hicieron los otros tres tipos de carbón, siguieron dando buenos niveles de reducción del Zn, sobre todo en las primeras horas.

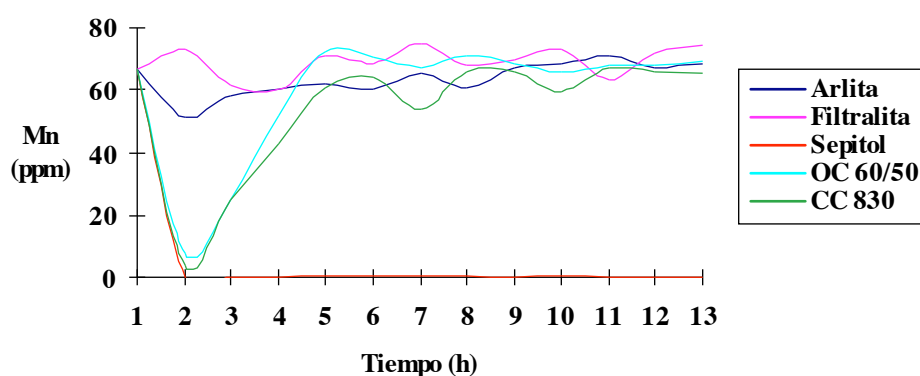


Figura 15.- Evolución en el contenido en Mn al tratar con arlita, filtralita, sepiol, carbones activados OC 60/50 y CC 830.

Como puede observarse en la Figura 15, la arlita corroboró su escasa capacidad para retirar Mn del medio, llegando a dejar dichos niveles como al principio. La filtralita prácticamente liberó el Mn más que retirarlo del agua. El sepiol, por el contrario, volvió a mostrar los mejores (y de por sí satisfactorios) niveles de eliminación de Mn, desde la primera hora y sin síntomas de colmatación en las doce horas transcurridas.

El carbón OC 60/50 generó una caída importante del nivel de Mn en la primera hora (sin llegar al límite legal), para después permitir una subida pronunciada y llegar, finalmente, a rendimientos incluso negativos.

Asimismo, el carbón CC 830 siguió prácticamente el mismo patrón de comportamiento que el carbón OC 60/50, sólo que no generó rendimientos negativos al final del ensayo.

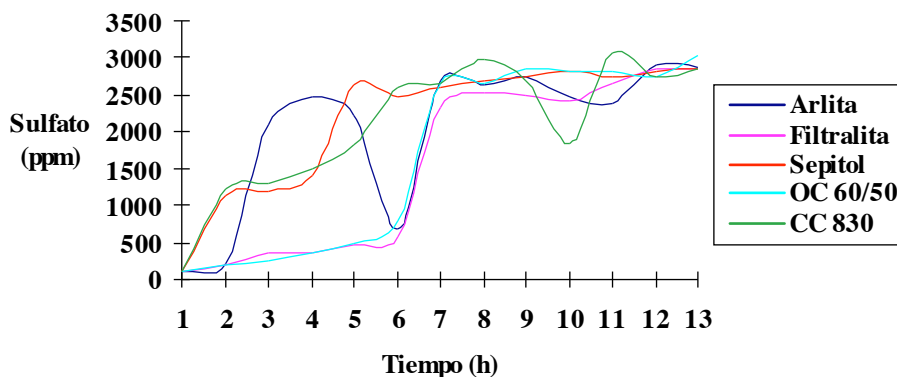


Figura 16.- Evolución en el contenido en sulfatos al tratar con arlita, filtralita, sepiol, carbones activados OC 60/50 y CC 830.

Respecto a los sulfatos:

En los cinco materiales ensayados, se acabó detectando un importante aumento en la concentración de sulfatos, incluso por encima de los niveles legales de vertido (2000 ppm). De todas formas, cada uno de estos materiales llegó a este punto crítico en un momento distinto del ensayo.

Así, la arlita pasó de los 2000 ppm desde la segunda hora de estar en contacto con el agua residual lo cual, obviamente, es bastante pronto.

La filtralita, sin embargo, no pasó este nivel hasta la sexta hora.

El sepiol, por su parte, llegó a los 2000 ppm a la cuarta hora, lo cual es más tiempo de lo que ha demostrado necesitar para eliminar bastante Zn y Mn (1 - 2 horas).

Los carbones OC 60/50 y CC 830 no llegaron a los 2000 ppm hasta la sexta y quinta hora respectivamente.

Respecto al Fe:

Este metal no presentó valores por encima de lo legal (2 ppm) en la muestra de agua bruta.

La arlita lo mantuvo en niveles más o menos iguales, mientras que la filtralita provocó un ligero aumento sin que esto llegara a constituir un problema.

El sepiol, una vez más, disminuyó la concentración de este metal en el medio desde la primera hora de contacto.

Ambos carbones ensayados tuvieron un efecto bastante similar al de la arlita, si bien el carbón CC 830 provocó al principio una disminución en la concentración de hierro mantenida en las cinco primeras horas.

Respecto al Cd:

La concentración en la muestra de agua bruta era de 0.09 ppm, cercano por tanto al límite legal (0.1 ppm).

La arlita lo bajó ligeramente.

La filtralita lo dejó prácticamente igual.

El sepiol y el carbón CC 830 lo bajaron a niveles no detectables desde la primera muestra hasta el final del ensayo.

En estos mismos niveles lo dejó el carbón OC 60/50, si bien a continuación aumentó ligeramente hasta quedar, al final del ensayo (12 horas), prácticamente como al principio.

Respecto al Cu, Tl, Cr, Pb, As, Hg y Bi:

Niveles no detectables en todas las muestras, incluidas las iniciales.

A modo de conclusión:

La arlita y la filtralita confirmaron su escasa capacidad para la retirada del Zn y Mn del medio.

El sepiol 2 sin embargo confirmó todo lo contrario.

Los carbones OC 60/50 y CC 830, al igual que los otros tres carbones anteriormente ensayados, se mostraron como buenos adsorbentes de Zn en las primeras horas. Para el Mn, sin embargo, no son buenos adsorbentes.

El claro incremento de sulfatos en el medio supone una limitación a tener en cuenta a la hora de dimensionar las columnas, pues habrá de evitarse un tiempo de residencia del agua en

dichas columnas que permita que el agua tratada se cargue de sulfatos. Esto no constituye problema alguno en el caso del sepitol, pues la reducción óptima para ambos metales por parte del sepitol se produce con un tiempo de residencia mucho menor (1 ó 2 horas, según las concentraciones de partida).

CONCLUSIONES

A la vista los resultados obtenidos en los distintos ensayos realizados se llega a las siguientes conclusiones:

- El tipo de tratamiento propuesto en el Primer Ensayo no resulta operativo por ser lento, complicado en su manejo e insuficiente para aportar soluciones en caso de una más que probable acidificación del agua del cauce.
- Si el agua bruta previamente la tratamos con hidróxido cálcico para aumentar el pH antes de introducirlas en las columnas de arcilla, la concentración inicial de Zn disminuye hasta los límites establecidos por la normativa, permaneciendo el manganeso en disolución.
- Los resultados obtenidos con las columnas de arlita y filtralita no alcanzan los niveles exigidos, por tanto este procedimiento de depuración lo deseamos.
- Las columnas de carbón activo aportan resultados aceptables en la eliminación de Zn, no ocurriendo así con la eliminación de manganeso. De todos los tipos de carbón ensayados, el carbón de uso en laboratorio es el que da mejores resultados, siendo sus rendimientos de eliminación bastante constantes a lo largo del tiempo.
- El sepiol ha mostrado una gran eficiencia en la eliminación de Zn y Mn, dando resultados satisfactorios con rapidez y de forma mantenida en el tiempo, al menos si los niveles de concentración del Zn se hallan entre los 50 y los 130 ppm.
- De forma complementaria a estos ensayos se procedió a realizar un test de toxicidad, de los efluentes de los tratamientos, con *Daphnia magna*. La elección del material a utilizar en las columnas se supeditó al efecto de dichos materiales sobre la toxicidad del medio.

Las conclusiones de dichas pruebas (Ver apartado: 6.1.4.4.), apoyaron los buenos resultados del sepiol, en la eliminación de metales.

Los tres carbones activos testados (carbón de uso en laboratorio, CC1020 y CK 1240) no siguieron una clara tendencia a la baja en la toxicidad del agua, lo que podría relacionarse con el Mn que permanece en el medio, así como con la falta de continuidad en la eliminación del Zn.

BIBLIOGRAFIA

- APHA-AWWA-WPCF. (1992). Métodos Normalizados para el Análisis de Aguas Potables y Residuales. 17ª de. Ediciones Díaz de Santos, Madrid.
 - Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. (1988). <http://www.cma.es>.
 - Groso, G.; Brosa, J. (1998). El carbón activo sus características y propiedades. Tecnol. Agua, nº 177, pp. 34-41.
 - Lebrato, J. (1990). Obtención de energía a partir de la materia orgánica de los residuos domésticos. Experiencias en lecho fluidizado. Tesis Doctoral. Universidad de Sevilla.
-

6.1.4.4.- ENSAYOS DE TOXICIDAD EN CONTINUO

Grupo T.A.R.

ENUNCIADO DEL PROBLEMA

Tal y como se ha venido indicando a lo largo de este trabajo, la rotura de la balsa de las Minas de Aznalcóllar ha provocado toda una serie de efectos negativos en la ecología y economía del entorno de Doñana. Uno de los más preocupantes es sin duda el derivado de la incorporación al medio de sustancias que resultan claramente perjudiciales para la salud. El incremento de la toxicidad en las aguas del río Guadiamar a causa de este desastre es un hecho medible, con el consiguiente efecto sobre el ecosistema del río y, tal vez a medio y largo plazo, sobre los habitantes del entorno.

La toxicidad potencial de los metales pesados y otros contaminantes en los organismos acuáticos depende de numerosos factores, entre los que se incluyen las propiedades químicas y físicas del agua y de los sedimentos, la composición, la salud de las comunidades biológicas presentes, y la magnitud y disponibilidad del elemento analizado.

El empleo de bioindicadores para la identificación de las repuestas de exposición de los organismos a los contaminantes, difiere de los métodos tradicionales de análisis medioambiental en laboratorio en el hecho de que son los organismos en su medio natural quienes facilitan la información de respuesta medioambiental. El «bio-monitoring», u observación directa de los organismos vivos autóctonos (normalmente microorganismos o invertebrados) de un determinado ecosistema, y el estudio de su evolución bajo los efectos de la polución, son indicativos de la magnitud de la contaminación del sistema. Los cambios observados durante un cierto periodo de tiempo se utilizan como indicadores de la evolución del ecosistema hacia un estado de mayor o menos contaminación.

HIPÓTESIS DE SOLUCIÓN

En los laboratorios del Grupo T.A.R. se han llevado a cabo mediciones rápidas del grado de toxicidad del agua retenida en Entremuros, así como el seguimiento de la evolución de la toxicidad en función de los tratamientos en continuo a los que se han sometido las muestras de agua con objeto de disminuir la concentración de metales pesados en disolución.

El objetivo de estos ensayos era confirmar o no la eficacia de los tratamientos descritos en anteriores apartados en términos de disminución de la toxicidad del agua, con vistas a su posible desembalse una vez depurada.

METODOLOGÍA

Para determinar la posibilidad de verter el agua en función de los datos de toxicidad obtenidos, se utilizó la técnica del «bio-monitoring» aplicada a una serie de muestras consecutivas a las que previamente se sometió a los distintos tratamientos descritos en otros apartados.

Al ser líquidas las muestras, se eligió como bioindicador al crustáceo cladóceros *Daphnia magna*, organismo aceptado por la legislación vigente en materia de toxicidad. En concreto, el ensayo de inhibición del movimiento de *Daphnia magna* es uno de los más ampliamente utilizado. En nuestro caso, se adaptó este ensayo a las circunstancias de un muestreo en continuo. Dado que el tamaño de las muestras era demasiado bajo para poder realizar las diluciones correspondientes, dichas muestras fueron tomadas a concentraciones del 100 %. Los ensayos fueron leídos a las 24 horas de ser expuestos los organismos al agua de las muestras.

El agua bruta, procedente de Entremuros, presentó en todos los casos un nivel de toxicidad del 100 %, es decir, ninguno de los individuos expuestos a las aguas sin tratar sobrevivió.

En todos los ensayos se utilizó como control el medio utilizado para el cultivo de *Daphnia magna* en nuestro laboratorio. La media de supervivencia de los organismos en el agua tomada como control fue del 95 %.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la Tabla I se recogen los valores de toxicidad, expresados en porcentajes, medidos en el agua de Entremuros tras ser sometida a tratamiento con dos tipos de arcilla y en diferentes condiciones de pH en el agua de entrada: sin subida de pH y subiéndolo a pH 9.

Nº de horas	Toxicidad (en %)			
	Arcilla 1		Arcilla 2	
	pH 7,0	pH 9,0	pH 7,0	pH 9,0
1	60	80	80	40
2	20	40	40	60
3	100	20	20	80
4	80	60	40	20
5	60	0	40	20
6	60	0	40	20
7	60	0	0	0
8	60	0	20	20
9	100	20	20	0
10	80	0	0	0
11	60	0	60	0
12	-	0	0	0
13	-	0	-	20
14	-	0	-	0
15	-	-	-	-

Tabla I: Valores de toxicidad (en porcentajes) en el agua de *Entremuros* tras ser tratada con dos tipos de arcilla.

A pH 9,0 ambos tratamientos disminuyen drásticamente los niveles de toxicidad del agua, no existiendo diferencias significativas en las tendencias mostradas. La causa estriba, con toda probabilidad, en que los metales pesados a este pH se encuentran mayoritariamente eliminados. En estas condiciones, la toxicidad del agua alcanza un valor mínimo a partir de la octava o novena hora, con un punto discordante en la hora 13 tras el tratamiento con el sepiol debido, tal vez, a un cambio en la temperatura del agua.

Sin embargo, a pH 7,0 la Tabla I muestra resultados diferentes en los porcentajes de reducción de toxicidad tras cada tratamiento. Mientras la arlita no se muestra eficaz, el tratamiento del agua con el sepiol provoca una disminución del 50 % en el grado de toxicidad a la segunda hora, disminuyendo aún más durante el resto del ensayo de seguimiento.

Por lo tanto, el sepiol se muestra más eficaz como tratamiento del agua contaminada que la arlita, provocando probablemente la eliminación de la mayoría de los metales pesados disueltos en el

medio. En el apartado dedicado al tratamiento del agua de Entremuros con arcillas se discuten ampliamente las ventajas de uno u otro sistema frente a procedimientos de depuración alternativos.

Los resultados obtenidos con relación a la reducción de toxicidad mediante tratamiento del agua con diferentes carbones activos se muestran en la Tabla II

<i>Nº de horas</i>	<i>Toxicidad (en %)</i>			
	<i>Carbón activo 1</i>		<i>Carbón activo 2</i>	<i>Carbón activo 3</i>
	pH 7,0	pH 9,0	pH 7,0	pH 7,0
<i>1</i>	20	40	20	100
<i>2</i>	60	20	0	0
<i>3</i>	20	20	0	40
<i>4</i>	60	20	20	20
<i>5</i>	60	0	0	100
<i>6</i>	80	40	0	100
<i>7</i>	60	20	20	100
<i>8</i>	40	20	0	20
<i>9</i>	60	0	20	40
<i>10</i>	40	100	20	20
<i>11</i>	20	60	80	20
<i>12</i>	100	40	80	40
<i>13</i>	20	20	100	20
<i>14</i>	-	0	100	100
<i>15</i>	-	0	100	100

Tabla II: Valores de toxicidad (en porcentajes) en el agua de Entremuros tras ser tratada con tres tipos de carbón activo.

Los resultados indican que a pH 7,0 ninguno de los carbones activos utilizados se muestra realmente eficaz en la reducción de mortalidad en los organismos indicadores.

A pH 9,0 sólo se ensayó el carbón 1, encontrándose una disminución significativa en la toxicidad del agua casi desde el principio del muestreo temporal. Nótese que en la hora 10 la mortandad vuelve a ser del 100 %, probablemente debido a una redisolución del Mn por causas desconocidas (ver apartados anteriores).

CONCLUSIONES

Los resultados demuestran, de forma concluyente, que los bioensayos de contraste de toxicidad utilizados son útiles como indicativos de la bondad de los tratamientos de depuración utilizados.

Esto significa que tales ensayos pueden ser una opción a tener en cuenta a la hora de proponer acciones de vigilancia sobre las distintas opciones de tratamiento propuestas para depurar las aguas retenidas en Entremuros.

Al estandarizar los ensayos de toxicidad en continuo, el Grupo T.A.R. ha puesto a disposición un método “técnico” para controlar, en tiempo real, observar la el efluente de la depuradora. Se especifica que es un ensayo técnico ya que su uso es para el control del proceso, automatizando la salida del efluente. Los ensayos tradicionales permiten homologar los resultados a *posteriori*.

BIBLIOGRAFIA

- APHA-AWWA-WPCF. (1992). Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ediciones Díaz de Santos, S. A. Madrid.
 - Coya, B.; Marañón, E.; Sastre, H. Estudio de la ecotoxicidad de residuos industriales y su relación con el contenido en metales pesados. Residuos , Vol 37.
 - Departamento de Biología Animal, Universidad de Valencia. (1994). Experto en la aplicación de test ecotoxicológicos para la determinación de la contaminación acuática. Curso de Postgrado. Valencia.
 - Duffus, J. H. (1983). Toxicología Ambiental. Ed. Omega. Barcelona.
 - La Grega, M. D.; Buckingham, P. L. (1996). Gestión de Residuos Tóxicos. Ed. Mc Graw Hill.
 - Margalef, R. Limnología. Ed. Omega. Barcelona.
 - Miller, G. T. (1992). Ecología y Medio Ambiente. Grupo Editorial Iberoamérica.
 - Ribó, J.M. (1992). Evaluación de la contaminación química del medio acuático: El ensayo de bacterias luminiscentes. Afinidad I, vol. 437.
-

6.1.5.- REAJUSTE DEL DISEÑO DE DEPURACION INCORPORANDO LOS NUEVOS TRATAMIENTOS

Grupo T.A.R.

ANTECEDENTES.

El agua embalsada en Entremuros, un mes después de haber ocurrido el suceso, había variado considerablemente las condiciones iniciales. Por tanto, se hace necesario buscar otro sistema de depuración que se ajuste más al problema real.

Se procedió, en primer lugar, a una caracterización del agua, los resultados obtenidos eran un agua con un alto contenido en metales pesados, sobre todo de Zn y Mn

En segundo lugar se realizaron ensayos a nivel de laboratorio:

- ✓ **Ensayos físico-químicos**, con diferentes reactivos.
- ✓ **Ensayos en columnas de adsorción**, con distintos absorbentes suministrados por los fabricantes y preparados por el Grupo T.A.R., carbón activo y arcillas tratadas y sin tratar térmicamente.

Por último, se ensayaron a escala piloto, para ver si los resultados eran satisfactorios, y así proceder al diseño de la planta a escala real (ver apartado 6.1.4).

De los resultados obtenidos puede concluirse que:

- El empleo de permanganato potasio - KMnO_4 -, disminuye significativamente la cantidad de materia orgánica, reduciendo igualmente la cantidad de metales pesados hasta niveles residuales.
 - El empleo de hidróxido cálcico - $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -, produce un aumento del pH, provocando la precipitación de un gran número de metales pesados.
 - Las columnas de carbón activo dan buenos resultados en la eliminación de Zn; en cambio, no es apto para la eliminación de manganeso.
 - Los resultados obtenidos con la columna de arlita no son viables, Por tanto, este procedimiento de depuración quedará desechado.
 - Los ensayos con sepiolita dan resultados viables en eliminación de Zn, y, los valores de
-

concentración en manganeso obtenidos están por debajo de los máximos admitidos por la normativa.

- Si el agua bruta previamente se trata con la cal para aumentar el pH antes de introducirlas en las columnas de adsorción, la concentración inicial de Zn disminuye hasta los límites de vertido.

SISTEMA DE TRATAMIENTO PROPUESTO.

El agua proveniente de la balsa de Entremuros puede arrastrar consigo sólidos de gran tamaño, que si no son eliminados previamente, pueden interferir en los siguientes procesos. Por ello, se debe disponer de un sistema de desbaste para la eliminación de estos sólidos.

Además, también se propone un tratamiento previo del agua con permanganato potásico, con el que se reduciría gran parte de la materia orgánica, así como metales pesados. En el caso de que se produjera una variación importante del pH (por debajo del rango 7-8), se dispondría de un dosificador alternativo de hidróxido cálcico para aumentar el pH y así precipitar parte de los metales que se encontrarían en suspensión a pH bajos. Posteriormente, este agua se pasaría a un decantador lamelar, que representa la ventaja respecto a los convencionales, que aumenta la superficie de sedimentación y se establece un régimen laminar aumentando los rendimientos de eliminación, ya que disponemos de partículas de tamaño bastante pequeño.

Con este tratamiento el agua no se encontraría aún en condiciones de calidad exigida para ser vertida, por lo que habría que darle un tratamiento de afino con el empleo de columnas de adsorción. Se dispondría también de un “by-pass” para las columnas, en caso de que la concentración de metales sea baja, el agua se pueda pasar directamente fuera sin tener que pasarlas por las columnas.

Por último, para el tratamiento de fangos proveniente de la decantación se dispondría de centrifugadoras, que compactarían el fango, reduciéndose considerablemente el volumen de estos y facilitando así las labores de traslado.

Por tanto el sistema propuesto dispondría de las siguientes líneas:

- Pretratamiento: Rejas de desbaste.
 - Tratamiento primario: Tratamiento físico-químico y decantación.
 - Tratamiento de afino: Columnas de absorción.
 - Tratamiento de fangos.
-

Con este tratamiento se trata de aprovechar las instalaciones existentes.

Se propone una segunda hipótesis de diseño:

- Tratamiento primario: Tratamiento físico-químico.
- Tratamiento de afino: Columnas de absorción.

Comparando los resultados iniciales, con los finales en concentración de metales pesados, se observa que a medida que ha ido pasando el tiempo está concentración ha disminuido considerablemente, por lo que no se hace necesario el empleo de la decantación. A medida que el pH del agua ha ido aumentado, los metales pesados han precipitado.

En el caso de aguas ácidas las columnas de absorción no dan buenos resultados, por lo que se hace necesario un tratamiento previo del agua.

DESCRIPCIÓN DE LOS DISTINTOS PROCESOS.

✓ Pretratamiento: Rejas de Desbaste.

Tiene por objeto retener y separar los cuerpos voluminosos flotantes y en suspensión que arrastra consigo el agua residual. Se consigue así:

- Eludir posteriores depósitos.
- Evitar obstrucciones en canales, tuberías y conducciones en general.
- Interceptar las materias que por sus excesivas dimensiones podrían dificultar el funcionamiento de las unidades posteriores.
- Aumentar la eficiencia de los tratamientos posteriores.

Se va a disponer de un canal con tres rejas, con dos de ellas siempre en funcionamiento y una en reserva, para que en caso de bloqueo o por cuestiones de mantenimiento se quede alguna de ellas fuera de servicio y no sea necesario parar el desbaste.

Los residuos originados se llevarán mediante una cinta transportadora hasta una cubeta, para su posterior traslado.



Fig. 1. Reja plana e inclinada con peines de limpieza movidas por cadena.

✓ Tratamiento físico-químico.

Este tratamiento tiene la finalidad mediante la adición de ciertos productos químicos la alteración del estado físico de estas sustancias que permanecerían por tiempo indefinido de forma estable para convertirlas en partículas susceptibles de separación por sedimentación.

Los factores que influyen en este proceso son los siguientes:

- **pH.**

El intervalo de aplicación del permanganato es de 5-14, siendo su valor óptimo entre 7-8. Si el pH se sale fuera de rango, se va a utilizar un corrector del pH, el hidróxido cálcico.

- **Agitación rápida de la mezcla.**

Es muy importante para que se produzca una buena mezcla entre el agua residual y el electrolito, para que el proceso de coagulación sea el óptimo.

- **Tipo y cantidad de coagulante.**

El coagulante utilizado va a ser el permanganato potásico - KMnO_4 -y la dosis empleada

va a ser del orden de 100 mg/l, dándose unos rendimientos de más del 90 (Ver Apartado 6.1.4.1.).

La cantidad de hidróxido cálcico, será la suficiente como para llevar el agua hasta un pH mínimo de 7. Para controlar este valor del pH se va a disponer un medidor de pH, este valor se controlará mediante un autómata, que actuará abriendo la válvula de dosificación hasta que obtengamos el valor de pH requerido.

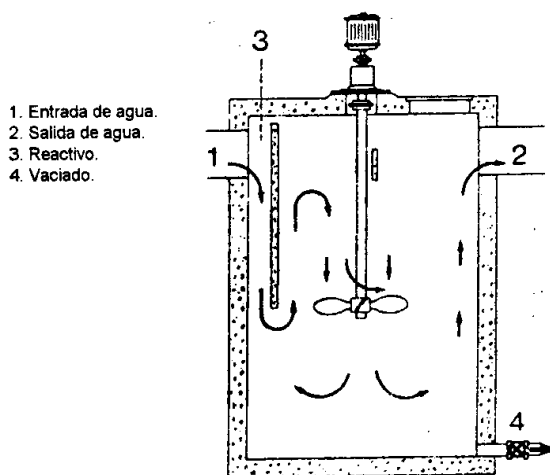


Fig.2 Cámara de mezcla con agitación rápida.

✓ Decantación.

La decantación tiene como objetivo la reducción de los sólidos en suspensión decantables existentes en el agua residual o provenientes del tratamiento físico-químico.

Se va a emplear decantadores lamelares que tienen un doble propósito:

- . Aumentar la superficie de decantación. Al dividir la altura en “n” decantadores.
- . Obtener un flujo laminar. La división en compartimentos es un medio de subdividir el caudal que permite la sedimentación de partículas a través de una pequeña profundidad.

Estos decantadores consisten en tanques de poca profundidad que contienen un dispositivo constituido por paquetes de placas rectangulares paralelas y se utilizan para mejorar las características de sedimentación de los tanques. El flujo dentro del tanque sigue una trayectoria ascensional a través de los módulos de placas y sale de aquel por la parte superior del módulo. Los sólidos que se depositan en las placas se mueven en contracorriente por acción de la fuerza de la gravedad hasta depositarse en el fondo del tanque.

Para controlar el crecimiento biológico y la aparición de olores, es necesario limpiar periódicamente los módulos para eliminar los sólidos acumulados, esta operación se lleva a cabo con mangueras con agua a presión.

✓ **Tratamiento de afino: Columnas de adsorción.**

El proceso de adsorción consiste en la captación de sustancias solubles presentes en la interfase de una solución. Se trata por tanto de una transferencia de masa de la fase líquida hacia la superficie sólida.

↳ **Carbón activo.**

Poseen la propiedad de adsorber, que consiste en un fenómeno físico-químico en el que un sólido atrapa entre sus paredes a un cierto tipo de moléculas que están contenidas en el líquido.

La cantidad y la naturaleza, tanto de las cenizas como de los grupos orgánicos superficiales tienen influencia en el tipo de sustancias que el carbón adsorbe de manera preferencial. Estos carbones se encuentran combinados en forma de placas gráficas. Estas placas están separadas y tienen distintas orientaciones, por lo que existen espacios entre ellas, lo que hace que el carbón tenga una gran área superficial y por tanto una alta capacidad adsorbente. El área de la mayoría de los carbones activos comerciales están entre 500-1.500 m²/g.

↳ **Arcillas.**

Los minerales de arcillas deben su poder adsorbente a la capacidad de intercambio de los cationes que se encuentran compensando la carga estructural negativa de sus láminas silicatadas y del agua asociada a ellos. Mediante este mecanismo se pueden absorber contaminantes catiónicos: inorgánicos, metales pesados, orgánicos...

✓ **Sistema de tratamiento de fangos.**

La eliminación del agua de los lodos se va a realizar por deshidratación con la utilización de fuerzas gravitatorias mediante el empleo de centrífugas.

El proceso de centrifugación se basa en la acción de la fuerza centrípeta para la separación sólido-líquido por diferencia de densidades.

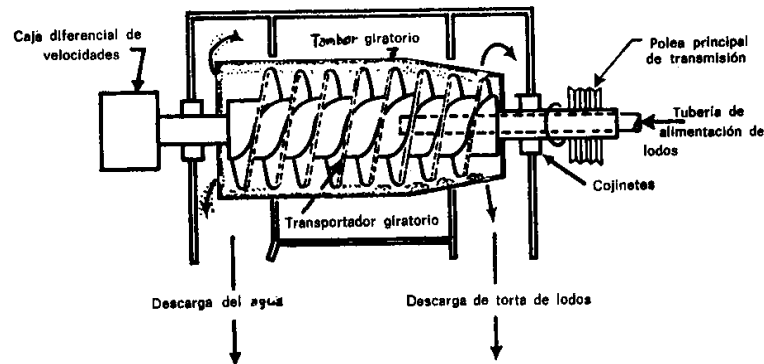


Fig.3. Centrífugadora para secado de lodos.

El fango se introduce a caudal constante en la cuba giratoria donde se separa en una torta densa que contiene los sólidos y una corriente diluida que contiene sólidos finos de poca densidad que retornan de nuevo al decantador.

La torta que tiene de un 75-80% de humedad, se descarga de la cuba, mediante un alimentador de tornillo sin fin a una cinta transportadora, que lo llevará hasta una cuba, para su posterior traslado.

DIMENSIONAMIENTO.

↳ Datos de partida.

- Volumen de agua almacenada: 5.000.000 m³.
- Tiempo previsto para la depuración: 90 días.
- Caudal a tratar diario: 55.000 m³/día = 2290 m³/h.

↳ Rejas de desbaste.

Se van a disponer de tres canales de desbaste en paralelo con reja de limpieza automática, uno de ellos de reserva, para que en caso de avería o labores de mantenimiento se pueda poner en servicio y no sea necesario parar el sistema.

Rejas de desbaste medio con las siguientes características:

- **Separación entre barrotes de 20 mm.**
- **Dimensión de la reja.**

$$W = \frac{Q_{max}}{V * D} * \frac{E + e}{e} + C$$

w= ancho del canal de la reja (m).

F = caudal de paso: 1145 m³/s

V = velocidad máxima de agua en rejillas (m/s): 0,5 m/s

D = nivel aguas arriba de la rejilla: 0,56 m

B = ancho de barrotes: 0,10 m

C = coeficiente de seguridad: 0,30 m.

El valor de D se obtiene a partir de la siguiente fórmula:

$$D = 0,15 + 0,74 * \sqrt{Q_{max}} \Rightarrow D = 0,56 \text{ m.}$$

Obtenemos una anchura del canal de desbaste $\Rightarrow \mathbf{W = 2,5 \text{ m.}}$

RESUMEN DE LAS CARACTERÍSTICAS DEL DESBASTE.

PARÁMETRO	VALOR
<i>nº de rejillas</i>	3
<i>Anchura del canal</i>	2,5m
<i>Altura del canal de desbaste</i>	1 m
<i>Longitud del canal de desbaste</i>	2 m
<i>Espesor de los barrotes</i>	10 cm
<i>Separación de libre entre barrotes</i>	20 cm
<i>Inclinación de las rejillas</i>	60%
<i>Velocidad máxima de paso del agua</i>	0,2 m/s

👉 Tanque de mezcla.

- **Datos de partida.**

✓ Caudal a tratar: 2290 m³/h.

✓ Tiempo de retención: 30 seg.

- **Cálculos.**

Cámara de mezcla de un volumen de 1140 m^3 con las dimensiones $17 \times 17 \times 4$ de dimensiones interiores y un resguardo de seguridad de $0,5 \text{ m}$.

Para el equipamiento de la cámara de mezcla se dispone un agitador rápido.

Se van a disponer de los siguientes equipos de dosificación de reactivos:

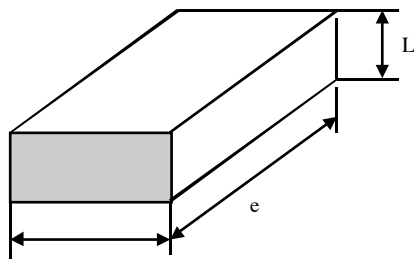
- Equipo de dosificación de permanganato, constituido por una cuba de 200 m^3 , con dosificador automático.
- Equipo de dosificación de hidróxido cálcico, constituido por un depósito de 100 m^3 y dosificador automático.

Decantador lamelar.

- **Datos de partida:**

- El decantador funciona en modo contracorriente, con una inclinación de las lamelas de 60° .
 - Los sólidos en suspensión entran en la zona situada debajo de las lamelas para posteriormente subir entre estas. El efluente sale del decantador por encima de las lamelas.
 - La capa de fangos se desplaza hacia abajo y es recogida en la zona de espesamiento para su posterior evacuación.
 - La altura del tanque puede ser de hasta 5 m y una longitud máxima de unos 30 m .
 - La separación de las lamelas debe estar comprendida entre $5\text{-}10 \text{ cm}$, con el fin de evitar cualquier riesgo de colmatación.
 - Velocidad de caída de la partícula (V_h): 4 m/h , produce un 90% de eliminación de sólidos sedimentables.
-

- Dimensiones de las lamelas.



$$\begin{aligned} L &= 2\text{m} \\ d &= 0.1\text{m} \\ e &= 20\text{m} \end{aligned}$$

- **Cálculos.**

- Velocidad ascensional del agua.

$$U_E = V_H \left(\frac{1}{\sin \alpha} \oplus \frac{L}{d} \cos \alpha \right)$$

$$U_e = 79,4 \text{ m/h}$$

- Superficie de entrada, perpendicular al flujo del agua.

$$A = \left(\frac{Q}{U_e} \right)$$

$$A^* = 28.84 \text{ m}^2$$

- Superficie de entrada, paralela al suelo.

$$A = \left(\frac{A^*}{\sin \alpha} \right)$$

$$A = 33.3$$

- Número de lamelas.

$$n = \left(\frac{A}{d \otimes e} \right)$$

$$n = 17$$

- Superficie total del decantador

$$A = \left(n \frac{d}{\sin \alpha} \oplus L \cos \alpha \right) \otimes e$$

$$A = 60 \text{ m}^2.$$

↳ Columna de la columna de absorción.

Se va a emplear una columna como medio de contacto entre el agua residual con el material de soporte. En estas columnas el agua se introduce por la parte superior y se extrae por la parte inferior. El material de relleno se encuentra soportado por medio de un sistema de drenaje situado en la parte inferior.

Es necesario disponer de un sistema de lavado en contracorriente y para la limpieza de la superficie, para así limitar las pérdidas de carga producidas por la retención de materia particulada en el interior de la columna.

Los datos de diseño de la columna de carbón activo son suministrados por los fabricante, por tanto, no es necesario proceder a su diseño.

Pero si es necesario, el diseño de la columnas de adsorción con arcillas.

Datos de partida.

- Caudal de agua a tratar: 2.290 m³/h.
- Concentración inicial de Zn²⁺ = 130 mg/l.
- Concentración inicial de Mn²⁺ = 75 mg/l.

Cálculos.

-. Equivalentes de iones metálicos a separar.

$$130 \text{ mg/l Zn}^{2+} = 3.97 \text{ meq/l.}$$

$$75 \text{ mg/l Mn}^{2+} = 2.73 \text{ meq/l.}$$

-. Cantidad total de equivalentes/ día a separar = 15.343 eq/día.

-. Cantidad total de arcilla.

Se requiere 2,5 meq/l.

6 días de funcionamiento entre regeneraciones.

Cantidad de arcilla = 36.823 l de arcilla por ciclo

-. Profundidad de la columna.

Diámetro = 2 m.

Sección = 3.14 m².

Profundidad = 11.72 m

Se deja un 50% de espacio libre para la expansión del lecho en lavado ascendente. Se van a disponer 4 columnas en serie y una de ellas de reserva para realizar las labores de mantenimiento. Cada columna va a ser de 6 m de altura y una profundidad de lecho de columna de 4 m.

-. Consumo de regenerante.

Se va a emplear 13040 Kg de solución de H₂SO₄.

-. Consumo de agua de lavado.

Se necesitan 169 m³ de agua por ciclo.

DISEÑO ADAPTADO A LO CONSTRUIDO COMO ALTERNATIVA DE POSIBLE MEJORA EN CASO DE NECESIDAD.

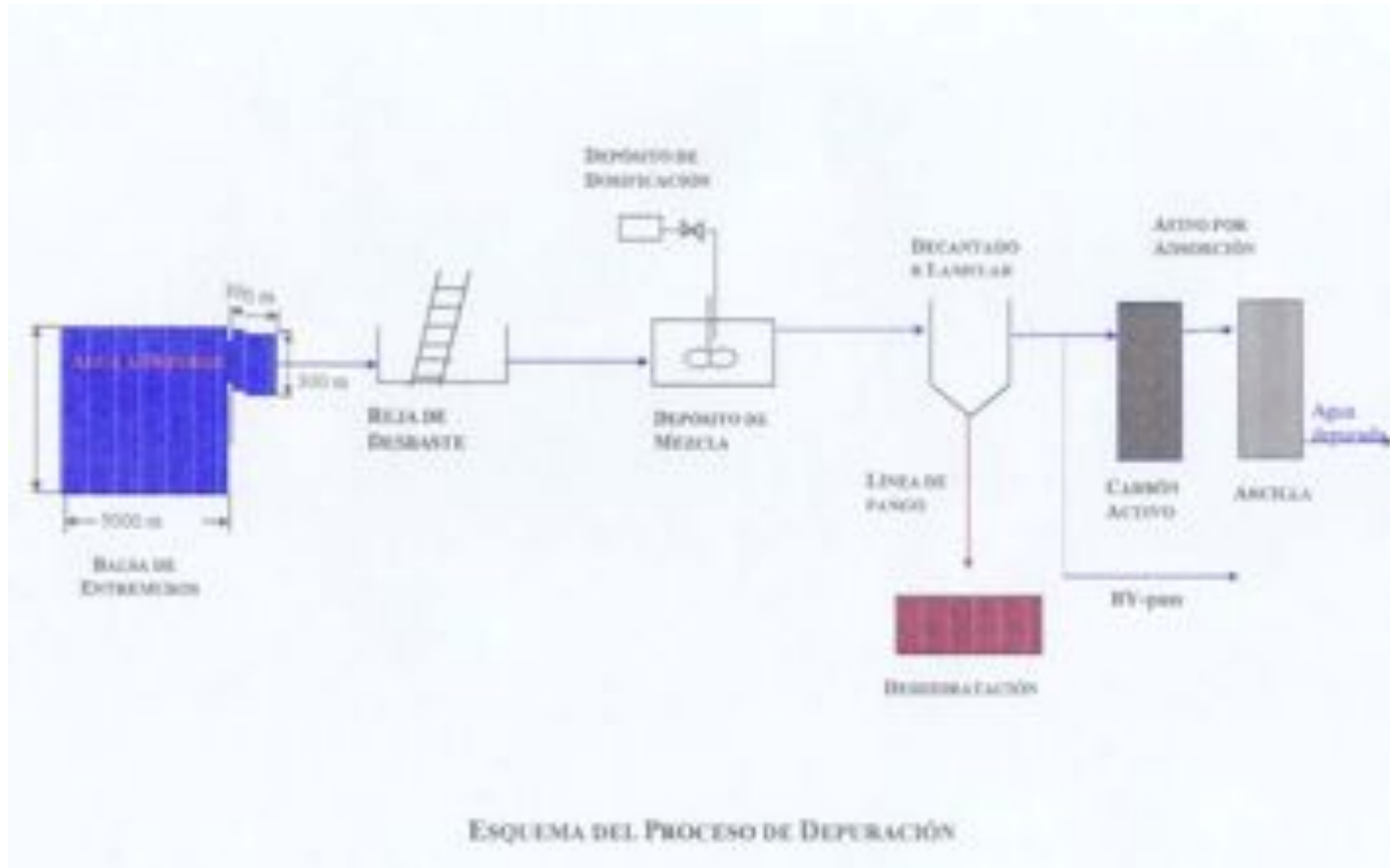
En la zona de Entremuros hay construida una estación depuradora para depurar las aguas embalsadas (Ver Anexo Cartográfico: Mapa 37). Esta estación consta de los siguientes elementos:

- Pretratamiento con rejillas de desbaste.
- Tratamiento físico-químico y decantación.
- Tratamiento de fangos.

Cómo propuesta para mejorar este sistema en el caso de que por alguna circunstancia el agua depurada no cumpla los valores mínimos exigidos por la normativa española de vertido, se propone la ampliación de la planta con un tratamiento de afino con columnas de adsorción de carbón activo, por la que se pasaría el agua una vez que ha pasado por todo el tratamiento existente. Se diseñaría otra columna de sepiolita para que en el caso de que no sea suficiente el tratamiento con carbón activo, se ponga también en funcionamiento.

Bibliografía.

- Hernandez, A. (1990).- Depuración de aguas residuales. Ed. Paraninfo, S.A. Madrid.
 - Metcalf & Eddy (1995).- Ingeniería de aguas residuales. Ed. Mc.Graw-Hill. Interamericana de España, S.A. Madrid.
 - Ramalho, R.S. (1991).- Tratamiento de aguas residuales. Ed. Reverté, S.A. Barcelona.
 - Gilles Bacquet y Marlik Bentabet. (1993). Tratamiento físico-químico con decantación lamelar. Tecnología del agua, nº105, pp. 59-68.
 - Groso Cruzado, G.; Brosa Echevarría, J.(1998). El carbón activo sus características y propiedades. Tecnología del agua, nº 177, pp. 34-41.
 - Degremont. (1989). Memento technique de l'eau. Ed. Degrémont, Francia.
-



6.1.6.- SEGUIMIENTO DE LAS ACTUACIONES EFECTUADAS POR LA ADMINISTRACION EN ENTREMUROS

Marjorie Julien (IUP), Vanina Bernardini (ISIM), Frederique Roman (ISIM) y Grupo T.A.R.

La actuación realizada por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir en Entremuros consistió en tres acciones diferentes:

- 1.- Vaciado del agua del sector más alejado del dique, Vuelta de la Arena hacia arriba. (Ver Anexo Cartográfico: Mapas 15 a 18 y 36).
- 2.- Depuración en planta piloto.
- 3.- Tratamiento de las aguas en depuradora.

Para estudiar la calidad del agua de salida en los tres tipos de actuaciones, el Grupo T.A.R. analizó los metales por espectrofotometría de absorción atómica de llama, considerando, antes de obtener los resultados finales, lo siguiente:

Los resultados analíticos tradicionales y estandarizados no pueden distinguir la cantidad de metales pesados que estén formando complejos con la materia orgánica.

Al estar interrumpido el curso del Guadiamar en el dique de Entremuros (Ver Anexo Cartográfico: Mapas 15 a 18), se van concentrando los aportes de materia orgánica procedentes de los vertidos de las aguas residuales urbanas procedentes de los municipios que se encuentran aguas arriba, y los vertidos de la industria agro-alimentaria no controlados ni depurados: alpechines, purines, etc. Por ello se realizan medidas de materia orgánica con el analizador de carbono orgánico total (T.O.C.). Una vez confirmados niveles superiores a los normales en las aguas superficiales (Ver apartados 6.1.7 y 6.1.8) se puso a punto un método experimental para medir los compuestos organometálicos presentes en el agua ensayada en cada caso.

6.1.6.1.- VACIADO DEL AGUA RETENIDA

Marjorie Julien (IUP), Vanina Bernardini (ISIM), Frederique Roman (ISIM) y Grupo T.A.R.

Como ya se ha leído, en capítulos anteriores, la distribución de los niveles de contaminación a lo largo de Entremuros es uniforme. Las mayores concentraciones aparecen en el sector final, junto al dique de retención construido para frenar el avance del vertido. Por el contrario, aguas arriba los contaminantes presentaban niveles más bajos y con el transcurso de los días han decantado casi en su totalidad.

Por lo tanto, ante el eventual vaciado urgente del agua retenida, la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir presentó la posibilidad de depurar sólo las zonas con niveles de contaminación elevada. En este sentido, la planta depuradora se ha construido junto al muro de defensa; más arriba, el agua se vacía sin ser sometida a tratamiento alguno mediante bombeo vertiendo directamente al cauce receptor sin pasar por la depuradora.

De acuerdo con los datos suministrados por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, el agua de la zona a la que hacemos referencia (Vuelta de la Arena, Ver Anexo Cartográfico: Mapa 36) presenta unos parámetros por debajo de los valores de vertido establecidos por la normativa vigente.

El Grupo T.A.R. tomó muestras y las analizó los resultados de acuerdo a los métodos normalizados.

METODOLOGÍA

Se realizaron análisis clásicos determinado las concentraciones en nitratos, nitritos, sulfatos y fosfatos (APHA-AWWA-WPCF, 1992). También se determinaron las concentraciones en metales pesados, concretamente Mn, Zn, Cd, Tl y Cr mediante espectrofotometría de absorción atómica de llama aire-acetileno. Los límites de detección para los metales medidos son (Tabla I):

	<i>Mn (ppb)</i>	<i>Zn (ppb)</i>	<i>Cd (ppb)</i>	<i>Tl (ppb)</i>	<i>Cr(ppb)</i>
Límite de detección	5.0	7.9	5.0	64.0	13.0

Tabla I: Límites de detección del equipo de absorción atómica PYE UNICAM SP9.

Para medir la cantidad de organometálicos presentes en el agua problema, se procedió a realizar la medida de los metales pesados directamente. En una segunda etapa se procedió a una oxidación enérgica con dicromato potásico en medio sulfúrico y con sulfato de mercurio de catalizador, a 170°C en tubo cerrado y en destilación a reflujo durante dos horas.

Se siguió el método de oxidación de materia orgánica para su medida como DQO, de esta forma se aseguraba la confiabilidad de su oxidación total. Una vez eliminada la posible materia orgánica, se volvió a medir los metales pesados por espectrofotometría de absorción atómica. El aumento de la concentración en estos metales que pudiera contener, se debería haber liberado por la rotura de los compuestos organometálicos que hubiese en el agua problema.

Este método ha sido desarrollado por el Grupo T.A.R. específicamente para poder medir este parámetro. Las medidas han sido contrastadas en su laboratorio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

En cuanto a los análisis clásicos, los resultados se recogen en la siguiente tabla (Tabla II):

<i>ZONA</i>	<i>Nitratos (ppm)</i>	<i>Nitritos (ppm)</i>	<i>Sulfatos (ppm)</i>	<i>Fosfatos (ppm)</i>
<i>Vuelta de la Arena</i>	135,2	0,02	1624	4,1

Tabla II: Análisis realizados de acuerdo a los métodos normalizados.

Podemos observar que, para los nitritos, sulfatos y fosfatos, las concentraciones se encuentran por debajo de los valores requeridos por normativa. Sin embargo, la concentración en nitratos es bastante elevada; eso se puede explicar por el hecho que, arriba de la Vuelta de la Arena, hay municipios que vierten sus aguas residuales en el Guadamar sin tratamiento alguno.

En referencia a los metales pesados, los resultados se muestran en la tabla siguiente (Tabla III):

<i>ZONA</i>	<i>Mn</i> (ppm)	<i>Zn</i> (ppm)	<i>Cd</i> (ppm)	<i>Tl</i> (ppm)	<i>Cr</i> (ppm)
<i>Vuelta de la Arena</i>	0,04	2,75	ND	ND	ND

Tabla III: Concentraciones de metales obtenidas mediante espectrofotometría de absorción atómica de llama aire-acetileno.

Las concentraciones en estos metales no son muy altas en las aguas analizadas. En efecto, constatamos que, por una parte, el Zn y el Mn, que son generalmente tomados como referencia a causa de sus concentraciones elevadas en Entremuros, presentan valores por debajo de los establecidos por normativa. Por otra parte, sabemos que el agua de la Vuelta de la Arena está situada 4 Km arriba de Entremuros: por consiguiente, se encuentra menos concentrada que en la zona del muro de contención.

Los análisis realizados con las muestras los primeros días indican que el agua del Guadamar no contenía una carga elevada de materia orgánica (6,6 ppm de carbono orgánico total). Al cabo de los dos primeros meses los valores de carbono orgánico total llegaron a 27 ppm, e iban aumentando (Tabla IV).

Por consiguiente, podemos deducir que la materia orgánica apareció mas tarde en el tiempo a causa de los vertidos de las aguas residuales posteriores.

<i>Materia orgánica (C.O.T.)</i>	
<i>1 SEMANA</i>	60 DÍAS
<i>6 ppm</i>	27 ppm

Tabla IV: Materia orgánica medida como carbono orgánico total.

Los compuestos organometálicos son complejos formados entre los metales pesados y la materia orgánica y los metales se liberan con una oxidación fuerte: por tanto, la concentración en metales pesados aumenta al destruir la materia orgánica del compuesto.

<i>Mn (ppm)</i>		<i>Zn (ppm)</i>		<i>Cd (ppm)</i>		<i>Pb (ppm)</i>		<i>Cr (ppm)</i>	
<i>M⁺</i>	<i>M⁺</i>	<i>M⁺</i>	<i>M⁺</i>	<i>M⁺</i>	<i>M⁺</i>	<i>M⁺</i>	<i>M⁺</i>	<i>M⁺</i>	<i>M⁺</i>
<i>medidos</i>	<i>totales</i>	<i>medidos</i>	<i>totales</i>	<i>medidos</i>	<i>totales</i>	<i>medidos</i>	<i>totales</i>	<i>medidos</i>	<i>totales</i>
0.04	18.8	2.75	2.15	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.	N.D.

Tabla V : Concentraciones en metales detectadas antes y después de la oxidación con dicromato potásico, una vez destruida la materia orgánica. *M⁺medidos* = metales pesados medidos; *M⁺totales* = metales totales medidos después de la oxidación con dicromato potásico..

La concentración en Mn aumentó significativamente. Al contrario, la del Zn puede ser considerada como estable.

Dado que el Zn y el Mn son los dos metales que tienen las concentraciones las más altas en el agua en este momento, podemos calcular la cantidad de organometálicos presentes en el agua de la Vuelta de la Arena con el Mn, es decir una concentración de organometálicos de 18 ppm, más o menos (18.8 - 0.04).

El nivel de metales pesados disueltos en el agua y que escapan como organometálicos en el caso del Mn es bastante alto.

Por ello los resultados de la calidad del agua en las tres actuaciones, vaciado, depuración en planta piloto y tratamiento en depuradora, deberían haber sido corregidos midiendo la cantidad posible de organometálicos considerando así los metales totales en disolución (*M⁺* + organo-*M*)_{SOLUBLES}.

Además debe tenerse en cuenta que los efectos sobre la salud de los metales pesados puedan aumentar dramáticamente cuando se encuentren como organometálicos, los niveles de prevención sanitaria alcanzarían las partes por billón.

Desafortunadamente la legislación no protege al dominio público del agua de esta contaminación. La única posibilidad de seguir sus efectos sería ensayando la toxicidad con bioindicadores adecuados de acuerdo con la normativa, como es el caso del cladócono *Daphnia magna* (Ver apartado 6.1.4.4)

BIBLIOGRAFIA

- APHA-AWWA-WPCF. (1992). Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ed. Díaz de Santos, S.A. Madrid.

6.1.6.2.- TRATAMIENTO EN LA PLANTA PILOTO

Marjorie Julien (IUP), Vanina Bernardini (ISIM), Frederique Roman (ISIM) y Grupo T.A.R.

Con el objeto de ensayar los tratamientos adecuados sobre las aguas embalsadas sobre el propio terreno, la Administración optó por construir una planta a escala piloto en la zona

Esta planta, que está construida en la zona de Entremuros, pertenece a la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. La finalidad de su construcción es ensayar una serie de tratamientos a escala piloto para estudiar su efectividad y posterior aplicación a una planta depuradora real. Así el agua bombeada de Entremuros se trata con cal, carbonato sódico y permanganato potásico.

METODOLOGÍA

Analizamos las aguas de salida del piloto para caracterizarlas con el objeto de plantear un seguimiento de las mismas.

Los parámetros físico-químicos que se han medido son: carbono orgánico total (TOC), oxígeno disuelto (OD), potencial redox (Redox), conductividad (CND), temperatura (T), salinidad (S), pH, nitratos, nitritos, sulfatos y fosfatos (APHA-AWWA-WPCF, 1992)

Se ha medido la concentración de ciertos metales pesados (Mn, Zn, Cd, Tl y Cr) mediante espectrofotometría de absorción atómica de llama aire-acetileno.

Todas estas medidas se realizaron con dos muestras de agua, la retenida en Entremuros (Bruta) y la de salida de la planta piloto (Piloto).

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Los resultados del agua bruta y del agua tratada, ambos tomados el 23/07/98 fueron (Tabla I):

	<i>T</i> (°C)	<i>DO</i> (ppm)	<i>redox</i> (mV)	<i>CND</i> (mS/cm)	<i>S</i> (mg/l)	<i>pH</i>	<i>TOC</i> (ppm)	<i>SO₄²⁻</i> (ppm)	<i>PO₄³⁻</i> (ppm)	<i>NO₃⁻</i> (ppm)	<i>NO₂⁻</i> (ppm)
Bruta	26,46	9,01	-99,6	8,1	4,35	8,28	15,6	2319	4,6	1000	0
Piloto	25,28	8,15	-115	8,90	4,93	8,85	13,7	1624	10,8	1175	0,05

Tabla I: Parámetros físico-químicos medidos con una sonda multiparamétrica (Yellow Spring YSI 600XL).

En cuanto a las concentraciones de metales pesados, se obtuvieron (Tabla II):

	<i>Mn</i> (ppm)	<i>Zn</i> (ppm)	<i>Cd</i> (ppm)	<i>Pb</i> (ppm)	<i>Cr</i> (ppm)
Bruta	71.080	52.640	0.082	<0.064	<0.030
Piloto	0.460	0.550	N.D.	<0.064	<0.030
Rendim. (%)	99.4	99	----	----	----

Tabla II: Concentraciones en metales medidas en muestras de agua sin tratar y en las aguas de salida de la planta piloto (AA de llama aire-acetileno).

El pH aumenta más debido a que se añade cal y carbonato sódico que son dos compuestos que basifican el medio con la finalidad de alcanzar unos valores que hagan precipitar la mayoría de los metales pesados.

El TOC disminuye como consecuencia de la cal y del carbonato sódico añadidos: una parte de la materia orgánica puede desaparecer durante las reacciones de precipitación

La salinidad y la conductividad aumentan ambos, lo que es lógico: muchos iones han aparecido o aumentado su concentración durante el tiempo de reacción, como los fosfato, los nitrato o el Na^+ y el Ca^{2+} .

Los metales pesados se eliminan satisfactoriamente con el tratamiento propuesto en la planta piloto. No se han medido los compuestos organometálicos que pueda haber, sin embargo las concentraciones de compuestos como por ejemplo los nitratos, son bastante elevadas pudiendo provocar eutrofización aguas abajo en el Guadamar.

BIBLIOGRAFIA

- APHA-AWWA-WPCF. (1992). Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales. Ed. Díaz de Santos, S.A. Madrid.

6.1.6.3.- TRATAMIENTO EN LA PLANTA DEPURADORA

Marjorie Julien (IUP), Vanina Bernardini (ISIM), Frederique Roman (ISIM) y Grupo T.A.R.

El 10 de Agosto se inaugura la planta depuradora construida por PRIDESA, con un presupuesto de 1.100.000 de ptas. Trata diariamente 70.000 m³ de agua, la misma cantidad que la planta piloto de volumen y capacidad mucho menor. (Foto 1 y 2).



Foto 1: Planta piloto.



Foto 2: Planta depuradora.

La depuradora en funcionamiento presentaba problemas importantes de fugas por las paredes laterales (Foto 3).



Foto 3: Detalle de la planta depuradora.

No se pueden ofrecer los resultados analíticos obtenidos por el grupo T.A.R., porque el personal de la empresa PRIDESA, aduciendo el nombre y órdenes de la propiedad de la planta, no permitió tomar muestras a nuestro personal debidamente identificado como miembros del Grupo T.A.R. de la Universidad de Sevilla, en el cumplimiento de sus obligaciones.

Debe considerarse que nuestro grupo trabajó desde el primer día en la búsqueda de soluciones técnicas a los efectos del vertido tóxico, y nunca, en ningún caso tuvo problemas para desarrollar su función, salvo en esta crucial tarea de verificar la eficacia del tratamiento.

La política informativa tampoco ha sido muy clarificadora. Después de tres meses anunciando la construcción de la planta depuradora, se inaugura por primera vez oficialmente el 23 de Julio de 1998. Aquel día el estado de la misma se refleja en la foto adjunta (Foto 4).



Foto 4: Planta depuradora el 23 de Julio de 1998.

Posteriormente fue inaugurada varias veces más, hasta la definitiva del 10 de Agosto, aunque tampoco esa semana pudo actuar significativamente.

RESULTADOS ANALÍTICOS

No se han podido realizar análisis sobre las aguas de entrada y salida de la planta depuradora, por lo que es imposible precisar más sobre los niveles de carbono inorgánico, carbono total, carbono orgánico total, sólidos en suspensión, así como sobre las concentraciones de fosfatos, nitritos, nitratos, etc.

Todos los datos que van a ser comentados a continuación han sido extraídos de la base de datos que la Conserjería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, (1998) ha publicado a diario sobre el funcionamiento de la planta depuradora.

Los citados datos se refieren al agua que proviene directamente de la salida de la planta depuradora. El objetivo de los análisis fue determinar si los parámetros del agua se corresponden con las normas vigentes y si la depuradora contribuía a una importante mejora del estado del agua retenida en Entremuros.

<i>pH</i>	<i>Oxígeno disuelto (mg/litro)</i>	<i>Conductividad (ms/cm)</i>	<i>Temperatura (° C)</i>
9	10.5	11.7	21

Tabla I: Parámetros del agua tratada por la depuradora de Entremuros el día 24 Agosto 1998.

Estos datos muestran que de la misma manera que para la planta piloto con tratamiento de carbonato sódico, el pH parece un poco elevado, pero sin exceder los límites de vertido (Tabla I). Esto puede explicarse por el tipo de tratamiento empleado, ya que se utiliza carbonato sódico y cal con el fin de precipitar los metales pesados, y provocándose un aumento del pH. El efecto del anhídrido carbónico para neutralizar el vertido no se aprecia.

En cuanto a la conductividad, este parámetro tiende a subir por las mismas razones que se daban en la planta piloto debido al aumento de los iones en solución que aparecen durante el tratamiento del agua.

	As (ppm)	Cd (ppm)	Zn (ppm)	Cu (ppm)	Mn (ppm)	Pb (ppm)
Vertido de la balsa tratado con carbonato						
<i>sódico</i>	0.006	< 0.005	0.037	0.011	0.036	< 0.05
Salida depuradora Entremuros	< 0.001	0.012	1.162	0.019	10.85	< 0.05
Límites de vertido						
Decreto 14/96 del reglamento de calidad de aguas litorales	1 - 3	0,2 - 0,4	3 - 6	0,5 - 2,5	/	0,5 - 1

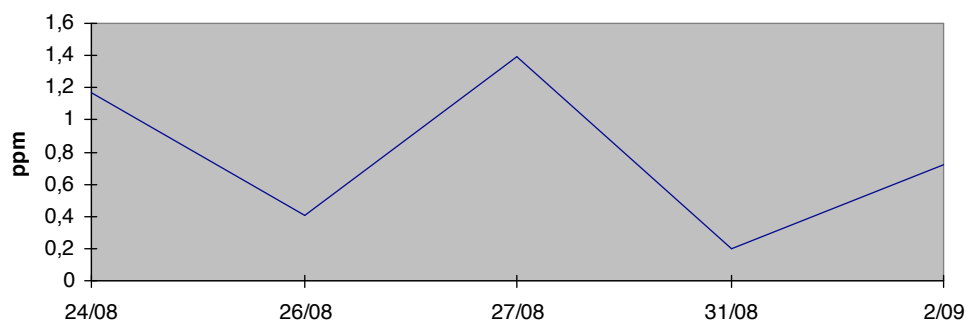
Tabla II: Niveles de metales el día 24 Agosto 1998.

Se puede observar que todas las concentraciones de metales pesados (Tabla II) que salen de la nueva depuradora están dentro de los límites de vertido impuestos por el Reglamento sobre Calidad de las Aguas Litorales, (Ley 7/94, de Mayo, de Protección Ambiental).

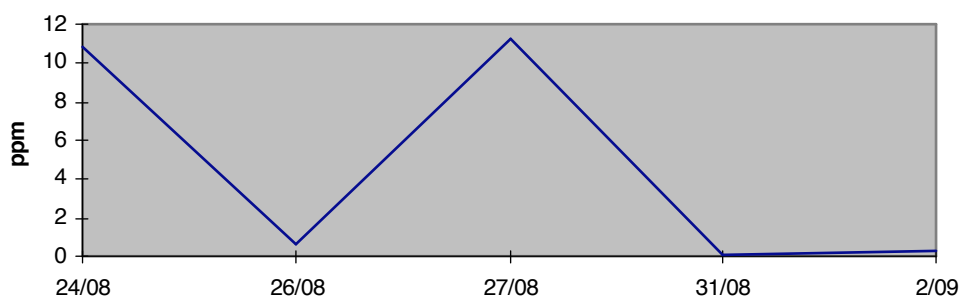
Actualmente no existen normas que establezcan los límites máximos de vertido para la concentración de manganeso en el Reglamento de Calidad de las Aguas Litorales, pero sí se refiere en el Título IV del Reglamento del Dominio Público Hidráulico (Ley 29/1985, de 2 de Agosto, de Aguas). Según este Reglamento, se puede constatar que la concentración de manganeso se encuentra en unos niveles elevados y preocupantes.

Debido a que la depuradora funciona desde hace poco tiempo, no se pueden establecer conclusiones sobre su eficacia en el tratamiento de cinc y manganeso. Parece, sin embargo, que existen ciertos problemas en la reducción de los niveles en estos metales, habiéndose detectado concentraciones muy elevadas en algunos de los días de muestreo. (Gráficos 1 y 2).

Graf 1 : Evolucion de la concentración en Zn del agua que sale de la planta depuradora



Graf 2 : Evolución de la concentración en Mn del agua que sale de la planta depuradora



Llama la atención que el agua de salida esté más cargada en metales pesados como el cadmio, zinc, cobre, manganeso que el agua de salida de la planta piloto. Hasta ahora no hemos encontrado una explicación satisfactoria para justificar estos hechos.

Al no haber realizando los análisis con nuestros propios medios, no podemos evaluar la eficacia en el tratamiento. No hemos accedido a los protocolos analíticos utilizados para determinar los valores del agua de salida. Si se hubieran filtrado previamente, como parece ser, los resultados obviarían la eficacia del decantado de fangos. Si la separación del precipitado no se hubiera evaluado, no se puede determinar la cantidad de metales pesados que se han vertido, ni el cumplimiento de la normativa.

Debe considerarse además, que los resultados analíticos han sido realizados sin otro contraste posible.

CONCLUSIONES

Aunque los datos de calidad del agua tratada en la planta depuradora son adecuados, de acuerdo con los límites para vertidos que se recogen en la Reglamentación Técnico Sanitaria, los problemas con los niveles de zinc y manganeso impiden que pueda afirmarse, de manera concluyente, la eficacia del sistema descrito.

Se manifiesta la reserva sobre los métodos analíticos utilizados, posible filtrado, y sobre los autores de los análisis, falta de contraste.

BIBLIOGRAFIA

- Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía (1998). Web: www.cma.caan.es.
- Ley 7/1994, de 18 de mayo, de Protección Ambiental. BOJA nº79.
- Ley 29/1985, de 2 de agosto, de Aguas. BOE nº 189.

6.1.7.- TRATAMIENTO DE AGUAS RESIDUALES INDUSTRIALES

Grupo T.A.R.

ENUNCIADO DEL PROBLEMA

Como se ha explicado anteriormente, en aguas residuales con elevados contenidos en materia orgánica y metales pesados disueltos, los metales pueden aparecer también unidos a la materia orgánica en forma de complejos organometálicos (Marshall & Hubbell, 1966). En estos casos, la materia orgánica se comporta como una pantalla protectora frente a cualquier tratamiento encaminado a conseguir precipitar los iones metálicos disueltos, dificultando enormemente su eliminación. Por otra parte, los complejos organometálicos son potencialmente perjudiciales para la salud humana aún en concentraciones muy pequeñas. Resulta, por lo tanto, esencial reducir la materia orgánica global del agua hasta niveles que resulten aptos de acuerdo con la reglamentación técnico-sanitaria vigente.

En el caso de las aguas retenidas en Entremuros, el contenido global en materia orgánica es moderado en términos cuantitativos y elevado en cuanto a diversidad de compuestos. La razón estriba en el tipo de efluentes residuales que, con independencia de vertidos puntuales como el que nos ocupa, alcanzan diariamente las aguas del río Guadamar procedentes de diversas industrias y de los núcleos urbanos situados en su entorno.

Tal y como se propone en otros apartados del presente trabajo, cualquier plan que tenga como objetivo la mejora a medio y largo plazo de la calidad del agua en el Guadamar debería implicar una mejor gestión de los residuos derivados de la actividad humana, urbana e industrial, con vistas a su depuración antes de ser vertidos al cauce del río.

En la cuenca del río Guadamar y, en general, en toda la comarca de Doñana, la principal actividad industrial es de tipo agro-alimentaria, no existiendo de forma significativa instalaciones industriales dedicadas a otras actividades. La mayor parte de los residuos generados por la industria agro-alimentaria pueden ser tratados por métodos biológicos convencionales. Tales procedimientos resultan eficaces y no requieren de grandes inversiones en materia de tecnología o con relación a su mantenimiento. Sin embargo, a menudo estos procesos industriales originan como productos residuales determinadas sustancias cuya depuración por vías convencionales resulta muy dificultosa. Es el caso de las almazaras, dedicadas a la producción de aceite de oliva y cuyos residuos (alpechín, orujo ...) son altamente contaminantes debido a su contenido en fenoles y otros compuestos tóxicos.

Para conseguir eliminar estos compuestos “recalcitrantes”, es necesario utilizar alternativas tecnológicas basadas en principios teóricos distintos pero igualmente eficaces. Procedimientos de depuración basados en la digestión anaerobia o en la integración de sistemas químicos y biológicos podrían conseguir eliminar la mayoría de las sustancias de difícil biodegradabilidad de las aguas residuales industriales. La utilización de estos métodos para la depuración de los efluentes industriales, junto con el uso de sistemas convencionales para las aguas residuales urbanas mejorarían sustancialmente la calidad del agua del Guadamar y potenciarían su capacidad natural de resistencia y recuperación frente a eventos contaminantes puntuales del tipo del ocurrido recientemente.

PROPUESTAS DE ACTUACIÓN

El Grupo T.A.R. tiene abiertas líneas de investigación para conseguir una optimización económica del tratamiento de este tipo de aguas residuales.

Digestión anaerobia. Utilización de reactores anaerobios del tipo DA1.

La digestión anaerobia es un proceso biológico en el cual la materia orgánica biodegradable es asimilada por una serie de microorganismos específicos que emplean parte de ella en la síntesis de nuevas células, sufriendo el resto un proceso de oxidación que culmina en la formación de metano $-CH_4$ - y dióxido de carbono $-CO_2$ - principalmente. El proceso se realiza en ausencia total de oxígeno disuelto.

El biogas producido puede ser utilizado como combustible. De esta forma, la digestión anaerobia como método para el tratamiento de aguas residuales permite reducir la cantidad de materia orgánica contaminante y, al mismo tiempo, producir energía. La producción de gas es el criterio más representativo para la evaluación de la calidad de la digestión.

La digestión anaerobia es un proceso poco empleado en comparación con otros sistemas de depuración de aguas residuales. Sin embargo, se trata de un procedimiento en franco desarrollo debido a sus menores costes de explotación para el caso de aguas con elevada carga contaminante, así como a los beneficios derivados de la producción de biogas.

A juicio de nuestro equipo, una limitación importante en la implantación definitiva de este sistema en España es nuestra absoluta dependencia tecnológica de otros países. Consideramos que, una vez conseguido un diseño propio oportuno, los costes de construcción y equipamiento serían mucho menores a la hora de poner en funcionamiento reactores de este tipo.

El Grupo TAR viene trabajando desde hace años en el desarrollo de digestores anaerobios más eficaces y baratos. Ello ha llevado recientemente al diseño de lo que se ha venido en llamar Digestor Anaerobio Andaluz (DA1), reactor desarrollado por nuestro equipo en colaboración con la empresa Construcciones y Depuraciones, S. A. y financiado por la Consejería de Industria de la Junta de Andalucía.

Este digestor está especialmente concebido para ser utilizado en la depuración de aguas residuales industriales con alta carga orgánica, tales como los efluentes procedentes de industrias azucareras, petroquímicas, granjas porcinas, etc. Sus principales ventajas estriban en que los productos finales del proceso presentan un alto grado de estabilización, en que la elevada producción de CH_4 y en sus bajos costes energéticos en relación con los sistemas aerobios. En la Tabla I se recogen algunos resultados obtenidos con un DA1 piloto para diferentes caudales y cargas de entrada.

<i>DQO Entrada</i> (mg/l)	<i>Q Entrada</i> (m ³ /d)	<i>V Digestor</i> (m ³)	<i>Ahorro energético</i> (Ptas/año)	<i>Coste energético</i> (Ptas/año)
10.000	50	525	370.000	16.000.000
40.000	500	1.000	550.000	23.000.000

Tabla I: Características de funcionamiento del Digestor Anaerobio Andaluz (DA1).

Nuestro equipo propone la implantación de reactores como el DA1 en cada una de las industrias que generan residuos líquidos contaminantes en el entorno de Doñana.

Otras tecnologías en digestión anaerobia

En las instalaciones del grupo TAR se trabaja igualmente en el desarrollo de sistemas de digestión anaerobia de lecho móvil (DA2) en el que las bacterias presentes en el proceso se encuentran adheridas a un material de soporte. Dicho soporte, inmerso en el agua residual, puede ser de muy diversos materiales: vidrio, cerámica, plástico, etc. y se fluidiza en función de las altas velocidades verticales provocadas por la inyección del agua residual industrial.

Hasta el momento, los resultados obtenidos en esta línea (Arnáiz et al., enviado; Arnáiz et al., 1998; Maqueda et al., 1998) confirman las posibilidades de este tipo de tecnología tanto en lo referente a eficacia de proceso, como en cuanto a relación beneficios/costos con vistas a posibles usos a escala real en instalaciones industriales de tamaño medio como las que se ubican en el entorno de Doñana.

Tratamientos integrados químico-biológicos.

La dificultad en la degradación por vía biológica convencional de ciertos compuestos orgánicos radica normalmente en su estructura molecular, que impide el ataque biológico por el tamaño o forma de la molécula, o por su asociación a grupos funcionales. En general, todo sistema de tratamiento físico, químico o biológico de aguas residuales ricas en compuestos difícilmente degradables presenta alguna limitación o inconveniente si se utiliza como único procedimiento de depuración. Por el contrario, la combinación de varios de ellos presenta ciertas ventajas conceptuales (Scott & Ollis, 1993) que pueden ser utilizadas para el diseño de procesos de depuración eficaces y económicamente viables.

Con el objetivo anteriormente apuntado, el Grupo TAR ha desarrollado en los últimos años un proyecto de investigación financiado por la UE sobre integración de tratamientos químicos y biológicos para el tratamiento de aguas residuales industriales. Bajo el nombre “Integrated Chemical and Biological Treatment of Industrial Wastewater (Ref. EV5V-CT93-0249)”, este proyecto ha sido llevado a cabo en colaboración con el “Department of Chemical Engineering and Chemical Technology, Imperial College (London, UK)”, el “Istituto di Recerche sulla Combustione, Consiglio Nazionale delle Recerche (Napoli, Italia)” y el “Institute of Chemical Engineering and High Temperature Chemical Processes (Patras, Grecia)”.

En el proyecto se estudió la viabilidad de dos tecnologías de oxidación, la Oxidación Húmeda (WAO) y la Ozonización, en el pretratamiento de efluentes industriales ricos en compuestos difícilmente biodegradables por su toxicidad (v.g. ácidos fenólicos) o por el gran tamaño de la molécula (v.g. polietilenglicoles).

Los resultados obtenidos confirman la eficacia de la combinación de los tratamientos químicos arriba indicados con procesos de oxidación biológica aerobia o anaerobia. El tratamiento químico inicial de efluentes industriales altamente contaminantes potencia la degradación por vía biológica posterior de dichas aguas, consiguiéndose rendimientos de procesos mucho más elevados que los obtenidos con la aplicación de un sólo tipo de tratamiento (Andreozzi et al., 1996; Mantzavinos et al., 1996; Moldovan et al., 1995; 1996; Otal et al., 1997).

Actualmente, en el Grupo T.A.R. se experimenta con otras alternativas de oxidación química económicamente más favorables de aplicar que la oxidación húmeda o la ozonización y que resulten igualmente rentables. Entre los oxidantes químicos disponibles en el mercado, el permanganato potásico (KMnO_4) es uno de los más ampliamente utilizados en el tratamiento de aguas residuales y destinadas al consumo humano.

Hay toda una variedad de sustancias orgánicas contaminantes susceptibles de oxidación por KMnO_4 : ácidos orgánicos, alcoholes, aldehídos, cetonas, fenoles, cresoles y diferentes compuestos nitrogenados y de naturaleza aromática (Boland & DeArment, 1965; Ma et al, 1994; Moyers & Wu, 1985; Thayer, 1990; Vella, 1996; Vella et al, 1990). De acuerdo con los datos obtenidos en nuestras instalaciones, el KMnO_4 es capaz de oxidar totalmente hasta CO_2 y H_2O ciertos compuestos orgánicos de difícil biodegradabilidad (Medialdea et al, en prep.).

El KMnO_4 no posee efectos toxicológicos negativos, es bastante sencillo en su manejo y control, y puede ser fácilmente aplicado tanto en forma sólida mediante un dosificador gravimétrico, como en disolución acuosa por medio de una bomba volumétrica (Industrial Química del Nalón, S. A., 1996). La integración de un tratamiento químico inicial con KMnO_4 , con una digestión biológica convencional o una digestión anaerobia, podría ser la solución ideal en términos de eficacia y economía para la depuración de efluentes industriales altamente contaminantes.

En los planes a medio plazo que finalmente se aprueben por parte de las administraciones implicadas para mejorar la gestión de la zona afectada por el vertido tóxico, la depuración de los residuos procedentes de las industrias afincadas en el entorno de Doñana mediante alguna de las tecnologías apuntadas, o de cualquier otro tipo, contribuiría a la mejora y mantenimiento de la calidad del agua del río Guadamar y evitaría los perniciosos efectos de los compuestos organometálicos en una zona donde la presencia residual de metales será potencialmente alta durante varios años. Además, la construcción de una red de instalaciones y servicios encaminados a la depuración de todos los efluentes, urbanos e industriales, que lleguen al Guadamar permitiría al propio río contar con una mayor capacidad para resistir los efectos secundarios del vertido acaecido recientemente.

Tecnologías como las citadas, en las que el Grupo TAR cuenta con amplia experiencia, resultan ser alternativas eficaces y a la vez asequibles para la economía de núcleos urbanos e industrias de pequeña y mediana entidad como los que en la actualidad se ubican en el entorno de Doñana.

BIBLIOGRAFIA

- Andreozzi, R.; Caprio, V.; Insola, A. (1996). Kinetics and mechanisms of polyethyleneglycol fragmentation by ozone in aqueous solution. Wat. Res., Vol. 30 (12), pp. 2955-2960.
 - Arnáiz, M. C.; León, C.; Molina, F. J.; Gómez, E.; Hafid, N.; Gutiérrez, J. C.; Lebrato, J. (enviado). Automatic control of an anaerobic contact process performance based on fuzzy logic. Wat. Res.
 - Arnáiz, M. C.; Ruíz, C.; Gómez, E.; García, I.; Escot, E.; Aguilar, E.; Medialdea, J. M.; Lebrato, J. (1998). Evaluation of the efficacy of materials as anaerobic wastewater treatment supports by phospholipid analysis. Proceedings of the International Specialty Conference on Microbial Ecology of Biofilms: concepts, tools and applications. 8- 10 Octubre 1998. Lake Bluff, Ill (USA).
 - Boland, J. J.; DeArment, W. E. (1965). Potassium permanganate removal of tastes and odors from paper mill wastes. J. American Water Works Association, Vol. 57, pp. 1451-1455.
 - Industrial Química del Nalón, S. A. (1996). Información Técnica. Avda. Galicia, 31, 33005 - Oviedo.
 - Ma, J.; Li, G.; Graham, N. J. D. (1994). Efficiency and mechanism of acrylamide removal by permanganate oxidation. J. Water SRF Aqua, Vol. 43 (6), pp. 287-295.
 - Mantzavinos, D.; Hellenbrand, R.; Metcalfe, I. S.; Livingston, A. G. (1996). Partial wet oxidation of p-coumaric acid: oxidation intermediates, reaction pathways and implications for wastewater treatment. Wat. Res., Vol. 30 (12), pp. 2969-2976.
 - Marshall, M.; Hubbell, J. W. (1966). Iron removal facilities. J. American Water Works Association, Vol. 58, pp. 591-594.
 - Moyers, B.; Wu, Jy. S. (1985). Removal of organic precursors by permanganate oxidation and alum coagulation. Water Res., Vol. 19 (3), pp. 309-314.
 - Otal, E.; Mantzavinos, D.; Delgado, M. V.; Hellenbrand, R.; Lebrato, J.; Metcalfe, I. S.; Livingston, A. G. (1997). Integrated wet air oxidation and biological treatment of polyethyleneglycol containing wastewaters. J. Chem. technology Biothechnol., pp. 147-156.
 - Medialdea, J. M.; Medina, M.; Aguilar, E.; Arnáiz, M. C.; Lebrato, J. Eliminación de ácido p-cumárico (3(4-hidroxifenil)-2-propenoico) con permanganato potásico. (Artículo en preparación).
-

- Moldovan, Z.; Delgado, M. V.; Ota, E.; Suárez, A., Andreozzi, R.; Insola, A.; Lebrato, J. (1996). Determination of polyethyleneglycol in water by reserved-phase HPLC. J. Liquid Chromatography, Vol. 273, pp. 243-249.
 - Moldovan, Z.; Lebrato, J.; Delgado, M. V.; Ota, E. (1995). HPLC method for the study of anaerobic degradation of polyethyleneglycols. J. Liquid Chromatography, Vol. 18 (8), pp. 1633-1646.
 - Thayer, A. (1990). Water treatment chemicals: tighter rules drive demand. C&EN, march, pp. 17-34.
 - Vella, P. (1996). Potassium Permanganate Applications in Wastewater Treatment. Proceedings of the Sixth International Symposium on Chemical Oxidation: Technology for the Nineties Principles and Practices Workshop. Nashville, TE, USA.
 - Vella, P. A.; Deshinsky, G.; Boll, J. E.; Munder, J.; Joyce, W. M. (1990). Treatment of low level phenols ($\mu\text{g/l}$) with potassium permanganate. Research J. Water Pollution Control Federation, Vol. 62, pp. 907-914.
-

6.1.8.- APORTES DE AGUAS RESIDUALES URBANAS AL GUADIAMAR

Grupo T.A.R.

ENUNCIADO DEL PROBLEMA

Para que las aguas del río Guadamar, una vez solucionados los efectos a corto plazo derivados del vertido procedente de las minas de Aznalcóllar, mantengan unos buenos estándares de calidad en el tiempo, es necesario regular y gestionar adecuadamente los aportes que el río recibe desde los núcleos urbanos y las industrias ubicados en su entorno.

En el apartado anterior se proponen algunas posibilidades de tratamiento de los efluentes que, derivados de las actividades industriales localizadas en el entorno de Doñana, alcanzan el cauce del río Guadamar sin ser depurados. Las soluciones propuestas están basadas en la experiencia adquirida en el Grupo T.A.R. en materia de depuración de aguas residuales industriales.

Del mismo modo, es esencial proceder al tratamiento de las aguas residuales urbanas procedentes de los núcleos de población del entorno diseñando, además, un plan que incluya la construcción de una red de estaciones depuradoras (E.D.A.R.s) a lo largo de toda la cuenca del Guadamar, el arranque de las que están finalizándose y la optimización de las que están en funcionamiento.

El citado plan debe ser considerado materia prioritaria entre las acciones que han de ser acometidas a medio y largo plazo, por cuanto en la actualidad pocas son las aguas residuales urbanas que llegan al río depuradas. Hay que recordar, tal y como ya se ha hecho en apartados anteriores del presente trabajo, que los aportes de materia orgánica al río pueden contribuir, en caso de accidentes como el ocurrido, a potenciar los efectos negativos del vertido a través de la combinación de determinados compuestos orgánicos con metales pesados u otros contaminantes industriales.

ACTUACIONES PROPUESTAS

De todo lo anterior se deduce la urgente necesidad de construir depuradoras a lo largo del cauce del río, utilizando para ello tecnologías eficaces pero que presenten costes bajos de explotación y mantenimiento. Ello garantizaría la correcta depuración de las aguas no sólo a medio plazo, sino también en un futuro más lejano.

En el “Plan de Actuación contra los Efectos de la Rotura de la Balsa de Decantación de la Mina Ubicada en el T. M. de Aznalcóllar, Sevilla, Propiedad de Boliden-Apirsa”, recientemente propuesto y editado por la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía, se detallan una serie de actuaciones en materia de construcción de E.D.A.R.s en los municipios de la cuenca del Guadamar diseñadas por la Administración Andaluza. Igualmente, el citado informe recoge aquellas actuaciones que, con igual finalidad, han sido propuestas desde el Ministerio de Medio Ambiente para la depuración de las aguas residuales de la cuenca.

Las propuestas contempladas por la Administración autonómica incluyen:

- Construcción de E.D.A.R.s en los municipios de Aznalcollar, Castilleja del Campo, Castillo de las Guardas, Gerena, El Madroño y Villafranco del Guadalquivir.
- Ampliación de E.D.A.R.s ya existentes en los municipios de Carrión de los Céspedes y Bollullos del Condado.
- Ampliación de la red de saneamiento en el municipio de Villafranco del Guadalquivir.

Todas estas actuaciones se encuentran en fase de redacción de proyecto.

Por parte del Ministerio de Medio Ambiente, se propone lo siguiente:

- Construcción de E.D.A.R.s en los municipios de Aznalcázar, Sanlúcar la Mayor, Huelva, Benacazón, Pilas y Villamanrique de la Condesa, obras actualmente en ejecución.
- Construcción de colectores en los municipios de la Agrupación del Aljarafe para la conducción de las aguas residuales a la E.D.A.R. de Palomares, obra igualmente en ejecución.

Una vez revisados los capítulos de tratamiento de aguas industriales y urbanas, consideramos necesario poner a punto, con la aportación de todos los sectores interesados, el Plan de Saneamiento Integral del Aljarafe.

El Grupo T.A.R. y Aljarafesa colaboran hace tiempo en el desarrollo de las bases de este Plan. Este suceso obliga a disponer la operatividad del mismo en el menor tiempo posible, con objetivos ahora más ambiciosos, plazos más cortos y aportes financieros extraordinarios de las administraciones locales, autonómicas, nacional y europea.

BIBLIOGRAFIA

- Consejería de Medio Ambiente, Junta de Andalucía. (1998). Plan de Actuación contra los Efectos de la Rotura de la Balsa de Decantación de la Mina Ubicada en el T. M. de Aznalcollar, Sevilla, Propiedad de Boliden.

6.1.9.- ABASTECIMIENTO DE AGUA POTABLE

Grupo T.A.R.

Todos los daños sufridos por la rotura de la balsa de decantación minera tienen su repercusión social y ecológica. Es muy importante también tener presente la posibilidad de contaminación en las aguas subterráneas de las que se abastecen muchas poblaciones, industrias, terrenos ganaderos, cultivos agrícolas y el Parque Natural de Doñana.

Las posibles acciones preventivas y de seguimiento se determinarían intentando minimizar las posibilidades de contaminación en estos acuíferos, además de fijar estrategias de actuación en el caso de que dicha contaminación se produzca (hemos de tener en cuenta que no existen precedentes conocidos de un caso como este).

La respuesta de la Administración ante este problema ha sido rápida. Los controles de la calidad de las aguas potables son rigurosos y se han venido realizando desde el primer día del incidente.

La Consejería de Medio Ambiente ha establecido un Plan de Actuación contra los efectos de la rotura de la balsa, donde se recoge un Subprograma de control y seguimiento de las aguas para uso humano (dentro de un Programa de Control y Seguimiento Sanitario). En este Subprograma se citan los acuíferos afectados y se prevé una vigilancia de las aguas de consumo una vez liberadas las aguas de Entremuros.

Nuestro Grupo sugiere actuaciones para que en los periodos de escasez, los consumos de los acuíferos potencialmente afectables por la contaminación sean mínimos. Así se propone el abastecimiento a la costa de Huelva cercana al Parque de Doñana. Los estudios realizados sobre la zona costera de Huelva nos indican la situación de deficiencias hídricas que viene padeciendo, sobre todo en los periodos de sequía.

El principal problema surge en la zona de Matalascañas que en la actualidad se abastece principalmente del acuífero 27, el cual a su vez aporta agua a Doñana. El consiguiente conflicto de intereses se origina ante la necesidad de abastecer de agua a un importante núcleo turístico sin poner en peligro los ecosistemas de Doñana, particularmente frágiles en época de déficit hídrico.

Es importante hacer hincapié en el gran aumento de población que se produce en estos municipios durante la época estival, que conduce a un mayor requerimiento de agua potable produciéndose un descenso muy acusado del nivel del acuífero.

Nuestro planteamiento es crear una red de agua potable que se extiende desde Moguer hasta Mazagón y de Mazagón hasta Matalascañas. Esto significa traer agua desde el pantano de Chanza, aprovechando el superávit de agua existente en la provincia de Huelva (incluso en los años de sequía) y la magnífica infraestructura creada para abastecer a Cádiz en la última sequía con el anillo hidráulico de Huelva. La potabilizadora de Moguer está en construcción, la acometida a Mazagón está proyectada, y la conexión a Matalascañas está en estudio (Fig.1).

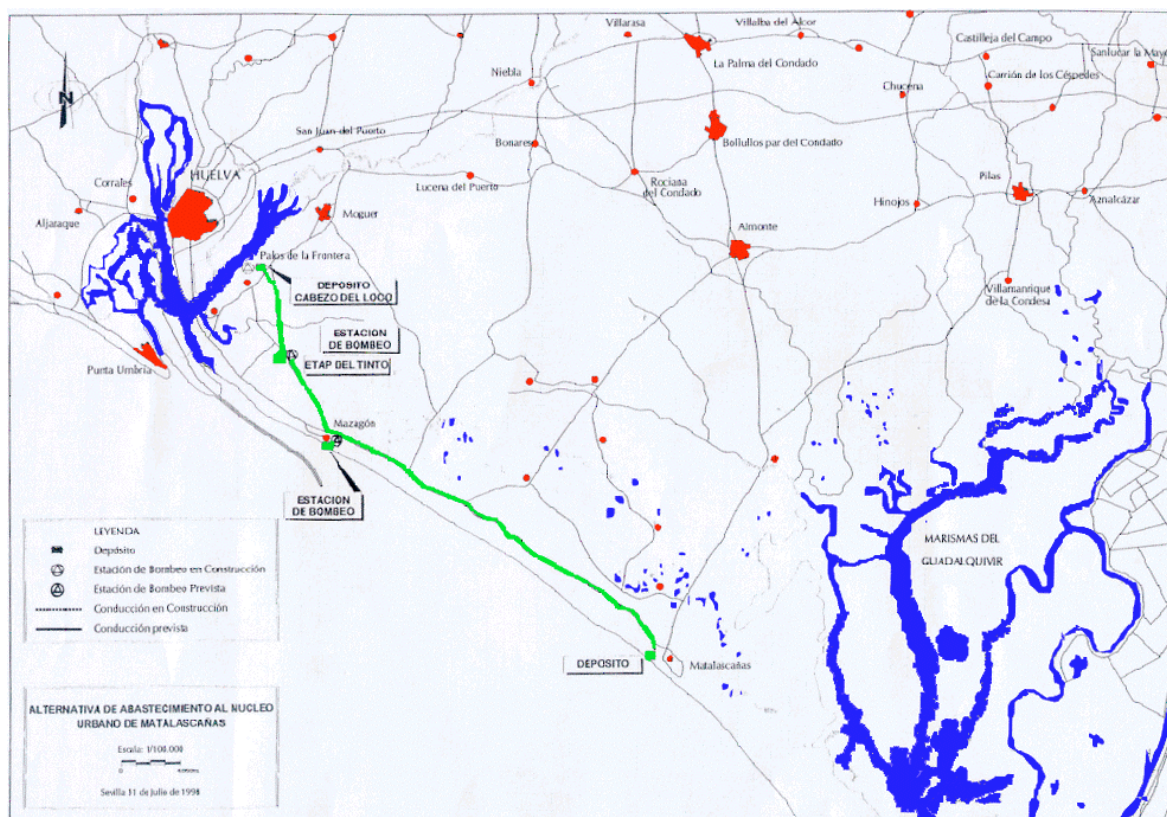


Figura 1: Red de agua Moguer-Mazagón-Matalascañas (AYESA, S.A).

Con una inversión no muy grande, inferior a la de otras alternativas, se conseguiría conciliar los aspectos económicos y de conservación del Parque de Doñana. Además, permitiría asegurar en todos los casos la calidad sanitaria del agua potable con independencia de cualquier efecto no deseado sobre el acuífero 27 que pudiera devenir en el futuro como consecuencia de la riada tóxica.

Por otro lado puede platearse el estudio de la viabilidad de otra conducción paralela a la anterior, que llevara agua bruta hasta Doñana o bien darle un curso alternativo de agua. Dicha canalización podría ser aprovechada en caso de sequía para asegurar la preservación de los recursos naturales del Parque Natural, además de asegurar el suministro de agua a la marisma.

Con estas actuaciones conseguiríamos dos objetivos importantes: asegurar los consumos actuales en las áreas señaladas y la recarga del acuífero frente a las fluctuaciones intra e interanuales que sufre.

Podría establecerse un control automático que permitiese detectar como se encuentra el nivel freático del acuífero. En el caso de que éste estuviese por debajo de unos determinados niveles, que se considerarían como mínimos, se procedería a la recarga de agua desde el embalse de Chanzas. La recarga podría también realizarse con los excedentes de Chanza de forma permanente, asegurando la protección del acuífero frente a los efectos de contaminación que pudieran ocurrir a medio y largo plazo.

Todas estas actuaciones se llevarían a cabo considerando el entorno donde se establecerían los colectores y demás instalaciones, procurando evitar, en lo posible, deterioros en el medio natural y siempre considerando la importancia de los ecosistemas de la zona.

6.1.10.- LIMPIEZA DEL AGUA DEL RIO

Grupo T.A.R.

ENUNCIADO DEL PROBLEMA

En el grupo T.A.R. se planteó la posibilidad de que, a medio o largo plazo, se produjera un nuevo incremento en los niveles de metales pesados en el cauce del Guadiamar. Dicho incremento podría ser originado por diversas causas, tales como escorrentía de los terrenos de la cuenca, lixiviados o bien por una nueva disminución del pH del agua.

HIPÓTESIS DE SOLUCIÓN

Se procedió a realizar un estudio de viabilidad de limpieza del agua, en continuo, de los diferentes tramos del río Guadiamar hasta llegar a la mina de Aznalcóllar (Ver Anexo Cartográfico: Mapa 5). Esta limpieza, junto al fenómeno de dilución natural, podría proporcionar un agua de una calidad aceptable.

En el caso de que esta actuación no fuera suficiente, se procedería a la depuración de este agua en la depuradora ya construida en Entremuros.

PROPUESTAS DE ACTUACIÓN

Se propone la realización de muestreos regulares en los distintos tramos del cauce con el objeto de detectar lo antes posible una subida en las concentraciones de metales pesados (zinc y manganeso, por ejemplo, como ya ocurrió en episodios recientes).

Las alternativas de tratamiento consideradas fueron las siguientes:

- Tratamiento con hidróxido cálcico y policloruro de aluminio;
 - Permanganato;
 - Columnas de intercambio catiónico (sepitol con o sin refuerzo previo de carbón activado).
-

DISCUSIÓN

Mediante bombeo, el agua se haría pasar por las instalaciones de limpieza seleccionadas, las cuales deberían localizarse en tramos del río con caudal suficiente durante todo el año. Es necesario cuidar este punto, a efecto de no escoger una zona donde el bombeo durante épocas estivales (por ejemplo) pueda suponer un problema.

Podría estudiarse la posibilidad de interrumpir temporal y parcialmente el curso del agua. Esto sería útil en el caso de que no hubiera suficiente volumen de agua como para ser bombeada. En este caso se podría recurrir al uso de compuertas tajaderas.

Este tipo de instalación tiene la ventaja de poder ser, sin muchas complicaciones, camuflada en las riberas para cuidar el impacto sobre el paisaje.

No resultaría un excesivo gasto económico efectuar un seguimiento en continuo de la toxicidad del agua tratada.

- El tratamiento basado en aumentar el pH del agua posee, como ya se refirió en el apartado 6.1.1, una serie de ventajas tales como:

- *Efectividad en la eliminación de metales del medio.
- *Acción rápida y efectiva sobre el pH del agua.
- *Alta decantabilidad y bajo volumen de los fangos generados.
- *Económicamente competitivos.

A su vez los posibles inconvenientes serían:

- Utilización de tanques con sistema de homogeneización donde echar el reactivo (con la consiguiente necesidad de manipulación de reactivos por parte del personal de mantenimiento).
- Necesidad de establecer un control del pH durante el proceso.

- Respecto al tratamiento basado en el permanganato potásico; una vez más, las ventajas de este tratamiento han sido defendidas con anterioridad (Ver apartado 6.1.4.1):

- *Este tratamiento podría ser de bastante utilidad en caso de que, aparte de la existencia de elevados niveles de zinc y manganeso, se detectara un exceso de materia orgánica en el agua.

*Fácil manipulación de reactivos por parte del personal de mantenimiento.

Como posibles desventajas figurarían las siguientes:

- Al igual que en el tratamiento con aumento de pH, se necesitan tanques donde echar el reactivo.
- Necesidad de controlar la dosificación del reactivo.
- En las columnas se contempla la utilización del sepiol (intercambiador catiónico) para la eliminación de zinc y manganeso, pudiendo el carbón activado ser utilizado para reforzar la eliminación de zinc. El diseño de este tratamiento se basa en los resultados presentados en el apartado 6.1.4.3), y las ventajas son:

*No hay necesidad de control intensivo del proceso.

*El mantenimiento de estas instalaciones no requiere de un personal especializado (mantenimiento de bombas, renovación del material utilizado en las columnas, vigilancia...)

*El material de dichas columnas, debido a que será usado sólo en casos puntuales, tardará en colmatarse, con lo cuál se tendrá que renovar con menos frecuencia.

*Este tratamiento con intercambio catiónico no ha dado indicios, en los ensayos de laboratorio realizados por el grupo T.A.R., de incrementar la toxicidad del agua (ver apartado 6.1.4.3). No ocurriría lo mismo con los materiales adsorbentes testados, razón por la cual dicho adsorbente, en el caso de ser utilizado, debería emplearse en un paso previo al contacto del agua con el intercambiador catiónico.

Como principal inconveniente:

- La bondad del tratamiento puede verse afectada por una excesiva acidificación del agua, si bien la tendencia del sepiol es incrementar el pH del agua de forma importante.

Quedaría por determinar a partir de qué niveles de metales pesados (zinc y manganeso principalmente) se empezará a aplicar este tratamiento.

Los valores de vertidos permitidos por la Normativa Española de vertidos de agua al cauce, según la tabla 3 son los siguientes:

PARÁMETROS	VALORES DE VERTIDOS (PPM)
<i>Arsénico</i>	0,5
<i>Cadmio</i>	0,1
<i>Hierro</i>	2
<i>Manganeso</i>	2
<i>Niquel</i>	2
<i>Mercurio</i>	0,05
<i>Plomo</i>	0,2
<i>Selenio</i>	0,03
<i>Estaño</i>	10
<i>Cobre</i>	0,2
<i>Sulfato</i>	2000
<i>Zinc</i>	3

Creemos aconsejable empezar a actuar en cuanto se detecten niveles de metales en los límites de la legalidad, sin confiar en que el fenómeno de dilución nos solucione el problema antes de que el agua llegue a la zona de Entremuros.

Es imprescindible, por tanto, que exista conexión entre estas instalaciones y la depuradora situada en Entremuros, al objeto de estar preparados para adoptar las medidas oportunas y optimizar actuaciones. Esto es fácilmente realizable mediante el control vía satélite propuesto en el apartado 6.1.11).

CONCLUSIONES

En principio, cualquiera de los tres tratamientos propuestos por el grupo T.A.R. podría resultar interesante, si bien quedaría por definir las ventajas económicas de cada uno de ellos.

Las principales ventajas de estos tratamientos, aparte de los buenos resultados obtenidos en la eliminación de metales pesados, serían:

- ocupan poco espacio,
- facilidad de mantenimiento,
- nulo impacto visual sobre el paisaje,
- no provoca toxicidad en el agua tratada.

6.1.11.- CONTROL EN CONTINUO DE LA CALIDAD DEL AGUA DEL RIO GUADIAMAR

Sergio Varona Gandulfo (Urtelsat) y Grupo T.A.R.

ENUNCIADO PROBLEMA.

Una vez llevada a cabo la retirada de los lodos tóxicos y el desembalse de Entremuros (Ver Anexo Cartográfico: Mapa 37) se debe establecer un plan de actuación para proteger de forma automática el río de los posibles lixiviados u aportes de metales pesados y tratando ella agua para eliminados.

El control de calidad de las aguas del río se efectuaría midiendo en continuo. Pero la medida de metales pesados no puede hacerse de esta forma con los métodos accesibles en la actualidad. Por ello se propone correlacionar una serie de variables medibles en continuo con una posible variación de metales pesados en disolución. Es necesario, al menos, localizar unos valores de alarma que reflejan un nivel de metales cuando comience a ser preocupante, de tal manera que puedan reflejarse en una serie de parámetros relacionados que den la señal de alerta y den orden de actuación.

Una vez encontrada esta serie de parámetros, que nos permitirían trabajar en continuo, se debería diseñar la actuación

El control y supervisión se realizarían mediante un sistema de teledetección dotado de estaciones remotas comunicadas por un sistema de radio frecuencia/satélite con el centro de control. Cada una de estas estaciones enviarían los datos registrados hasta el puesto central de supervisión y control, desde donde se realizarían el seguimiento y evaluación de los datos adquiridos.

Las estaciones remotas estarían situadas en distintos puntos de la cuenca del río Guadamar.

HIPÓTESIS DE SOLUCIÓN

Determinación de los parámetros a controlar

El principal problema de contaminación a medio plazo que se puede encontrar en las aguas del Guadamar es la presencia de metales pesados producida por vertidos accidentales o redisolución de los existentes por acción de las lluvias. Se busca un sistema de medida en

continuo que sea indicativo de posibles aumentos de las concentraciones en metales.

El pH podría ser un buen indicativo de la presencia de estos metales pesados en disolución. A pH bajos todos los metales se encontraron en forma disuelta. En cambio a pH altos éstos se encuentran en su mayor parte precipitados. De todas maneras se chequearon toda una serie de parámetros, además del pH, de forma que los valores propios y la combinación de varios de ellos ofrezcan la posibilidad de generar la alarma de la forma más eficaz. Los parámetros estudiados han sido pH, salinidad, conductividad, potencial redox y oxígeno disuelto. El caudal se medirá en continuo en la futura estación de control.

Localización de los puntos de control.

El seguimiento del río empezaría en Aznalcóllar y continuaría hasta la desembocadura en Sanlúcar de Barrameda, dividiendo el tramo fluvial en tres zonas distintas (Ver Anexo Cartográfico: Mapa 9):

1. Curso alto, de Aznalcóllar hasta Aznalcázar
2. Curso medio, de Aznalcázar hasta el muro de contención (Entremuros)
3. Curso bajo, desde el muro hasta Sanlúcar

En cada tramo y en el Canal de Aguas Mínimas (permitiendo medir tanto en verano como en invierno), se situarían tres sondas multiparamétricas (Yellow Spring ISY 600XL), una al comienzo del tramo, otra en un punto medio y la última al final. Las sondas multiparamétricas son muy eficaces debido a sus virtudes como es tomar datos de varios parámetros en una sola muestra. También puede recoger datos en el mismo momento de la muestra, pudiendo darnos una idea de las variaciones que se produzcan a lo largo del tiempo.

Para la medida del caudal, sería suficiente poner dos sensores por tramo, uno en un punto medio y el otro en final.

Tecnología aplicada.

En cada punto de control o estación radio-remota, se ubicarían sondas multiparamétricas para la toma de medidas de pH, potencial redox, conductividad y oxígeno disuelto.

Estos parámetros, medidos por las sondas de medición en continuo en los puntos de análisis, serían transmitidos vía radio a una subestación radio-satélite, que controlaría todas las estaciones radio-remotas definidas bajo su influencia.

El sistema de tratamiento de información se compondría entonces de tres subestaciones de almacenamiento de datos y de una estación de supervisión central desde donde se realizaría el seguimiento y el control de los datos por vía informatizada (Figura, 1).

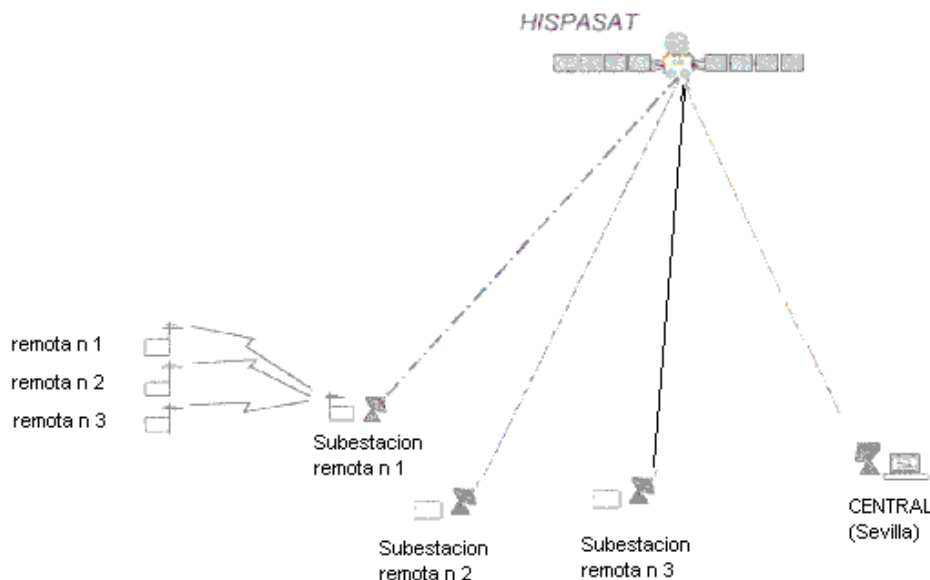


Figura 1: Esquema general del sistema (Urtelsat-TAR, 1998).

METODOLOGÍA

Con objeto de simular, a escala de laboratorio, el funcionamiento del sistema descrito anteriormente, se recogieron muestras del agua del río y se llevaron a cabo diferentes mediciones durante varios días.

De esta muestra inicial se fueron tomando distintas muestras a las que se le midió a través de una sonda paramétrica (Yellow Spring ISY 600XL) , pH , salinidad , potencial redox y cantidad de oxígeno disuelto.

Tras estas medidas se prosiguió con un filtrado de 100ml de estas muestras que se analizaron posteriormente, por espectrofotometría de absorción atómica de llama aire acetileno , se midieron las concentraciones de zinc y manganeso en disolución.

Los papeles de filtro utilizados se introdujeron en crisoles que se depositaron en una estufa a

105°C para la eliminación del agua de cada muestra. En la estufa permanecieron durante 1h.15min.. Posteriormente, se sacaron los crisoles y se dejaron secar durante 24 horas. Al transcurrir el tiempo descrito se prosiguió con la pesada de cada uno de los filtros para así determinar los sólidos en suspensión de cada muestra.

A cada muestra se le adicionó CaO ó HNO₃ (diluido al 10%) para aumentar o disminuir el pH y ver las variaciones producidas en cada uno de los parámetros medidos.

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos se recogen en las siguientes tablas (Tabla I, Tabla II):

<i>Muestra</i>	<i>pH</i>	<i>DO</i>	<i>PR</i>	<i>Salinidad</i>	<i>Zn (ppm)</i>	<i>Mn (ppm)</i>
1	6,70	7,75	-56,9	0,03	244,04	61,21
2	7,10	7,12	-71,0	0,10	213,49	60,68
3	7,50	6,43	-80,0	0,01	125,56	56,988
4	8,10	5,70	-95,6	0,02	187,41	56,46
5	8,36	5,03	-102,3	0,02	14,62	35,89
6	8,72	5,22	-112,4	1,25	16,30	36,10
7	9,18	4,44	-125,2	1,62	9,04	27,974
8	4,00	7,56	19,6	1,30	231,37	63,85
9	3,52	7,72	33,1	0,13	217,21	63,32
10	4,36	7,37	10,7	0,02	241,80	47,85
11	5,04	6,94	-8,0	0,08	214,98	44,339
12	5,62	7,32	-25,4	0,06	216,99	61,212
13	6,01	7,34	-38,3	1,24	203,31	62,267

Tabla I: Parámetros físico-químico y concentración en metales (AA llama aire-acetileno).

<i>Muestra</i>	Vol. filtrado	Peso filtro	Peso filtro + ss	SS(mg)
<i>1</i>	100ml	40,9293	40,9365	72
<i>2</i>	100ml	85,7050	85,7300	250
<i>3</i>	100ml	55,7250	55,7766	516
<i>4</i>	100ml	53,7170	53,7418	248
<i>5</i>	100ml	55,6102	55,6405	303
<i>6</i>	100ml	51,9026	52,0528	1502
<i>7</i>	100ml	55,6977	55,7987	1010
<i>8</i>	100ml	53,3320	53,3545	225
<i>9</i>	100ml	30,0803	30,1053	250
<i>10</i>	100ml	31,8506	31,8722	216
<i>11</i>	100ml	33,6506	33,6598	92
<i>12</i>	100ml	53,3637	53,3871	234
<i>13</i>	100ml	40,9002	40,9150	148

Tabla II: Sólidos en suspensión.

Al analizar los datos obtenidos de la concentración de metales con respecto al pH del agua muestreada, se observó que la concentración de metales en disolución disminuía con el aumento del pH, particularmente a partir de valores superiores a 7,5 (Fig. 1). Los metales utilizados fueron el zinc y el manganeso.

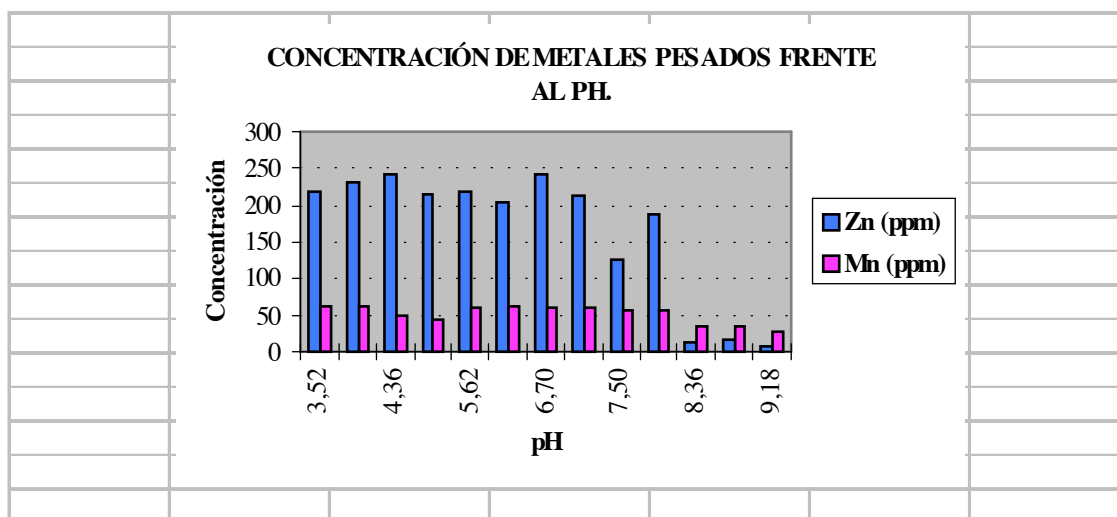


Figura 1: Evolución de la concentración de metales en función del pH.

Este aumento de pH se correspondía con una precipitación de los metales pesados, como se comprobó al determinar los pesos de los sólidos en suspensión, que fueron creciendo a medida que el pH subía (Fig. 2).

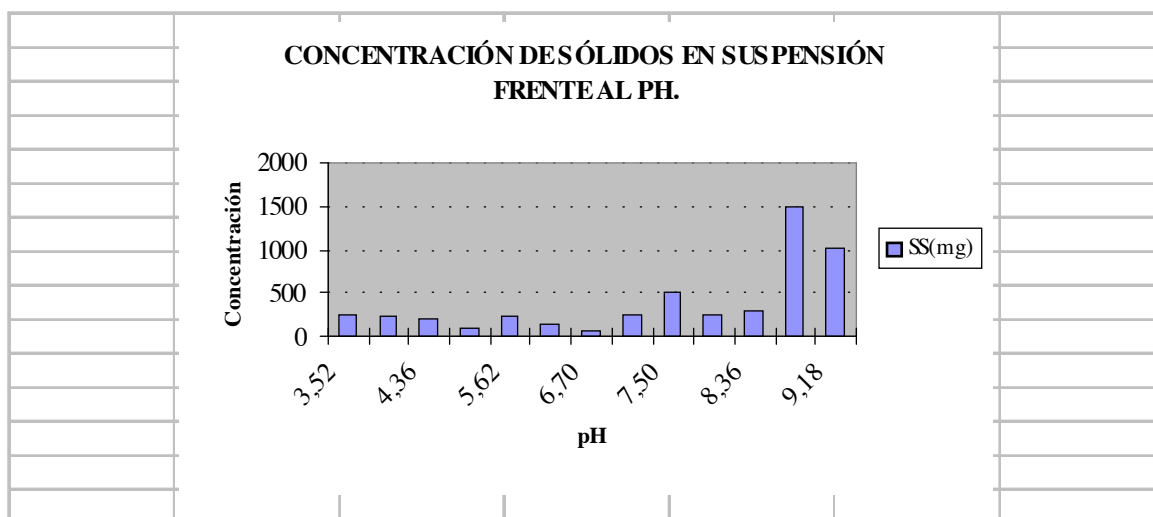


Figura 2: Evolución de los sólidos en suspensión frente a la variación del pH.

Otro parámetro analizado fue el potencial redox con respecto a la concentración de los metales pesados. Los valores de potenciales redox aumentaron con respecto a la mayor concentración de metales (Fig. 3).

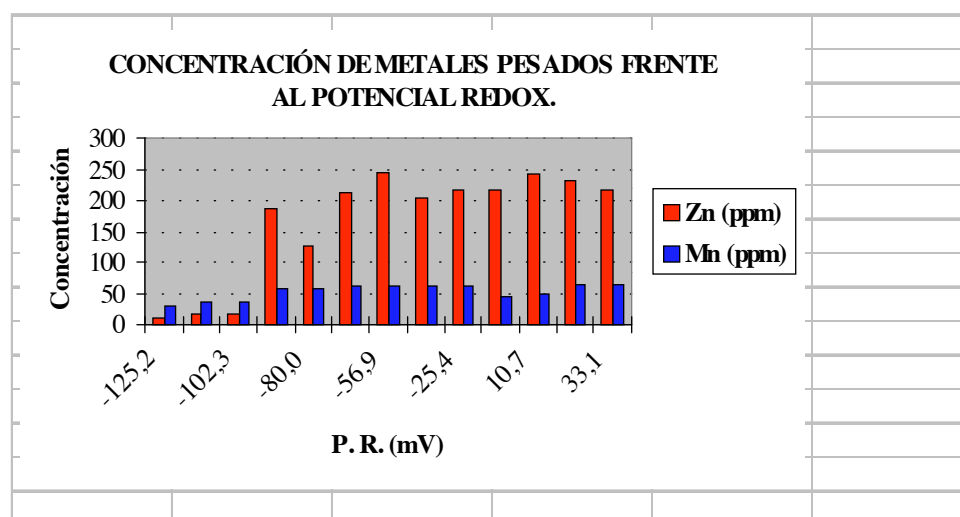


Figura 3: Evolución en la concentración de metales frente a la variación del potencial redox.

El contenido de oxígeno disuelto también aumentó de la misma forma que el potencial redox, a mayor concentración de oxígeno disuelto, más metales en disolución (Fig. 4).

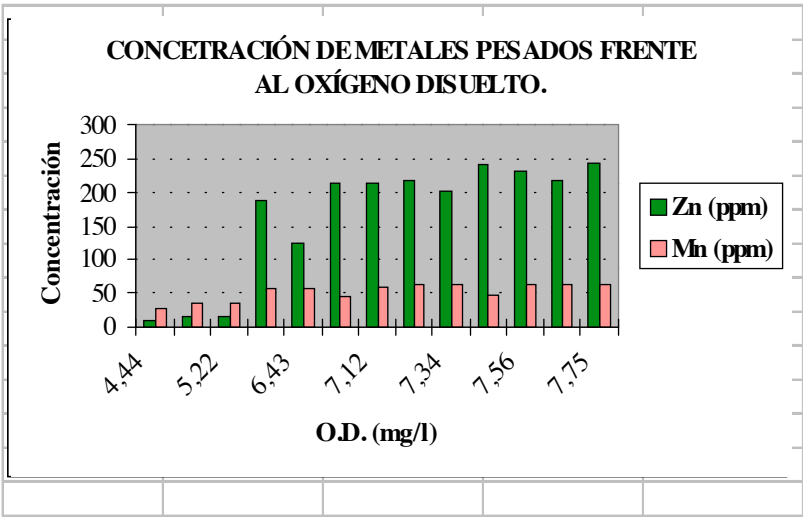


Figura 4: Evolución en la concentración de metales frente a la variación del oxígeno disuelto.

La concentración de metales pesados en disolución frente a la salinidad del medio estudiado parece mantenerse estable a la vez que los niveles de salinidad son bajos (Fig. 5).

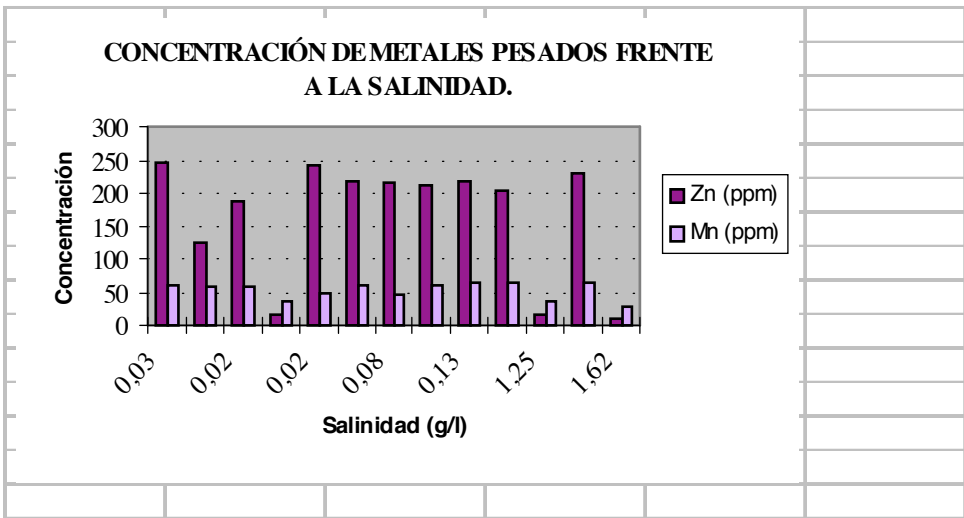


Figura 5: Evolución en la concentración de metales frente a la variación de salinidad.

CONCLUSIONES

Los resultados obtenidos a escala de laboratorio, confirman la utilidad de un sistema de toma de datos en continuo para el seguimiento de la evolución en la calidad del agua de un cauce. Parámetros como el pH, potencial redox, cantidad de oxígeno disuelto y la conductividad resultan ser muy significativos en la evaluación del estado del agua.

El pH al que precipitan los metales pesados como el zinc y el manganeso (metales usados en nuestro estudio) es alto, desde 8.36 hasta 9.2, en el rango estándar establecido para aguas (García, 1988). En este rango, el manganeso precipita en forma de MnO_2 acercándose al estándar secundario establecido (Canter, 1998). Igualmente ocurre en el caso del zinc.

La relación de estos metales con el potencial redox y con el oxígeno disuelto sigue una tendencia semejante, coincidiendo la menor concentración de zinc y manganeso con los datos más bajos de potencial redox y de oxígeno disuelto. La disminución de la cantidad de oxígeno es debido a la reacción de éste con los metales al precipitar en forma de óxidos. Así mismo, la formación de compuestos provoca ulteriores descensos en el valor del potencial redox. El oxígeno disuelto tiene el inconveniente de poder registrar variaciones puntuales, debido a factores externos, que no siempre son significativos.

Con respecto a la salinidad, no se encuentran variaciones importantes en el tramo del río estudiado, siendo los valores los normales a una zona de baja salinidad. A estos valores la concentración de los metales pesados permanecen estables en disolución. Sin embargo, deberían tomarse los datos de salinidad en distintos tramos del río como objeto de comparar las posibles variaciones que se produzcan, particularmente en la desembocadura. Al depender también la salinidad de la entrada de las mareas, no parece que sea un parámetro muy interesante para posicionar las alarmas para las actuaciones propuestas.

El Grupo T.A.R. prepara un proyecto de control en continuo, estudiando estas y otras variables. Además se está evaluando la ubicación idónea de cada estación remota, una tecnología disponible y los costes asumibles.

BIBLIOGRAFIA.

- Canter, L. (1998). Técnicas para la elaboración de los estudios de impacto . Editorial : Mc.Graw-Hill , Manual de evaluación de impacto ambiental , Madrid , 242 pp.
- García Garrido, J. (1988). Agua para la industria. Editorial . Servicio de publicaciones., Escuela politécnica de Valencia , p 18-20.
- Urtelsat-TAR, (1998). Sistema de supervisión de la cuenca alta del río Guadalete .

6.2.- FANGOS.

6.2.1.- DECANTACION NATURAL

Grupo T.A.R.

ENUNCIADO DEL PROBLEMA

Los estudios realizados en el Plan de Avenidas, nos hace presuponer que esta va a tener la importancia suficiente como para arrastrar sedimentos aguas abajo.

Dada que la limpieza de los lodos realizada no puede garantizar, que no existan aún metales pesados infiltrados, es necesario retener las partículas sedimentables que vaya arrastrando la avenida. Para ello, se propone convertir al río en un gran decantador natural mejorado, lo cual se puede conseguir potenciando la acción decantadora que el propio río ha mostrado poseer.

HIPÓTESIS DE SOLUCIÓN

Cuando ocurrió el vertido, se observó que no habían llegado los fangos tóxicos al cauce bajo del río Guadiamar. Estudiando las imágenes obtenidas por satélite en aquellos días (Foto 1), puede observarse que entre el puente de los Vaqueros y el de Don Simón se produjo una decantación natural de una gran eficacia. También puede observarse el cambio de color de marrón oscuro a naranja, indicativo de la ausencia de fangos en las zonas posteriores al puente de Don Simón.

Para mejorar suficientemente los resultados conseguidos por el río de forma natural, se avalúan los efectos conseguidos por los diferentes elementos dispuestos en el cauce, y seguidamente se diseñan los dispositivos y su ubicación para conseguir la sedimentación de los fangos que pueda arrastrar una posible avenida.

La actuación debe ser de bajo impacto sobre el entorno, siendo mínima la obra civil:

- Por los parajes donde se ubicará.
 - Por la urgencia en su ejecución.
 - Por la necesaria economía de costes.
-

El dimensionamiento debe considerar ineludiblemente dos restricciones:

1.- En cada tramo del río debe calcularse la velocidad mínima del agua que de lugar a una altura máxima del nivel que no implique riesgos de inundación de los cultivos tradicionales, o de los arrozales en la zona de Entremuros.

2.- Los dispositivos tendrán en cuenta la evacuación de los fangos decantados, para evitar que se puedan colmatar.



Foto 1: Zona comprendida entre puente Don Simón y puente Los Vaqueros.

(Imágenes publicadas por la Conserjería de Medio Ambiente Junta de Andalucía en su página Web).

METODOLOGÍA

Los distintos puntos objeto de estudio son:

1. Estudio de la topografía de la cuenca.
 2. Estudio del caudal de la posible avenida y zonas de afección.
 3. Estudio de la decantabilidad.
 4. Estudio de las distintas propuestas.
 5. Estudio de la recogida de fangos.
 6. Estudio económico y de viabilidad.
-

1.- Estudio de la cuenca

Para poder delimitar la zona de realización del proyecto, se ha llevado a cabo un estudio de la cuenca, con objeto de conocer los puntos donde la actuar. Este estudio consiste en determinar las distintas pendientes que presenta la cuenca, el tipo de suelo que posee, la erosión que sufre, y los distintos afluentes que la alimentan.

1.1.- Delimitación de la cuenca. Zona de actuación

El Guadamar nace en las estribaciones occidentales de Sierra Morena, al pie de la sierra de Aracena; atraviesa la comarca del Aljarafe y a partir de Aznalcázar se adentra por una zona de marismas, dividiéndose en varios caños, el más importante de ellos, llamado caño de Guadamar, describe un amplio arco hacia el Este y desagua en el Guadalquivir. Posee un curso de 70 Km.

Conviene indicar que el vertido se produjo en el río Agrio, afluente del Guadamar, por lo que existe un trozo de cuenca inundada de vertido que no pertenece al cauce del Guadamar.

La zona de delimitación de las actuaciones, se va a centrar en la cuenca aguas abajo del punto de vertido, es decir, la zona determinada por la balsa de vertidos y el puente de Don Simón, ya que aguas arriba del punto indicado, la cuenca no ha sufrido modificaciones, y aguas abajo del puente de «Los vaqueros», la contaminación existente está en disolución, ya que apenas existe lodo. Este tramo del cauce tiene una longitud aproximada de 40 Km.

1.2.- Pendientes existentes en la zona de actuación

La cuenca del Guadamar, presenta una pendiente media en su primer tramo hasta Gerena del 1,09%. En el tramo hasta el Agrio, la pendiente media pasa a ser del 0,53%. Desde este punto hasta la Estación de Aforo de El Guijo (E.A. N° 90) - a 58 Km. del origen - la pendiente llega a ser del 0,13 % y más abajo en el puente de Aznalcázar del 0,03%. (Datos de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir).

Por tanto, la zona de la cuenca en la que nos movemos, posee unas pendientes medias que van del 0,13% al 0,03%.

1.3.- Tipo de suelo

Se hace muy difícil recurrir a los conocimientos previos del suelo, ya que sus características han sido modificadas de una manera determinante debido a la retirada de los lodos. Actualmente no existe suelo compactado en la cuenca objeto de estudio, sino tierra removida, y los datos de arrastre y fijación que aportan el estudio de dichos suelos pueden ser, por ello, en cierta medida poco fiable.

Sería necesario realizar un estudio de campo, para comprobar el estado de las tierras de la ribera.

2.- Estudio del caudal de la posible avenida y zonas de afección

El estudio del caudal de la posible avenida se realizará en función de los datos aportados de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir de años anteriores, y del plan Doñana 2005.

Las unidades hidrológicas cuya aportación influyen en la zona delimitada como objeto de estudio son las siguientes:

- 0903 Guadamar en E.A. nº 56 (Gerena).
- 0904 Guadamar en E.A. nº 90 (EL Guijo).
- 0905 Guadamar en E.A. nº 76 (Pte Aznalcázar).
- 0906 Guadamar aguas arriba del Brazo de la Torre.
- 0907 Cripinejo o Ágrio en embalse del Ágrio.
- 0908 Arroyo de Los Frailes en embalse del Cuervo.

Teniendo como base los datos aportados por la C.H.G., que van desde 1942 hasta 1995, se obtiene como conclusión que existen periodos húmedos con aportaciones superiores a 300 Hm³/año; periodos medios, con aportaciones comprendidas entre 100 y 300; y periodos secos, cuyas aportaciones son inferiores a 100 e incluso a 50 Hm³/año en las últimas sequías.

Los datos de los dos últimos años se aproximan a los datos del año 89, que son aproximadamente 400 Hm³/año.

Con estos datos y considerando un periodo de retorno de 10 años, se obtiene un caudal máximo esperado de $1065 \text{ m}^3/\text{seg}$ y un volumen de $125,2 \text{ Hm}^3$.

La obtención de estos datos y conclusiones se encuentran indicados dentro del Plan de Emergencia de Avenidas.

3.- Estudio de decantabilidad

3.1.- Estudio de la ribera

Debido a las actuaciones de retirada de lodos en los terrenos anegados, la estructura del suelo de la cuenca ha sufrido modificaciones importantes, por lo que es necesario realizar un estudio de campo para cuantificar la situación actual.

Anteriormente eran suelos compactados e impermeables, pero actualmente han perdido su compacidad y son fácilmente arrastrables por una posible avenida.

3.2.- Ensayos de laboratorio

Para poder preveer el comportamiento de los sedimentos, se recogerán muestras del sedimento aguas arriba, por debajo de Aznalcóllar y se medirá su granulometría. Después, con un riego dirigido, se simulará el arrastre de sedimentos en pequeñas parcelas representativas de cada una de las diferentes zonas.

Con las aguas recogidas, se estudiará la sedimentabilidad en las columnas de metacrilato de dos metros(Foto 2).

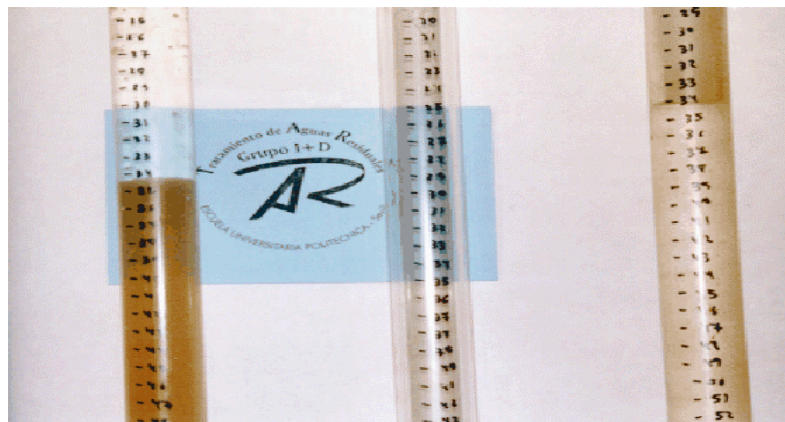


Foto 2: Estudios de sedimentabilidad en columnas de metacrilato.

Así se calculará la velocidad de sedimentación, altura de la columna de sedimentos, y otros valores necesarios para el diseño de los dispositivos sedimentadores.

El conocimiento de lo ocurrido en los tramos del río donde se produce la decantación natural y su evaluación sistemática, darán las claves para el diseño de las actuaciones de mejora de este proceso. Para ello se ha utilizado un tomamuestras de metacrilato (tal y como se explica en el apartado 6.2.2). En paralelo se han tomado patrones de comportamiento en zonas llanas, sin obstáculos especiales. Cuantificando la diferencia, se valora la eficacia de cada uno de los elementos naturales ensayados.

Los resultados obtenidos nos han llevado a diseñar las siguientes posibilidades de actuación.

4.- Estudio de las distintas alternativas

4.1.- Terrazas de sedimentación

Consiste en crear una serie de diques a lo largo del cauce del río Guadamar que remansarían el agua disminuyendo la velocidad del flujo y facilitando la decantación de los lodos. El agua pasaría de una terraza a otra por simple rebose. La recogida de fangos se haría en la base del dique. Tanto la altura como la separación y número de dichos diques estarán en función del caudal y decantabilidad de las partículas arrastradas por la posible avenida de agua, de la topografía del cauce y de la afección de los terrenos colindantes por un posible desbordamiento.

4.2.- Aumento de la longitud del cauce

Otro método para disminuir la velocidad del flujo consiste en aumentar la longitud de recorrido de la posible avenida. Para ello se construirían una serie de muros que conformarían un laberinto. La altura, inclinación y separación de dichos muros estarán en función del caudal y decantabilidad de las partículas arrastradas por la posible avenida de agua, de la topografía del cauce y de la afección de los terrenos colindantes por un posible desbordamiento.

4.3.- Potenciar el efecto venturi

Reproducir el efecto *venturi* mediante la construcción de una serie de eyectores. A la salida de éstos se produce una disminución de la velocidad del agua que aprovecharíamos para construir una trampa donde recoger los lodos que sedimenten. Esto se construiría de forma modular y se repetiría a lo largo del cauce tantas veces como sean necesarias. La altura, inclinación y números de dichos módulos estarán en función del caudal y decantabilidad de las partículas arrastradas por la posible avenida de agua, de la topografía del cauce y de la afeción de los terrenos colindantes por un posible desbordamiento.

4.4.- Diseño de actuaciones

El diseño final considerará todas las opciones citadas anteriormente de forma individual, o combinando los dispositivos, y su mejor ubicación en cada caso. También se realizará el estudio de las actuaciones conjuntas a lo largo del cauce, para optimizarlo en función de los rendimientos alcanzados por las diferentes propuestas, el coste y plazo de ejecución de las mismas.

4.5.- **Métodos de recogida de fangos**

La elección del método de autodecantación de fangos, está ligada a la recogida posterior de los mismos para evitar que se colmaten y se pierdan los efectos.

La elección del método de recogida de fangos estará en función del volumen de lodos producidos y de la propuesta de actuación seleccionada, dependiendo de la que se optimizará la forma de recoger los lodos.

Esta recogida se puede llevar a cabo mediante:

- Camiones succionadores.
- Dragas.
- Bombas de succión.
- Rasquetas.

6.- Estudio económico y de viabilidad

Una vez obtenidos todos los datos y analizadas las diferentes propuestas, se realizará un estudio de su viabilidad, eligiéndose aquél con resultados más óptimos, desde el punto de vista técnico, económico, de adaptación al terreno y de tiempo de realización.

Para conseguir un buen dimensionamiento de las actuaciones se necesita disponer de un programa de simulación de la cuenca del Guadamar. Dicho programa es propiedad del Ministerio de Medio Ambiente.

Simulando el comportamiento del río, se puede calcular en cada tramo la mayor actuación posible a aplicar de tal forma que la disminución de velocidad del agua del río no de lugar a inundaciones de los terrenos adyacentes por subida de nivel de las aguas.

No hemos podido acceder a este programa en estos meses.

BIBLIOGRAFIA

- Ministerio de Medio Ambiente. (1998). Proyecto de retirada de lodos y restauración hidrológica ambiental del dominio público hidráulico del río Guadamar. Ministerio de Medio Ambiente.
 - Ministerio de Medio Ambiente. (1998). Proyecto de control y permeabilización de la Marisma de Doñana y frente del río Guadalquivir al Brazo de la Torre y Entremuros. Documento de síntesis. Ministerio de Medio Ambiente.
 - Conserjería de Medio Ambiente.(1998). Plan de actuación contra los efectos de la rotura de la balsa de decantación de la mina ubicada en el término municipal de Aznalcollar, Sevilla, propiedad de Boliden. Junta de Andalucía.
-

6.2.2.- MEDICION DE LOS FANGOS DEPOSITADOS

Grupo T.A.R.

ENUNCIADO DEL PROBLEMA

Los tratamientos y actuaciones que se proponen en este trabajo para la zona de Entremuros deberían ser extendidos, en la medida de lo posible, a todo el cauce del río Guadamar hasta la cabecera de su cuenca. Ello facilitaría en gran medida las labores de limpieza y eliminación de los sedimentos tóxicos acumulados en el fondo de la cubeta, lo cual constituye el problema de más difícil solución de todos los generados a consecuencia del vertido.

Tal y como se detalla en otro apartado del presente trabajo, la retirada del sedimento tóxico exige de un conocimiento previo del alcance de la contaminación en cuanto a composición de las fracciones tóxicas y grado de penetración.

METODOLOGÍA

Con el objeto de visualizar los efectos mecánicos del vertido sobre el sedimento natural de la zona de Entremuros, se estableció una estrategia de muestreo consistente en la recogida de testigos de fango a lo largo de la cubeta desde el Puente de Don Simón y el Vado de los Vaqueros hasta el área adyacente al dique de defensa construido para frenar el avance del vertido (Ver Anexo Cartográfico: Mapas 15 a 18).

En cada punto se recogió un muestra de sedimento del fondo utilizando una barrena de 2 metros construida con metacrilato y, por lo tanto, transparente (Foto 1). Este diseño se basó en la necesidad de disponer de una barrena que nos permitiese, a la vez, obtener un testigo de sedimento adecuado para su transporte y posterior estudio en laboratorio, y tener la posibilidad de fotografiar dicho testigo *in situ* con el objeto de observar exactamente el nivel de acumulación de lodo tóxico sobre el suelo original.



Foto 1: Muestreo de fango con barrena de metacrilato

RESULTADOS Y DISCUSIÓN.

En la Fig. 1 se observa el perfil de profundidad obtenido al estudiar el nivel de acumulación de lodo tóxico sobre el sedimento original, a lo largo de la zona conocida como Entremuros del Guadamar.

Los resultados indican que, tras la avalancha de agua y lodo tóxicos, los elementos de grano grueso (i. e. el lodo) quedó retenido esencialmente en los primeros kilómetros de la balsa, sobre todo en aquellos lugares donde existen obstáculos que ralentizan la velocidad del agua (e. g. diques contruidos para la delimitación de parcelas destinadas a cultivos de regadíos).

La barrena utilizada en los muestreos se mostró particularmente eficaz en determinados lugares en los que la consistencia excesivamente blanda del sedimento hubiera impedido conocer el perfil vertical del suelo, una vez extraído éste para su transporte al laboratorio. En las Foto 2 puede observarse uno de los testigos de suelo y lodo recogidos *in situ*.



Foto 2: Columna de sedimento recogida con la barrena de metacrilato.

6.2.3.- MOVILIDAD DE LOS METALES EN EL SEDIMENTO

Grupo T.A.R.

INTRODUCCIÓN

Para la remediación de los sedimentos contaminados por metales pesados, es necesario conocer con exactitud sus características físicas y químicas. En este sentido, resulta útil comparar las concentraciones de metales y compuestos orgánicos existentes en sedimentos bien datados procedentes de zonas no alteradas por la contaminación, con los niveles que aparecen en sedimentos de áreas sometidas a algún tipo de impacto derivado de la actividad humana.

Nuestro estudio concierne exclusivamente a la contaminación sufrida por sedimentos aluviales localizados en el fondo de la cubeta del río Guadamar y a lo ancho de su cauce de inundación. En la bibliografía existe información acerca del contenido en metales y contaminantes orgánicos de sedimentos depositados en bahías y otras zonas costera altamente contaminadas que nos pueden ayudar a comprender la dinámica de tales elementos una vez son depositados en el suelo. En tales lugares, el impacto a medio y largo plazo de elevadas concentraciones de, por ejemplo, plomo, mercurio, cadmio, hidrocarburos aromáticos policíclicos, etc., sobre los organismos en general y el hombre en particular puede ser muy importante.

Varios factores pueden modificar la toxicidad de estos elementos en el sedimento. Los metales pesados pueden combinarse con la materia orgánica para formar compuestos organometálicos muy difíciles de eliminar (Marshall & Hubbell, 1966) y potencialmente peligrosos para la salud. Por otro lado, la aireación del sedimento, algo que ocurre por ejemplo durante las labores de dragado y limpieza de los fondos, puede provocar un descenso en el pH de agua que podría llegar a ser peligroso para la vida acuática bien directamente, o a través de la consiguiente redisolución de los metales pesados ya precipitados (Christensen, 1998). Igualmente, la clasificación granulométrica del sedimento (e.g. arcillas, limos y arenas) y su contenido en carbono orgánico indican si el sedimento es capaz de contener ciertos tipos de contaminantes y si estos contaminantes se hallan retenidos o están disponibles para ser introducidos en la red alimenticia. Por ejemplo, los hidrocarburos aromáticos policíclicos (HAPs) y la mayoría de los metales pueden formar enlaces con otros compuestos orgánicos, apareciendo con frecuencia asociados a la fracción de limo del sedimento. Otros contaminantes tales como los bifenilos policlorados (BPCs) suelen asociarse al componente de arcillas (Christensen, 1998).

Estudios realizados en el norte de Alaska muestran que los niveles máximos de acumulación de metales pesados (Cd, Cu, Hg, Zn, Pb y Ni) en sedimentos contaminados por la acción del hombre ocurren en los dos primeros centímetros del sedimento (Christensen, 1998). Resultados similares han sido obtenidos a partir de sedimentos procedentes de áreas contaminadas en el sureste de la Bahía de Hudson (Hermanson, 1993) y en otros lugares de Canadá (Lockhart et al., 1993).

En áreas situadas muy cerca de complejos industriales o en lugares sometidos a vertidos puntuales muy agudos, como en el caso que nos ocupa, la concentración de metales pesados en el sedimento puede llegar a ser muy elevada. Sin embargo, la mayor parte de los metales se concentran en los primeros centímetros del sedimento (Tuncer et al., 1993).

La oxidación de azufre, hierro y nitrógeno puede llevar a la producción de iones H^+ , lo que genera condiciones de pH ácido que pueden provocar una redisolución de muchos de los metales disueltos. Esto es particularmente relevante durante las labores de dragado para la eliminación de sedimentos anaerobios contaminados en puertos y otras instalaciones litorales. Esto justifica, en el caso del Guadamar, un vaciado completo de la zona de Entremuros previamente a la limpieza del fondo contaminado. Una vez los sedimentos queden expuestos, sería esencial conocer en qué estado y a qué concentraciones se encuentran los metales pesados.

Los métodos de Extracción Selectiva Secuencial para la determinación de las diferentes fases metálicas del sedimento están bien ilustrados en la bibliografía (Rule & Alden III, 1996) y podrían ser utilizados con facilidad a la hora de conocer el alcance de la contaminación generada por el vertido procedente de las minas de Aznalcóllar.

PROPUESTAS DE ACTUACIÓN

Dado que la reentrada de elementos metálicos desde la columna de agua afecta a la distribución de fases metálicas en el sedimento, a la biodisponibilidad de los metales e incluso a la toxicidad del componente metálico nativo del sedimento, se propone el vaciado del agua tóxica en aquellos lugares donde aún exista (i.e. Entremuros) con anterioridad a la retirada del sedimento tóxico. En el resto del curso del río, las labores de retirada del sedimento afectado deberían hacerse de la forma menos traumática posible para evitar una excesiva remoción de la lámina de agua y, consiguientemente, del lodo.

Para conocer el alcance de la contaminación en el sedimento (Foto 1), los métodos de extracción secuencial aplicados en laboratorio con testigos de fango recogidos en las zonas afectadas resultarían adecuados.



Foto 1: Depósito de fangos tóxicos.

Estos métodos son útiles, además, para predecir los niveles de toxicidad del sedimento acumulado en el fondo del cauce para los organismos acuáticos.

BIBLIOGRAFIA

- Christensen, E. R. (1998). Metals, acid-volatile sulfides, organics, and particle distributions of contaminated sediments. Wat. Sci. Tech., Vol. 37 (6-7), pp. 149-156.
 - Hermanson, M. H. (1993). Historical accumulation of atmospherically derived pollutant trace metals in the arctic as measured in dated sediment cores. Wat. Sci. Tech., Vol. 28 (8-9), pp. 33-41.
 - Lockhart, W. L.; Wilkinson, P.; Billeck, B. N.; Brunskill, G. J.; Hunt, R. V.; Wagemann, R. (1993). Polycyclic aromatic hydrocarbons and mercury in sediments from two isolated lakes in central and northern Canada. Wat. Sci. Tech., Vol. 28 (8-9), pp. 43-52.
 - Marshall, M.; Hubbell, J. W. (1966). Iron removal facilities. J. American Water Works Association, Vol. 58, pp. 591-594.
 - Rule, J. H.; Alden III, R. W. (1996). Interactions of Cd and Cu in anaerobic estuarine sediments. 1. Partitioning in geochemical fractions of sediments. Environ. Toxicol. Chem., Vol. 15 (4), pp. 460-465.
 - Tuncer, G. T.; Tuncel, S. G.; Tuncel, G.; Balkas, T. I. (1993). Metal pollution in the Golden Horn, Turkey: contribution of natural and anthropogenic components since 1913. Wat. Sci. Tech., Vol. 28 (8-9), pp. 59-64.
-

6.2.4.- ESTABILIZACION DE SUELOS Y DISMINUCION DE POLVO

Grupo T.A.R.

PROBLEMÁTICA DE LOS LODOS

Dada la gran cantidad de lodos tóxicos depositados en la llanura de inundación del río Guadiamar (Ver Anexo Cartográfico: Mapa 5) y la elevada toxicidad que presentan los lixiviados y aguas de escorrentía se ha considerado imprescindible su tratamiento.

Los lodos, una vez secos, se convierten por fricción mecánica (paso de vehículos y máquinas) se convierten en un fino polvo no sedimentable. El tamaño de sus partículas es del orden de 5 micras y pasan a la columna de aire con facilidad que, dada la toxicidad que presentan, se considera peligroso.

Se ha preparado una solución alternativa por si la retirada de lodos no hubiera podido finalizar en su momento, o por si no alcanza los niveles de calidad suficientes para evitar lixiviados concentrados en metales.

HIPÓTESIS DE SOLUCIÓN

Se propone la estabilización de suelos mediante un aumento de pH, precipitando los metales tóxicos y consiguiendo una disminución de la actividad bacteriana de modo que disminuyen los niveles de oxidación de sulfuros a sulfatos, que son mucho más volátiles, creando una gran contaminación atmosférica. En caso de avenidas, los metales precipitados serían más difícilmente lixiviados.

METODOLOGIA

En la disminución de polvo se ha utilizado cloruro cálcico - Cl_2Ca - después de un baldeo, que mantiene la humedad del suelo superficial del suelo tóxico, reteniendo el polvo que pueda desprenderse del suelo.

La subida de pH se realiza añadiendo hidróxido cálcico - $\text{Ca}(\text{OH})_2$ -, en distintas proporciones. Se ensayaron otros reactivos básicos sin mejores resultados. Este método lo ha empleado LIPASAM para el albero.

Se ha efectuado un ensayo simulando las condiciones más parecidas al entorno original en una capa de 10 cm de tierra madre original cubierta de otra capa de 8 cm de lodo tóxico extraídos a 5 Km de la mina siguiendo el cauce del río. Se les realizan diferentes pruebas, en cuatro cubetas de una superficie de $32 * 23,5 \text{ cm}^2$. A continuación se describen los ensayos realizados en cada cubeta: (Foto. 1).

Cubeta n° 1: Únicamente se le añade agua. Se pretende saber la evolución propia de los lodos sin tratamientos, y tener un patrón de referencia. Para ello se ha utilizado agua de la red ya que comprobamos que su pH (7,4) era óptimo para el ensayo.

Cubeta n° 2: Se añade $\text{Ca}(\text{OH})_2$ a razón de 40g diarios. La finalidad es conseguir subir el pH hasta estabilizarlo en pH 7. Se han requerido en total, hasta lograr un pH 7 estabilizado, $5,319 \text{ kg/m}^2$ de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ con una pureza del 26%.

Cubeta n° 3: Se han añadido $0,8 \text{ kg/m}^2$ de Cl_2Ca , lo que equivale a $0,06016 \text{ g}$ de Cl_2Ca por cubeta.

Cubeta n° 4: Se aplica conjuntamente los ensayos de las cubetas 2 y 3, a fin de determinar posibles sinergismos en ambos tratamientos.

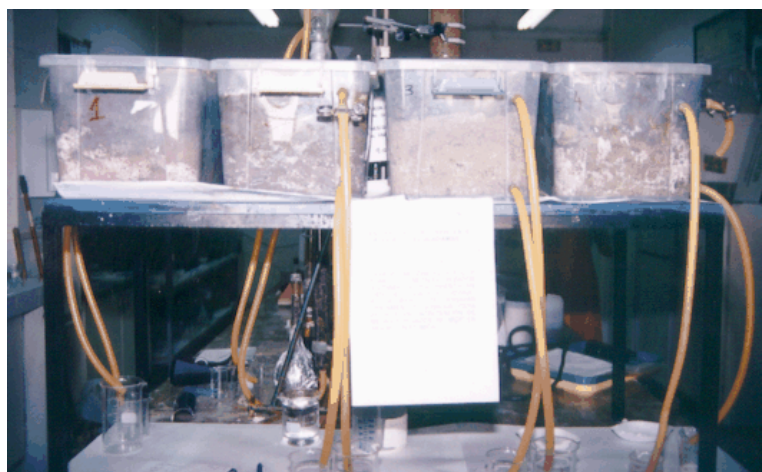
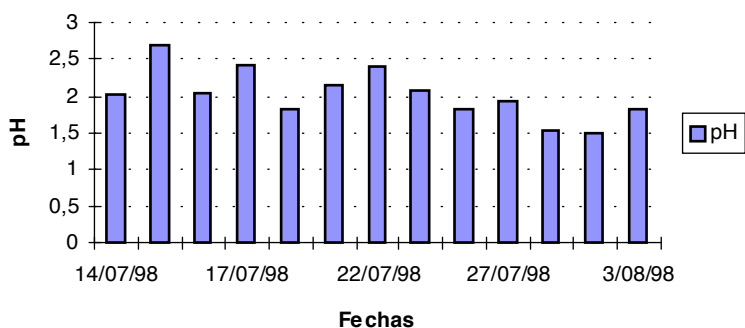


Foto. 1: Cubetas de experimentación

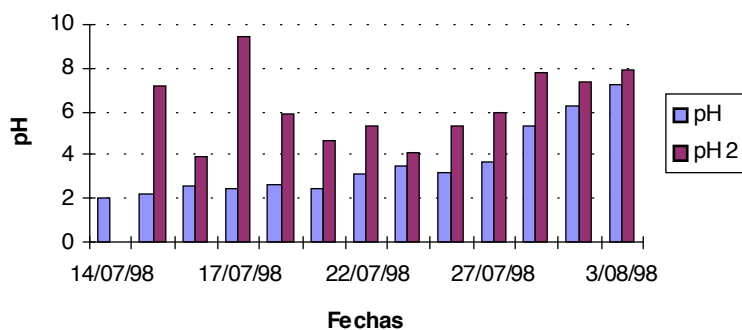
RESULTADOS Y DISCUSIÓN

EVOLUCIÓN DE pH: CUBETA 1

**Figura 1:** Evolución del pH en la cubeta de referencia.

(Fig.1). En éste gráfico se aprecia que el pH no ha sufrido una gran variación, sólo se le añadió agua el día 15, donde se aprecia una pequeña subida de pH.

EVOLUCIÓN DE pH: CUBETA 2

**Figura 2:** Evolución del pH con el tratamiento de hidróxido cálcico.

Las barras de color azul (Fig 2) nos indican la medida de pH antes de añadir $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y las barras de oscuro la medida de pH 1 hora después de haberle echado $\text{Ca}(\text{OH})_2$. Los primeros días el pH subía a valores óptimos, habiendo pasado 2 horas el pH alcanzaba unos valores menores a 3. A partir del día 27/7 se consigue estabilizar sobre 7.

EVOLUCIÓN DE pH: CUBETA 3

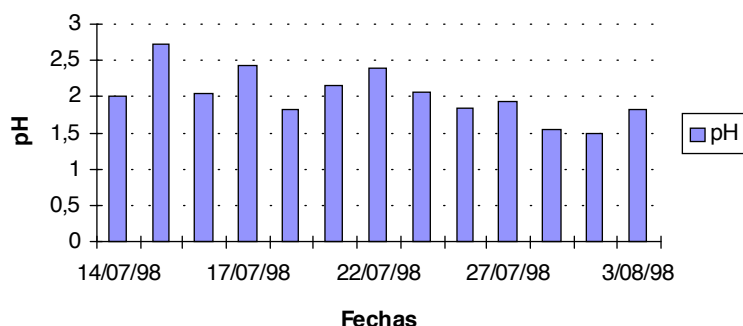


Figura 3: Evolución del pH con el tratamiento de cloruro cálcico.

Esta figura (Fig.3) nos muestra que su pH sube en los primeros días y a partir del 23/7 vuelve a bajar. No ha mantenido un pH estable pero sí un poco más alto que la cubeta n°1. A la cubeta que representa ésta figura se le ha añadido Cl_2Ca ($0,8 \text{ kg/m}^2$)

EVOLUCIÓN DE pH: CUBETA 4

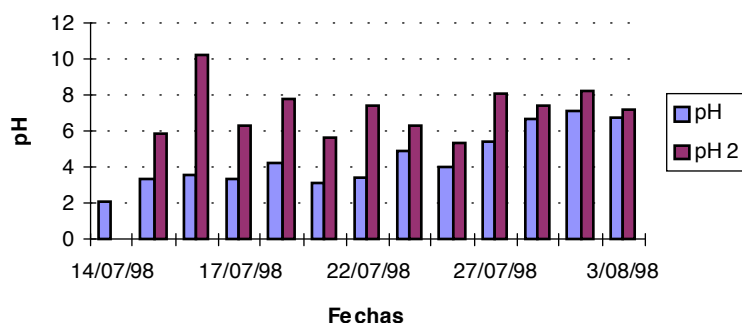


Figura 4: Evolución del pH con el tratamiento de cloruro cálcico e hidróxido cálcico.

Al igual que en la cubeta n°2 las barras de color azul (Fig 4) nos indica el pH antes de echarle Cl_2Ca y $\text{Ca}(\text{OH})_2$ y las barras de oscuro nos indica el pH después de habérselo echado.

Ésta cubeta es la que ha dado mejor resultado, se ha añadido los dos productos conjuntamente, y es ésta en la que el pH mejor se estabiliza. Una vez que se ha añadido, 1 hora después el pH baja pero sobre 4, mientras que en la cubeta n°2 el pH bajaba sobre 3.



Foto 2: Control del pH en las cubetas de experimentación.

Los lixiviados (aguas que filtran al interior de los lodos) fueron recogidos a 3 cm de profundidad de los lodos, debido a que éstos presentaban una muy alta impermeabilidad que impedía la salida de lixiviados por una abertura al fondo de la cubeta.

En escorrentía (aguas recogidas sobre la superficie) la muestra ha sido recogida de la capa superficial de los lodos en la cubeta.

Para efectuar estos ensayos se ha simulado una precipitación de $47,8 \text{ l/m}^2$. A continuación se muestra tablas con los resultados de concentraciones de metales pesados como Cd, Mn, Fe, Cr y Zn en las aguas de lixiviado y escorrentía, obtenidas mediante espectrofotometría de absorción atómica (llama aire acetileno).

Debido a las condiciones de ensayo, los datos de escorrentía superficial deben ser tomados con mayor cautela, ya que su obtención depende de la potencia del difusor con el que se riega que hace variar la fuerza con que se arrastra la capa superficial del suelo.

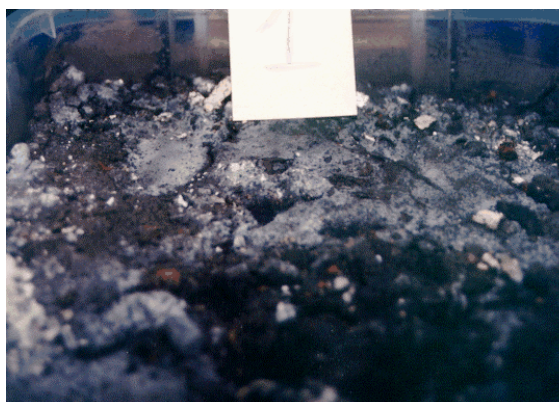


Foto 1: Cubeta nº 1

Las concentraciones medidas se presentan en las siguientes tablas:

<i>Metales</i>	<i>Concentración en escorrentía(ppm)</i>	<i>Concentración en Lixiviado (ppm)</i>
<i>Cd</i>	2,962	2,8102
<i>Mn</i>	80,216	98,706
<i>Fe</i>	2.282,561	2.453,776
<i>Cr</i>	NO DETECTADO	NO DETECTADO
<i>Zn</i>	1.013,76	1.202,42

Tabla I:. Concentración de metales en las aguas de escorrentía y lixiviado para la cubeta de referencia.

En la Tabla I se puede apreciar que, para la cubeta de referencia (Foto 1), al no estar los lodos tratados, se obtienen unos valores más altos si los comparamos con las demás cubetas. Los valores de Cd, Mn y Fe superan los valores límites establecidos por la legislación vigente.



Foto 2: Cubeta nº 2

<i>Metales</i>	<i>Experiencia 1 (cubeta referencia)</i>		<i>Experiencia 2 (cubeta 2)</i>	
	Escorrentía	Lixiviado	Escorrentía	Lixiviado
<i>Cd</i>	2,692	2,810	4,754	0,353
<i>Mn</i>	80,216	98,706	150,415	5,753
<i>Fe</i>	2.282,561	2.453,776	62,673	0,477
<i>Cr</i>			No Detectado	No Detectado
<i>Zn</i>	1.013,76	1.202,420	2.164,48	41,24

Tabla II:. Concentración de metales en las aguas de escorrentía y lixiviado para la cubeta de referencia y para la nº 2.

En la Tabla II se distingue la bajada de concentraciones (Foto 2), especialmente el Fe, también se produce una notable bajada en Cd, Mn y Zn pero sólo en lixiviados, aunque estos tres siguen manteniéndose fuera de los límites máximos permitidos (Fe=2, Cd=0,1, Mn=2 y Zn=3). Esto nos demuestra que el tratamiento de $\text{Ca}(\text{OH})_2$ ha sido efectivo.



Foto 3: Cubeta nº 3

<i>Metales</i>	<i>Concentración en escorrentía(ppm)</i>	<i>Concentración en Lixiviado (ppm)</i>
<i>Cd</i>	3,113	1,784
<i>Mn</i>	139,861	31,772
<i>Fe</i>	83,629	759,550
<i>Cr</i>	NO DETECTADO	NO DETECTADO
<i>Zn</i>	1.031,37	446,72

Tabla III:. Concentración de metales en las aguas de escorrentía y lixiviado para la cubeta nº 3.

En la Tabla III las concentraciones de Cd, Mn y Zn han bajado en lixiviados (Foto 3). En Fe baja bastante mientras que en escorrentía no disminuyen. Esta cubeta tratada con Cl_2Ca no es tan eficaz como la cubeta nº2. Se sigue teniendo unas concentraciones excesivas con respecto a la ley (Cd=0,1, Mn=2, Fe=2, Zn=3).

No pueden esperarse mejores resultados porque la eficacia demostrada del Cl_2Ca es como tratamiento antipolvo y el pH no sube de 3, por lo que los metales no precipitan.

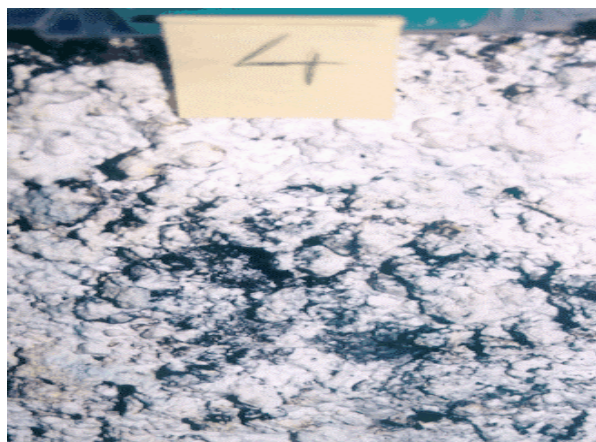


Foto 4: Cubeta nº 4

<i>Metales</i>	<i>Concentración en escorrentía(ppm)</i>	<i>Concentración en Lixiviado (ppm)</i>
<i>Cd</i>	1,447	0,08
<i>Mn</i>	106,621	145,666
<i>Fe</i>	0,876	100,616
<i>Cr</i>	NO DETECTADO	NO DETECTADO
<i>Zn</i>	217,84	1.591,89

Tabla IV: Concentración de metales en las aguas de escorrentía y lixiviado para la cubeta nº 4.

En la Tabla IV ha disminuido eficazmente el Cd y el Fe (sólo en escorrentía). El Zn no bajó tanto. El Mn y el Zn mantienen altas concentraciones. También se han obtenido buenos resultados dado al eficaz tratamiento del Cl_2Ca y el $\text{Ca}(\text{OH})_2$ conjuntamente. Hay que tener en cuenta que se obtienen concentraciones muy altas (excepto en el Cr que su concentración no ha sido detectada), tanto en escorrentía como en lixiviados debido a que los lodos están compuestos en su mayoría por precipitados de metales pesados (Foto 4).

No se han obtenido resultados acordes con la cubeta nº 2, como podía esperarse del pH cercano a la neutralidad, seguramente el efecto del ión Cl^- ha evitado la estabilización de los metales pesados.

Los datos de valores límites permitidos han sido recogidos según la Ley 29/1985, de 2 de Agosto, de Aguas, Anexo al Título IV.

Como observación se puede decir que los lodos presentan una alta impermeabilidad, cuando están exentos de humedad, una gran dureza. Cuando obtuvimos el primer dato de pH estos presentaban una alta acidez que ha dificultado su estabilización.

Cada cubeta ha tenido un tratamiento diferente, por lo tanto también se distinguen diferentes tonalidades en las superficies de éstos lodos; es debido a las diferentes reacciones que en ellas se ha producido (fotografías 1, 2, 3 y 4).

Cubeta 1 (Foto 1): No se aprecia ningún otro color diferente al que presentaba desde el principio.

Cubeta 2 (Foto 2): Tonalidades naranja, amarilla y rojiza.

Cubeta 3 (Foto 3): Los lodos tomaron color rojo.

Cubeta 4 (Foto 4): Muestra escasas tonalidades celestes y verdes claros casi imperceptibles.

Todos estos colores ponen de manifiesto la presencia de azufre y sulfatos metálicos.

CONCLUSIÓN

Para estabilizar los metales pesados la subida de pH con $\text{Ca}(\text{OH})_2$ da los mejores resultados. Por ello se propone subir el pH a 7 con hidróxido cálcico y adicionar Cl_2CA sólo en casos puntuales para evitar subidas de metales pesados en las emisiones a la atmósfera por efecto del polvo.

Bibliografía

- Centro de Análisis de Aguas (1991): Reglamento de la ley de Aguas. Murcia.

6.2.5.- RECUPERACION BIOLOGICA DEL SUELO

Grupo T.A.R.

ENUNCIADO DEL PROBLEMA

La vegetación que crece de forma natural en los márgenes de los ríos tiene una vital importancia:

- ↳ Fija y estabiliza las orillas: actuando como barrera frente a la acción erosiva de las aguas y minimizando los efectos de las avenidas.
- ↳ Depura las aguas: reteniendo contaminantes en suspensión (barrera física) y la acción de ciertas especies vegetales que son capaces de eliminar contaminantes en disolución de las aguas (barrera biológica), evita que éstos pasen a otros tramos, otros ríos e incluso al mar.
- ↳ Area recreativa: se genera un espacio que permite el uso y disfrute de la población.
- ↳ Ecosistema ribereño: presenta una gran biodiversidad con relación a la superficie que ocupa, en él se desarrollan especies típicas de estas zonas y de gran importancia para mantener el equilibrio natural de las cuencas fluviales.

La pérdida de este sistema por parte del río Guadamar, debida al suceso del vertido tóxico implica graves consecuencias ecológicas y económicas. Debe actuarse urgentemente ya que el problema se incrementa por la llegada de las próximas lluvias. La cuenca del Guadamar, se caracteriza por un aumento de caudal muy importante en la época de lluvias, siendo en verano visiblemente muy inferior.

Esta avenida, puede verse amortiguada gracias a la vegetación de los márgenes y del propio cauce. Actuarían como una barrera al agua, que iría perdiendo velocidad, facilitando la decantación de los contaminantes de mayor tamaño. También, podrían eliminarse aquellas sustancias tóxicas (como los metales pesados) que se encuentran en disolución en las aguas plantando especies vegetales que las absorban.

Una de las grandes ventajas de la vegetación propia de estas zonas es su gran poder de regeneración y buen crecimiento. Debe de considerarse que el suelo sobre el cual se realizarían las plantaciones debe reunir las condiciones mínimas, por lo que sería interesante un “pretratamiento” del mismo.

Por todo ello, otra de las tareas esenciales que han de ser acometidas a medio plazo para corregir los efectos del vertido en la biota y el paisaje del río Guadamar, es la restauración de sus orillas de forma que una vez concluidas las acciones propuestas la zona presente un aspecto similar al existente en este entorno antes de la rotura de la balsa en la mina.

El proyecto se acomete con el propósito de obtener una cubierta vegetal, una vez concluida totalmente la retirada de los lodos tóxicos.

Tras esta limpieza quedaría un sustrato de tierra removida y aireada, rico en metales pesados como el cadmio, cobre, níquel, plomo, cinc, mercurio cromo, etc.

Las acciones que se describen en este apartado han sido recogidas en el Plan Integral de Restauración Hidrológico de la Cuenca, a desarrollar en un plazo medio de tiempo.

Estas medidas han de ser realizadas con carácter de urgencia dado el inminente inicio del periodo de lluvias, que traería consigo un arrastre de terreno que dificultaría las labores sobre la zona.

HIPÓTESIS DE SOLUCIÓN.

La solución adoptada para poder cumplir estos objetivos previstos es la aplicación de compost, como aporte de materia orgánica y entramado para circulación del agua y entrada del aire ofreciendo mejoras físicas, químicas y biológicas al suelo.

Físicas.

Da cuerpo a la tierra y fija el suelo, evitando la erosión por escorrentía superficial, propiedad muy interesante en este caso ante el cercano inicio de la temporada de las lluvias, en otoño.

Contribuye a mitigar el fenómeno de la contaminación de las aguas subterráneas, estableciendo una interfase que las protege.

Mejora la aireación de las raíces, característica muy conveniente porque en este caso se hace necesario un rápido enraizamiento del cultivo elegido.

Aumenta el poder retentivo del agua.

Regula la permeabilidad de los suelos.

Químicas.

Mejora de la asimilabilidad de los abonos minerales.

Proporciona gas carbónico, que solubiliza los minerales, y ayuda a retener metales.

Biológicas.

Revitaliza el suelo, que estará muy castigado tras las tareas de limpieza.

Aumenta la actividad de los microorganismos en el suelo.

Aumenta la resistencia a enfermedades y a agentes atmosféricos.

Las características específicas del terreno existente proporcionan las pautas para la elección del tipo de *compost* a utilizar, así como el cultivo a implantar para la recuperación del suelo.

Previamente a la utilización del *compost* se ha estudiado la posibilidad de tratar el terreno con enmienda cálcica, porque al tratarse de un suelo con altas concentraciones de metales procedentes de minería, es necesario estabilizar el suelo a pH próximo a 7.

La solución del aporte de enmienda cálcica parece la más apropiada, por la sencillez y rapidez en su aplicación, y encuadra muy bien con la estrategia general del problema de la recuperación, ya que para estabilizar los metales antes de la recogida de fangos lo debíamos aplicar (ver apartado 6.2.4).

METODOLOGÍA PROPUESTA.

1.- Elección del cultivo recuperador.

Para la recuperación del entorno se utilizarán especies autóctonas, similares a las que compondrían la cubierta original en la zona, provenientes de distribuidoras de semillas e invernaderos de los alrededores, fácilmente adaptables al lugar de destino, intentando que la zona vuelva a ser como antes de la fuga.

Para conseguir este objetivo a largo plazo, antes hay que crear una cubierta vegetal, que acondicione el terreno y lo fije, mejorando su estado actual, y en previsión de posibles lluvias.

Para ello se propone introducir especies herbáceas, cuyo cometido inicial sería crear una capa de suelo fértil, de la que ha sido desprovista toda la zona sometida a las labores de limpieza. Estas herbáceas se han de implantar inmediatamente después de haber extendido el *compost*. Estas medidas se han de emprender con la mayor celeridad posible.

Además de conseguir evitar una erosión de la zona y consiguiente arrastre de terreno contaminado, estas medidas emprendidas irán proporcionando, en un periodo de tiempo de dos o tres años, sustrato suficiente como para establecer más tarde especies fitorrecuperadoras que eliminen los metales pesados existentes, tales como la *Typha*, *Equisetum*, musgos del tipo *Sphagnum* o microorganismos con gran número de individuos como Algae, protozoos y bacterias que absorben ciertas sustancias contaminantes para obtener energía y alimentos en su ciclo vital.

Se plantean diversas alternativas al decidir qué especies herbáceas serán utilizadas.

Nos basamos para su elección en criterios de rusticidad y resistencia a la sequía, fijando como objetivo crear una pradera

Esta pradera temporal dejaría el suelo con una estructura mas fina, gránulos de tierra también mas finos y una importante aportación de materia orgánica (de 4 a 10 tn/Ha y año) perfectamente repartida, siendo por tanto el medio más eficaz para mejorar el nivel de fertilidad de un suelo, que cumpliría los objetivos fijados a medio y largo plazo. Además, al quedar el suelo durante varios años sin efectuar labores de cultivo, la mineralización del humus estabilizado es mínima.

La erosión, sin duda, sería mínima, por lo que éste sería el mejor medio para inmovilizar los contaminantes en la zona, evitando así su dispersión o traslado a otras áreas no contaminadas.

Para la preparación del terreno se efectuaran en primer lugar la aportación de enmienda cálcica al terreno, hasta alcanzar los niveles de pH mínimo 5,5 o 6, siendo preferible llegar a niveles más próximos al 7. Éstas enmiendas se realizarán mediante aporte de caliza, o bien con aporte de cal viva.

Tomando sólo como referencia los valores de pH sobre el terreno, y según los datos aportados por Tamés (Urbano Terrón, 1995), para una profundidad aproximada de 15 cm., las cantidades de caliza o cal viva son las siguientes (Tabla I):

	<i>CALIZA</i>		<i>CAL VIVA</i>	
<i>Valores de pH alcanzados</i>	4.5-5.5	5.5-6.5	4.5-5.5	5.5-6.5
<i>Arenoso</i>	1 500	2 250	850	1 250
<i>Franco</i>	2000	3000	1 100	1700
<i>Limoso</i>	2750	3750	1600	2100
<i>Arcilloso</i>	3500	4250	2000	2400

Tabla I: Enmienda caliza.

Posteriormente a la aplicación se efectuaría un pase de grada para favorecer una buena homogeneización de la enmienda en el suelo, así como para facilitar las reacciones de neutralización.

A los veinte días aproximadamente se comenzaría la distribución del compost, a razón de 40tn/Ha, efectuándose posteriormente un alzado del terreno a unos 25-30 cm. de profundidad, y una labor de escarificado y gradeo, finalizando con un pase de rulo de modo que dejemos la superficie lo más llana y fina posible.

Debido a las fechas de estas labores, de septiembre a octubre, momento en el que el suelo se encuentra con el mayor déficit hídrico del año, se llevaran a cabo uno o varios riegos hasta llevar el lecho de siembra a “tempero”, de modo que podamos garantizar la germinación y desarrollo en las primeras etapas, hasta la llegada de las primeras lluvias.

La siembra se efectuará con una sembradora voleo o, en su defecto, de chorrillo, si el tamaño de la semilla lo permite, procurando alcanzar la mayor uniformidad.

Después de la siembra se dará un pase de rulo para el caso de ser necesaria la compactación del terreno.

En cuanto a las dosis de abonado, para una pradera serían necesarios unos 30 kg./ha de N, 90 Kg/Ha de P_2O_5 y 90 Kg./Ha de K_2O . Estas cantidades se ven cubiertas prácticamente en su totalidad con la aportación del compost.

La cantidad de terreno a plantar se estima que es de 2.620 Ha aproximadamente.

2.- Elección del tipo de *compost*.

El tipo de *compost* a utilizar dependerá, además de las características del terreno, del tipo de plantas destinadas a la reforestación.

Según esto, el tipo de *compost* a utilizar será uno curado, que es un *compost* maduro, sometido a un largo proceso de humidificación,

También se ha de tener en cuenta la gran cantidad que se va a requerir de manera inmediata, para prever una fácil obtención y transporte.

Por todo ello se ha elegido un compost de planta de tratamiento de aguas urbanas, perteneciente a la Empresa Municipal de Aguas de Sevilla, E.M.A.S.E.S.A.

Para la siembra de cubierta vegetal se buscan plantas que cumplen las condiciones de rápido arraigo e importante sistema radicular, así como resistencia a condiciones de suelo adversas, imprescindibles en este proyecto.

Las especies seleccionadas para establecer la cubierta vegetal son diversas, dependiendo de este criterio de la heterogeneidad de la zona, y debiendo efectuar en cada caso la elección más oportuna.

Dividimos las opciones en tres grupos:

- Gramíneas:

-Agropiro (*Agropyrum repens*): especie muy adaptada a suelos pobres, de clima seco y muy rústica.

-Bromo (*Bromus inermis*): es perenne y bastante resistente.

-Festuca (*Festuca elatior*): es muy apta para zonas de sequías frecuentes, siendo el cultivar *aremolinacea* muy adaptada en zonas sometidas a alta salinidad y la variedad *pratensis* en áreas de exceso de humedad y encharcamiento. En contrapartida, su establecimiento es difícil, exigiendo una preparación del terreno más esmerada.

-Dactilo (*Dactylis glomerata*): presenta un sistema radicular perenne, tolerante tanto a la acidez como a la alcalinidad, aunque su germinación es lenta y delicada.

En gramíneas, la dosis serán de 4 Kg./ha para el *dactilo*, *raygrass*, 7 kg./Ha para la *festuca*, siendo las dosis del *bromo* y *agropiro* de unos 6-7 Kg/Ha.

- Leguminosas:

-Trébol (*Trifolium subterraneum*) .utilizaremos variedades tempranas o semitempranas, para asegurar así su rebrote. En zonas de fácil encharcamiento la variedad *yarloop* es la más indicada. En el resto, por tratarse de terrenos pobres, se usara *trébol rosa* (*Trifolium hirtium*) o *Trébol glomeratum*.

-Trébol rosa (*Trifolium fragiterum*): variedad resistente a zonas de alta salinidad y frecuentes encharcamientos temporales.

La dosis de siembra seria de 1.5kg/ha de trébol aprox.

-Praderas mixtas: con ellas pretendemos asegurar el suministro de nitrógeno a la gramínea por parte de la leguminosa.

Para suelos de escasa fertilidad implantaremos *Lolium rigidum* y *raygrass-winnemera* o *Festuca*. La siembra del trébol, dado su pequeño tamaño, se hará conjuntamente con 50kg. de arena en la sembradora a voleo facilitando así su mejor uniformidad.

También se consigue una buena uniformidad de siembra empleando semilla peletizada por avión.

3.- Estudio económico.

La valoración económica se realizará por hectárea, ya que el número de hectáreas totales a recuperar no se sabrá con precisión hasta la finalización de las tareas de limpieza.

COSTES DIRECTOS			
Piedra caliza (4tn/Ha)		2.200 pts/Ha	
Transporte cantera-Guadiamar (95 pts/tn)		380 pts/Ha	
Distribuidor de piedra:			
		Tractor de 95 CV	2.516 pts/h
		Remolque distribuidor	244 pts/h
		tractorista	630 pts/h
TOTAL	3.710 pts/h x 0.75 h	2.378 pts/Ha	
Pase de grada:			
		Tractor de 90 CV	2.396 pts/h
		Grada de 24 discos	
		de 26"	295 pts/h
		tractorista	630 pts/h
TOTAL	3.321 pts/h x 1.10 h	3.654 pts/Ha	
Compost (40 tn/Ha) a 1.300 pts/tn		52.000 pts/Ha	
Reparto del compost:			
		Tractor de 95 CV	2.516 pts/h
		Remolque distribuidor	243 pts/h
		tractorista	630 pts/h
TOTAL	3.389 pts/h x 3.00 h	10.167 pts/Ha	
Alzado:			
		Tractor de 90 CV	2.396 pts/h
		Trisurco vertedera	243 pts/h
		tractorista	630 pts/h
TOTAL	3.269 pts/h x 4.00 h	13.076 pts/Ha	

COSTES DIRECTOS (Continuación)

Cosecho con escarificador chisel ligero:

Tractor de 55 CV	1.573 pts/h
Escarificador	236 pts/h
Tractorista	630 pts/h

TOTAL 2.439 pts/h x 1.00 h

2.439 pts/Ha

Pase de rulo:

Tractor de 55 CV	1.573 pts/h
Rulo	185 pts/h
Tractorista	630 pts/h

TOTAL 2.388 pts/h x 0.40 h

956 pts/Ha

Siembra:

Tractor de 55 CV	1.573 pts/h
Sembradora	264 pts/h
Tractorista	630 pts/h

TOTAL 2.467 pts/h x 0.90 h

2.220 pts/Ha

Pase de rulo

979 pts/Ha

Dos riegos

18.000 pts/Ha

45 H de peón por Ha

28.350 pts/Ha

COSTES INDIRECTOS

Como personal fijo hay un tractorista cuyo sueldo ya va incluido en los costes directos. Por responsabilidad en funciones del encargado, consideramos que recibe una gratificación de 16.667 ptas mensuales

4.300 pts /Ha

Seguros de accidente del personal

4.500 pts /Ha

Agua, luz, imprevistos

1.100 pts /Ha

Dirección y administración

6.571 pts /Ha

No se ha incluido el coste de las semillas del tipo de especie herbácea a plantar, porque habría que decidir sobre el terreno qué especie es la más adecuada a cada tramo de la ribera, según las características del suelo existente.

El coste unitario por hectárea es de 154.913 pts/Ha

DISCUSIÓN Y CONCLUSIONES.

En resumen, la solución pasa, una vez concluidas las labores de retirada de lodos y recuperadas las pendientes de la orilla del cauce, por extender una cubierta de *compost*, que haga posible, posteriormente, la implantación de diferentes especies de herbáceas, dependiendo de la zona y de las condiciones del suelo existentes.

Esto evitaría un arrastre del terreno con la llegada de las lluvias y haría posible que en el futuro se pudiesen emprender la tarea de recuperación del entorno, ya que cuando se halla recuperado la cubierta vegetal necesaria se podría estudiar la especie que, adaptándose a las condiciones climáticas y de terreno características de la zona, retengan metales pesados, dando paso éstas, posteriormente, a las especies autóctonas, finalizando de este modo las actuaciones fijadas.

BIBLIOGRAFIA.

- E.M.A.S.E.S.A. (1996). Informe anual. Sevilla.
 - Grupo T.A.R., E.U.P. (1997). Curso de postgrado. Proyectos técnicos para plantas de aguas residuales: diseño, mantenimiento y explotación. Sevilla.
 - Guerrero, A. (1992). Cultivos herbáceos. Ed. Mundiprensa, Madrid.
 - Ortiz Cañavate, J.; Hernanz, J.L. (1989). Técnica de la mecanización agraria. Ed. Mundiprensa, Madrid.
 - Primo Yúfera, E.; Carrasco Dorrien J.M. (1987). Química agrícola, suelos y fertilizantes. Ed. Alhambra, Madrid.
 - Ramírez Masferrer J.A. (1997). Tratamiento de aguas de mina mediante sistemas pasivos. Tecnología del Agua. Nº162, pp. 17-27.
 - Urbano Terrón, P. (1995). Tratado de filotecnia general. Ed. Mundiprensa, Madrid.
-

6.3.- ESTUARIO DEL GUADALQUIVIR.

6.3.1.- DESEMBOCADURA DEL GUADALQUIVIR

Grupo T.A.R.

ENUNCIADO DEL PROBLEMA

Los estudios realizados para mitigar los efectos del vertido tóxico no deben centrarse sólo en la cuenca del Guadiamar, ya que la proximidad de su desembocadura en el Guadalquivir, con la de éste en el océano, hacen del estuario de este río una zona de riesgo.

Las desembocaduras de los ríos son especialmente sensibles a los vertidos debido a sus características geomorfológicas y ecológicas. Una de estas características es el hecho de ser zona litoral (zona costera).

La importancia de una zona litoral no radica únicamente en su atractivo para el turismo, por lo que habría que mantener la calidad de las playas, sino también en su ecología, ya que hay que tener en cuenta que aunque la plataforma continental sólo ocupa un 7,8% de la superficie total del mar, es sobre dicha plataforma o en sus proximidades donde se ejerce la mayor parte de la pesca (87% total de capturas), donde la producción media del plancton y del bentos es la más elevada, donde tiene lugar el desove y permanencia de las primeras semanas o meses de su existencia de numerosas especies cuyos adultos viven mar adentro o en zonas de mayor profundidad.

Al ser la desembocadura del Guadalquivir un verdadero estuario, presenta otras características propias que la hacen ser particularmente rica en vida marina y zona obligada de paso de especies que pasan parte de su ciclo vital (reproducción y puesta) en el río (especies anádromas) y especies que la pasan en el mar (catádromas). Por tanto, si no protegemos el estuario, las consecuencias también serían sufridas el río, pudiendo afectar a la economía de su área de influencia.

Otra característica que hace a esta desembocadura especial es el hecho de bañar a Doñana, por lo que su protección debe considerarse primordial.

Consecuencias.

Una vez que un contaminante ha sido introducido en el océano, el medio ambiente físico marcará su destino y la distribución de su concentración. Pequeñas cantidades de descarga residual en aguas costeras, pueden conllevar a una biointensificación. Esta dependerá de la cantidad y naturaleza de la descarga del efluente; si es tóxico o muy abundante, degradará el medio ambiente.

A pesar de existir un límite estándar de la concentración de los elementos que pueden ser vertidos en el mar, obviamente, estos límites variarán en función de las condiciones locales que existan en la zona en concreto.

La nocividad potencial del efluente puede originar problemas diversos en el medio receptor:

1. Si la temperatura del fluido es alta, provocará un aumento de la demanda de oxígeno disuelto.
2. Fuerte acidez o basicidad.
3. Presencia de metales pesados, que originarían efectos acumulativos.
4. Si la turbidez presentada es elevada, impide que la luz penetre en el agua dulce, limitando la producción vegetal.
5. En la zona de la desembocadura se dificultará la mezcla con el agua marina, debido a la diferencia de densidades entre la masa de agua marina y el vertido.

Al contener gran cantidad de metales pesados el vertido que nos ocupa, es especialmente dañino para los crustáceos y moluscos debido a la habilidad que tienen de procesar el agua de mar y concentrar los metales pesados en sus tejidos. Por lo tanto, es vital que dichos moluscos de uso comercial o lúdico no estén en contacto con el vertido.

Aunque alguno de estos metales son necesarios en pequeñas cantidades para la salud y el bienestar humano, otros, como plomo, mercurio o cadmio resultan altamente peligrosos, porque se van concentrando a lo largo de la red trófica, pudiéndose producir fenómenos de bioconcentración y biomagnificación.. Además, al ser el vertido una mezcla de diferentes clases de metales pesados (mercurio, cadmio, zinc, manganeso, cobre), habría que estudiar si el hecho de que aparezcan juntos produce efectos sinérgicos (que cierto metal pesado que no es tóxico, al aparecer junto a otro sí lo sea o bien que aumente su toxicidad) o antagónicos (al aparecer ligado a otro reduzca su toxicidad)..Así, por ejemplo, el cobre y el zinc son más tóxicos cuando están juntos que si actúan por separado (Pérès, 1980) . A pesar de los escasos experimentos realizados con organismos marinos, se ha podido comprobar el efecto negativo que muchos de estos metales producen sobre las larvas de determinados peces y moluscos.

Otro hecho que sería interesante comprobar es si se han formado compuestos organometálicos, ya que éstos resultan especialmente adversos para la vida marina.

Se deberían realizar tests de toxicidad letal, subletal y crónicos (a largo plazo) en los animales marinos, teniendo en cuenta que el umbral de toxicidad aguda (también para la toxicidad subletal) depende ampliamente de la naturaleza de la combinación química en la cual interviene el metal; sobre todo en aquellos que se alimentan por filtración, ya que pueden ir acumulando en su filtro el agente polucionante produciendo efectos adversos e incluso la muerte.

En función del tipo de organismo marino que nos interese estudiar, el procedimiento para la realización de los test de toxicidad de metales pesados será distinto. Así por ejemplo, podríamos estudiar la toxicidad de algas, de anélidos, de moluscos (ostras, almejas, vieiras, mejillones etc..). Para macrocrustáceos, en el orden de los decápodos que es el de mayor importancia económica (bogavante, langosta, cangrejos, gambas, camarones, etc.) existe una gran variedad de especies de agua marina que suelen usarse para realizar los ensayos de toxicidad. Para peces marinos y de estuarios, se suele usar por ejemplo el Arenque del Atlántico, arenque, sardina escamosa, anchoa de bahía, sargo, etc.

Lodos del vertido.

Aunque, al momento del cierre de este trabajo, se está llevado a cabo la recogida de los lodos vertidos, siempre existe la posibilidad de que hayan quedado elementos contaminantes en el terreno limpiado, lo cual ante una posible avenida, haría arrastrar un lodo posiblemente tóxico, que podría desplazarse hasta la desembocadura del Guadalquivir, y allí quedar expuesto a las corrientes litorales, pudiéndose dispersar a grandes distancias, constituyendo un peligro para la flora y fauna marina.

El lodo residual del tratamiento de un mineral siempre conlleva una fracción inerte de naturaleza arcillosa, o sea, formada por mezcla de óxidos, silicatos, carbonatos y metales alcalinos y alcalinotérreos, siempre asociado con el aluminio y el hierro (Pérès, 1980)

Desafortunadamente dichos lodos también contienen:

- Metales pesados (además del hierro y el aluminio) que están tanto en forma particulada (insoluble), como disuelta, pudiendo ser algunos tóxicos.

Según la naturaleza del tratamiento metalúrgico, llevarán sustancias básicas o ácidas. En este caso, del tratamiento de la pirita se desechan sulfuros y otros materiales, que al reaccionar con las bacterias existentes en el efluente forma sulfúrico, de ahí la peligrosidad de que con una avenida se arrastren nuevos lodos, ya que podrían ser eventualmente ácidos o acidificantes, contaminando también el agua vertida. Esta acidez, debe ser considerada, ya que una alteración del pH del río y del mar, produciría un efecto sobre el ecosistema. Porque aunque el medio marino está fuertemente tamponado, éste soporta peor los vertidos ácidos, ya que pueden alterar el “sistema del gas carbónico“, principal responsable del poder amortiguador del agua de mar; además alterar el funcionamiento armónico del sistema del CO₂ implica alterar la producción primaria. Por tanto, es primordial ver la composición química que tengan los lodos para ver las alteraciones que pueden ocasionar en el ecosistema marino.

Es importante tener en cuenta, que en el caso de que se produzca un vertido, éste no se producirá directamente sobre el fondo ni a una gran profundidad, lo que hace que los efectos

nefastos sobre las especies de la zona sean mayores. Entre ellos estará el efecto del aumento de la turbidez sobre la actividad de los organismos autótrofos y la mayor extensión de la zona afectada. Con el incremento de la turbidez se produce una descenso de la penetración de la luz y por tanto una disminución del espesor de la zona donde se realiza la producción primaria, afectando a los ecosistemas de la zona, ya que ésta es la base esencial de todo el ciclo biológico. La turbidez que se puede generar irá en proporción de la cantidad de vertido que llegue a costa.

Pese a que se trata de un vertido local y puntual, al estar compuesto de materiales muy finos, éstos pueden ser transportados, permanente o periódicamente a distancia más o menos grandes según la circulación existente en la zona, de ahí la importancia de realizar un estudio de la dispersión que sufren los contaminantes. Además, este estudio de dispersión sería útil realizarlo aunque el hipotético vertido no tenga lugar, ya que es un instrumento muy adecuado para controlar que dicho vertido tóxico no se ha producido y así comprobar que no han llegado metales pesados al mar. Por tanto, dicho modelo nos permitiría ver si se ha producido o no una entrada de contaminantes en el mar, si es así, poder controlar cuánto y cómo se han esparcido desde el punto de inyección de éstos, para así poder controlar si dichos valores están dentro de los permitidos.

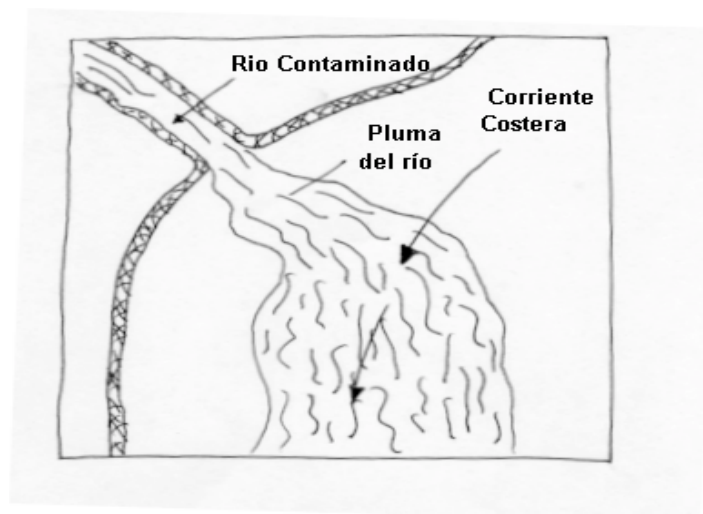


Figura 1: Dispersión de las aguas de un río contaminado en la desembocadura

En la Figura 1, podemos ver cómo en la desembocadura de un río contaminado, se va produciendo la dispersión de sus aguas contaminadas, en función de la corriente existente en la zona. (Pequegnat et al., 1981)

Un entendimiento básico del medio ambiente físico es un pre-requisito para la realización del modelo de dispersión. Es necesario para hacer estimaciones conocer la estratificación producida por la diferencia de densidades existente entre la masa del agua de río y la del agua marina (si se puede o no considerar homogéneo en la vertical) y la dinámica de la zona (el campo de velocidades existente en todo el dominio espacio-temporal).

La talla y la localización exacta de la extensión de la zona de influencia dependerá también del tipo de vertido que se produzca. Así, un vertido de grano fino (como es el caso que nos ocupa), producirá un efecto en el medio ambiente mucho mayor, que por ejemplo un vertido de tamaño de grano mayor, porque en este caso al ser el material muy fino producirá una zona de influencia mucho más extensa porque los procesos de advección y difusión actuarán mientras el material se va hundiendo.

En la siguiente figura (Fig.2) podemos ver cómo un vertido se va esparciendo a diferentes profundidades y alcanzando mayores expansiones en función del tamaño de sus diferentes partículas y según el sentido de la corriente dominante. (Adaptado de Pequignat et al., 1981).

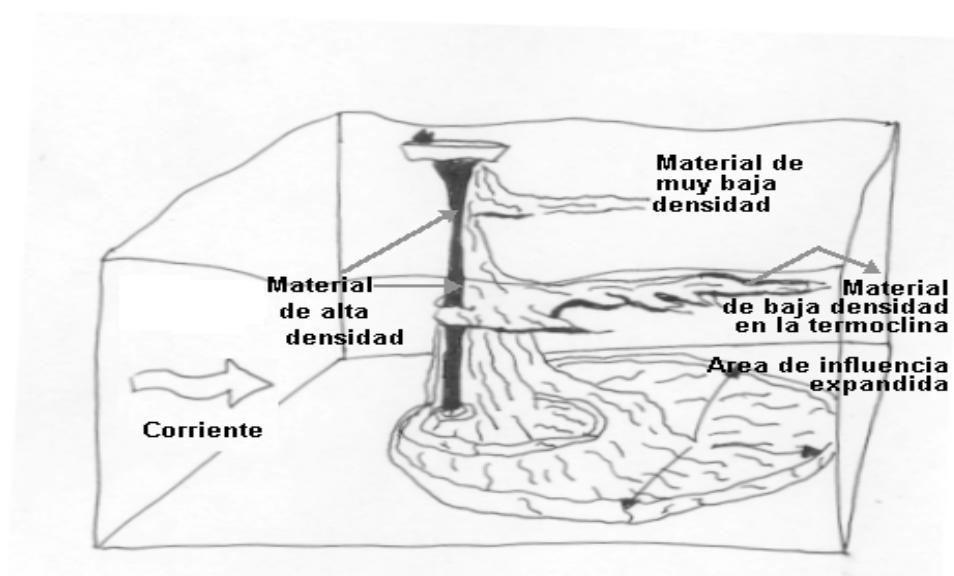


Figura 2: Dispersión de una mancha contaminante en función de la profundidad y corrientes dominantes.

Teniendo en cuenta lo anteriormente citado, podríamos aplicar un modelo de dispersión para poder calcular la advección y la difusión que sufren los contaminantes, usando un modelo euleriano de dispersión. (Modelo euleriano de dispersión usando el tiempo de vida media). La ecuación permite calcular el destino de una concentración C de vertido, estableciendo un sistema de coordenadas cartesianas (x, y, z) , donde:

x: positivo hacia el este

y: positivo hacia el norte

z: positivo hacia arriba

Dicha ecuación es:

$$\frac{\partial C}{\partial t} + u \frac{\partial C}{\partial x} + v \frac{\partial C}{\partial y} + w \frac{\partial C}{\partial z} = \frac{\partial}{\partial x} (A_{HMx} \frac{\partial C}{\partial x}) + \frac{\partial}{\partial y} (A_{HMy} \frac{\partial C}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z} (A_v \frac{\partial C}{\partial z}) + R_c$$

donde: R: representa una fuente de concentración

Para calcular la advección horizontal usaremos el campo de flujo del modelo de circulación baroclínica que hayamos usado en dicha zona.(podríamos usar el modelo de Pohlman,1991).

La componente vertical del campo de flujo que es necesaria para describir la advección vertical es recalculada por la ecuación de continuidad (u , v) y la elevación de la superficie del mar (ξ).

Para calcular la difusión horizontal con un modelo usando datos de medidas de marea para la advección, es necesario determinar los coeficientes de difusión horizontal (A_{MHx} y A_{MHy}), usando las varianzas (σ) del campo de flujo usado.

$$A_{MHx} = 0.5 \sigma_u^2 T/2$$

$$A_{MHy} = 0.5 \sigma_v^2 T/2$$

donde: T: denota un periodo de marea de M_2

Para calcular la difusión vertical : podremos usar medidas de marea dadas por el modelo hidrodinámico para el cálculo de dicho coeficiente de difusión vertical (A_v)

Para poder estudiar los cambios de agua que se producen, y así poder ver la concentración de los contaminantes en cada zona, dividiríamos el área indicada (zona del estuario del Guadalquivir) en una serie de cajas, división en una serie de subáreas bajo aspectos geográficos e hidrodinámicos, y así poder determinar el tiempo de vida media del cambio de agua en cada caja. Para calcular el tiempo de vida media de cada caja, el agua en cada caja específica es marcado por una concentración constante, la concentración fuera de la caja es fijada en cero. Usando el “tiempo de vida media”, tiempo necesario para reducir la concentración en una caja al 50 % de su valor inicial, podremos observar que en las zonas donde el campo de

flujo predominante es no homogéneo, el tiempo necesario para reducir la concentración de un contaminante es mayor que el esperado para una zona con un campo de flujo homogéneo. Gracias al uso del concepto de “tiempo de vida media” para calcular las concentraciones existentes en una caja, podremos obtener resultados mucho más realistas, ya que tiene en cuenta los procesos de advección y difusión y no únicamente la advección. La difusión generalmente reduce el tiempo de cambio de agua en cada caja, y es obvio que los cálculos que incluyen los procesos de difusión son mucho más realistas que los estudios puramente advectivos.

El alcance de este modelo tiene en cuenta que para los procesos de difusión pura, es casi imposible alcanzar una concentración final de 0% de la concentración inicial en una caja.

En general, es una problemática el hecho de calcular la concentración de contaminantes en un estuario, a causa de la estructura no homogénea del campo de flujo. Normalmente, las variaciones de la concentración de contaminantes son más rápidas en las regiones de mayor profundidad fuera de costa, que en las regiones más someras cercanas a costa. Por tanto, es un fenómeno común, un gradiente en la variación de la concentración de contaminantes de costa a mar.

Por último indicar que un estudio de dispersión de contaminantes, conllevaría una gran cantidad de tiempo de dedicación y una exhaustiva investigación de la dinámica de la zona, para así poder adaptar adecuadamente cada modelo al área afectada.

También sería muy interesante llevar a cabo un seguimiento de la acumulación de metales pesados en los organismos marinos. Para ello se procedería a tomar muestras de las capturas realizadas en la zona estuarica (las de consumo humano se recogerían en lonja); se realizarían los correspondientes estudios histopatológicos determinándose no sólo la concentración en metales pesados, sino además los tejidos en los que se acumulan preferentemente y en que forma lo hacen.

La huella de lo que ha ocurrido quedará grabada en los sedimentos de la desembocadura, un estudio siguiendo las hipótesis de los modelos de dispersión citados, permitiría evaluar en tiempo real la eficacia de las actuaciones aguas arriba del Guadalquivir y Guadiamar. Estos estudios deberían ser realizados durante años para asegurar el control de los posibles efectos, tanto directos como los retardados en el tiempo, chequeando continuamente las actuaciones correctoras.

BIBLIOGRAFIA

- Beer,T.(1997); Environmental Oceanography ,2nd, Edition ,Ed.CRC Press, Nueva York, pp 187-193.
 - Pickard, G.L., Emery, W.J.;Descriptive Physical Oceanography. An Introduction ,Ed. Pergamon Press, Nueva York, pp 281-284.
 - Pérès, J. M .(1980); Polución por sustancias minerales no nutritivas.: La polución de las aguas marinas, Ed.Omega,S.A. Barcelona, pp. 22-33.
 - Pérès, J. M. (1980); Polución por vertido de sustancias sólidas: La polución de las aguas marinas, Ed.Omega,S.A. Barcelona, pp. 85-93.
 - American public Health Association, American Water Works Association, Water Pollution Control Federation (1992). Métodos de prueba de toxicidad para organismos acuáticos. Franson, M.A (Ed.): Métodos normalizados para el análisis de aguas potables y residuales, Ed.Díaz de Santos,S.A.Madrid, Parte 8000.
 - Bishop Joseph,M (1984). Applied Oceanography.pp 118- 138.
 - Luff,R., Pohlmann, T. (1995).Calculation of Water Exchange Times in the ICES-Boxes with a eulerian Dispersion MOdel using a Half- Life Time Approach.Deep-Sea Reseach II,vol.47. pp 286-299.
 - Dick ,S., Schönfeld,W. (1996).Water Transport and Mixing in the North Frisian Wadden Sea -Results of Numerical Investigations. German Journal of Hydrography ,vol. 48, pp 27- 48.
-

6.4.- TRATAMIENTO DE LOS RESIDUOS MINEROS.

6.4.1.- APROVECHAMIENTO DE LOS RESIDUOS METÁLICOS DE LA MINA

Grupo T.A.R.

Enunciado del problema

Después del desastre medioambiental y socioeconómico desencadenado en los últimos meses, cuyos efectos han sido descritos con anterioridad, sería absurdo pretender reanudar la actividad en las minas de Aznalcóllar con la idea de seguir almacenando los residuos mineros tal y como se venía haciendo hasta el momento en el que se produjo la ruptura de la balsa, obligando así a la sociedad a asumir el riesgo de una nueva riada tóxica. Así pues, uno de los aspectos más importantes que debe tenerse en cuenta para conseguir recuperar la normalidad en la actividad de la mina, es la necesidad de desarrollar estrategias adecuadas para el tratamiento y gestión de los residuos que se originan en todo el proceso minero.

HIPÓTESIS DE SOLUCIÓN

El agua residual que se genera en la mina durante el proceso de extracción de pirita, es un agua caracterizada por su alto contenido en metales pesados, que son subproductos del tratamiento de la pirita. En el grupo T.A.R. pensamos que estos metales, que en principio deben ser considerados como residuos mineros que obligan a establecer un adecuado sistema de depuración, podrían aprovecharse recuperándolos por precipitación mediante procesos de separación de metales disueltos. De esta forma pasarían de ser residuos no deseables, debido al riesgo que suponen para el medio natural, a ser sustancias de interés que pueden aprovecharse, y que por tanto reportarían un beneficio económico a la empresa. Al mismo tiempo permitiría a la empresa minera resolver el problema de gestión de estos «residuos» que se le plantea en la actualidad. Por ello desde el grupo T.A.R. la propuesta que hacemos sería realizar un estudio exhaustivo del aprovechamiento de estos metales, así como del tratamiento al que habría que someter a las aguas residuales de la mina para recuperar de forma eficaz los metales disueltos.

PROPUESTA DE ACTUACIONES

Los metales pesados contenidos en las aguas residuales derivadas de la actividad minera podrían ser recuperados haciendo uso de técnicas de separación por precipitación, las cuales ya han sido ampliamente utilizadas en la industria minera. Para conseguir la precipitación de estos metales, con el fin de recuperarlos para su posterior aprovechamiento, se pueden emplear diversas técnicas de precipitación, entre las que caben destacar las precipitaciones mediante tratamientos de ajuste de pH o las técnicas electrolíticas de separación. (Marín, 1995).

- Una de las estrategias que se puede emplear para depositar los metales en disolución es la de someter el agua de la mina a un tratamiento de subida de pH similar al empleado para llevar a cabo la depuración de las aguas tras la riada tóxica. Esto permitiría depositar los metales reconvirtiéndolos a sus sales básicas correspondientes, las cuales podrían ser tratadas posteriormente para su aprovechamiento.

- También podría emplearse con el mismo fin una técnica de separación electrolítica. Esta es una técnica que permite separar de forma eficaz todos los elementos metálicos. Este método consiste en aplicar una diferencia de potencial que provoque una reacción de oxidoreducción para reconvertir los metales disueltos a especies que precipiten. Si en este proceso se hace un minucioso control de la diferencia de potencial aplicada, es posible conseguir separar los metales disueltos con una elevada selectividad, lo cual es una de las grandes ventajas de este método.

En el grupo T.A.R. pensamos entonces que el plan de actuación que en este sentido debería seguir la empresa minera Boliden-Apirsa para su inmediata reapertura, sería el que a continuación proponemos:

En principio se trataría de almacenar las aguas de proceso, y todas aquellas que tengan posibilidad de estar contaminadas, en una balsa debidamente acondicionada para ello, estableciendo un sistema preciso de control de los vertidos que se hacen a dicha balsa. Este almacenamiento no se haría con el fin de dejar las aguas allí indefinidamente, sino para disponer del tiempo necesario para llevar a cabo el estudio de la posibilidad de aprovechar los metales pesados que aparecen como subproductos de la actividad minera. .

Durante ese período habría tiempo suficiente para que en el grupo T.A.R., si se llega al acuerdo oportuno, nuestros técnicos estudien la viabilidad de la propuesta que hemos presentado sobre el aprovechamiento de los metales, al menos de aquellos que se encuentran en mayor concentración en las aguas residuales. Con este fin habría que desarrollar un estudio en el que se tenga en cuenta, entre otros aspectos, cuál sería el aprovechamiento que podrían tener los metales recuperados, determinar cuál de las técnicas de separación de metales de las citadas anteriormente es más eficaz y produce mejores resultados, teniendo en cuenta la posibili-

dad de usar otras técnicas de recuperación, como por ejemplo la técnica de Resonancia Magnética Nuclear (RMN).

El objetivo final de este estudio sería proceder, lo antes posible, al diseño de los procesos alternativos de tratamientos de las aguas de la mina, no sólo con el fin de depurarlas para controlar la contaminación, sino también para el aprovechamiento de los metales. Así mismo, habría que establecer los ensayos pilotos de dichos procesos. Evidentemente todo esto debe ir acompañado de las correspondientes valoraciones económicas que demuestren que es factible la inversión que habría que hacer para implantar estos tratamientos.

Si se comprueba la viabilidad de esta propuesta de aprovechamiento de metales, el siguiente paso en el plan de actuación de la empresa minera sería empezar cuanto antes a tratar las aguas almacenadas en la balsa, llevando a cabo un control continuo de los vertidos que se hacen al cauce del río para comprobar que en todo momento el agua cumple todas las condiciones establecidas en la legislación.

CONCLUSIONES

Tal y como ya hemos dicho, si en efecto se demuestra que la hipótesis de aprovechamiento de los metales que hemos planteado en este capítulo da los resultados deseados, la empresa podría encontrar en el desarrollo de los tratamientos que para ello son necesarios, la solución al problema que estos residuos metálicos le ocasionan. Por otra parte pensamos que asumir el compromiso de actuación que hemos propuesto en este capítulo puede servirle a la empresa Boliden-Apirsa para que la sociedad recupere la confianza en la actividad que desarrollan en las minas de Aznalcóllar, asegurando la inexistencia de nuevos riesgos de contaminación.

BIBLIOGRAFIA

- Marín, R. (1995). Análisis de aguas y ensayos de tratamiento. Ed. G.P.E., Barcelona, pp 719.

6.4.2.- PROPUESTA TECNICA DE ACTUACIONES PARA LA REAPERTURA DE LA ACTIVIDAD DE BOLIDEN-APIRSA EN LAS MINAS DE AZNALCOLLAR

Grupo T.A.R.

El Grupo T.A.R. (Tratamiento de Aguas Residuales) de la Universidad de Sevilla propone un compromiso permanente entre Boliden-Apirsa y la sociedad, que permite la reapertura de la actividad minera en Aznalcóllar respetando los intereses de todas las partes involucradas.

“Se trata de exigir mayor calidad ambiental y mejores niveles de control de la actividad minera, POR ENCIMA DE LAS EXIGENCIAS LEGALES, y repartir con la sociedad los sobrecostos que esto conlleva”.

Se propone que se permita la reapertura de la actividad minera de Boliden-Apirsa en Aznalcóllar en el plazo más corto posible, como forma de generar ingresos para financiar las actuaciones oportunas y reducir al mínimo los efectos sobre la población directamente implicada en el entorno del pueblo.

Se le dará un margen de tiempo definido y suficiente para alcanzar el desarrollo tecnológico que de lugar a una práctica diaria segura y controlada. Durante este tiempo se le habilitará autorización para almacenar los residuos generados hasta que se instrumenten las soluciones ensayadas previamente, y así puedan ser tratados los residuos.

En todo momento se mantendrá el compromiso de controlar y financiar conjuntamente los procesos de mejora del tratamiento de residuos.

INTRODUCCIÓN

Una vez puesta en marcha la dinámica de la recuperación del río Guadamar y su entorno, el siguiente paso hacia la normalidad debe ser la reapertura de la actividad de Boliden-Apirsa en las minas de Aznalcóllar. Para conseguir este objetivo debe ganarse la confianza necesaria en la gestión de los procesos mineros, y garantizar el medio natural de cualquier contingencia provocada por los mismos.

El Grupo de Tratamiento de Aguas Residuales de la Universidad de Sevilla realiza la siguiente PROPUESTA TÉCNICA DE ACTUACIONES PARA LA REAPERTURA DE LA ACTIVIDAD DE BOLIDEN-APIRSA EN LAS MINAS DE AZNALCÓLLAR.

PROPUESTA TÉCNICA DE ACTUACIONES PARA LA REAPERTURA DE LA ACTIVIDAD DE BOLIDEN-APIRSA EN LAS MINAS DE AZNALCÓLLAR.

Los principios generales en los que se basa toda la gestión de los procesos mineros serán los siguientes:

- ✓ La práctica minera será llevada a cabo siguiendo los principios de seguridad industrial establecidos por Boliden-Apirsa de acuerdo a la legislación aplicable al efecto.
 - ✓ En el tratamiento de residuos mineros, sólidos y líquidos, se actuará de la siguiente manera:
 - Los residuos sólidos se almacenarán siguiendo criterios de seguridad y con un adecuado tratamiento de los lixiviados que se puedan producir.
 - Las aguas residuales serán tratadas de forma que, en todos los casos, los vertidos al cauce público desde la mina cumplan los niveles exigidos por la legislación vigente.
 - ✓ Los tratamientos de lixiviados y vertidos serán certificados en su calidad por organismos de prestigio consolidado.
 - ✓ La empresa se comprometerá a establecer un control en continuo de las variables del agua de salida, que estará a disposición de la sociedad de la forma que se establezca con la Administración y las organizaciones que representan a los ciudadanos.
-

De las garantías establecidas la sociedad podrá deducir el máximo nivel de compromiso adquirido por la empresa minera, sin comparación posible en el entorno minero e industrial de todo el mundo.

A nadie se le escapa que cumplir estos objetivos debe ser un esfuerzo común de todas las partes interesadas tanto en mantener la riqueza económica generada en la actividad minera, como en preservar la riqueza natural del entorno incluyendo al Parque Natural de Doñana. Además de proteger la productividad agrícola en las riberas del Guadiamar, la pesca y el turismo en la desembocadura del Guadalquivir y costa atlántica. En ningún caso la calidad de vida de toda la zona debe verse afectada.

El Grupo T.A.R. propone que Boliden-Apirsa dé el primer paso, liderando las actuaciones arrancadas en el compromiso, y el resto de las partes se impliquen en el esfuerzo y consecuentemente tengan acceso al control de los resultados obtenidos, en compensación a su trabajo conjunto con la empresa. Se trata de exigir mayor calidad ambiental y mejores niveles de control en la actividad minera, por encima de las exigencias establecidas por la legislación, y repartir con la sociedad los costes que esto conlleva.

Plan de actuación

Una vez enunciadas las bases del acuerdo marco que propone el grupo T.A.R. entre las diferentes partes interesadas en la reapertura de la actividad minera, el siguiente paso es definir y priorizar las actuaciones oportunas para conseguir el objetivo.

Se necesita mejor financiación y tecnología en el tratamiento de residuos, y como ambas exigencias necesitan cubrir diferentes etapas, es obligado tener más tiempo para lograr el objetivo de producir de forma segura:

- ✓ Mayor financiación.
 - ✓ Mejores tecnologías.
 - ✓ Más tiempo para conseguir seguridad suficiente.
 - ✓ Seguridad.
-

Financiación

Se propone que se recaben fondos públicos para apoyar la investigación de Boliden-Apirsa que de lugar al desarrollo tecnológico suficiente para aplicarlo en esta explotación.

Los programas europeos, nacionales y autonómicos debidamente utilizados, están dotados de fondos suficientes y son aplicables a esta problemática, que es urgente en este caso, pero es de aplicación general para todas las explotaciones mineras europeas.

Boliden-Apirsa debe buscar apoyos de investigación suficientes para presentar proyectos competitivos, y las autoridades deben priorizar esta necesidad por su inmediatez y beneficio para toda la Comunidad.

F1: Para que los costes del proyecto sean mejores y asumibles de mejor manera en la parte que le corresponde a Boliden-Apirsa, la reapertura de la explotación debe realizarse en el mínimo plazo posible ya que una vez que se vuelva a producir, se generan beneficios y de éstos es posible detraer fondos propios. Además los plazos de investigación aplicada sobre la realidad comienzan sobre el proceso de explotación, y es urgente, recordemos obtener datos suficientes.

F2: Los fondos del estudio de desarrollo tecnológico deben ser aportados inicialmente y con carácter urgente de:

- Los fondos propios de Boliden-Apirsa, asumibles como inicio de actividad y de las partidas de indemnización que puedan corresponder.
- Los fondos estructurales que la Unión Europea tiene dispuestos para la recuperar el Guadamar, ya que recuperar la mina, en condiciones seguras, es requisito indispensable, y por tanto, en nuestra opinión financiable.

Una vez arrancados con carácter de urgencia los cauces ordinarios de los programas europeos, nacionales y autonómicos, se ofrecen posibilidades razonables de financiación de las siguientes actuaciones.

Tecnología

Se propone enfocar el tratamiento de residuos desde la óptica del estudio del aprovechamiento posterior de los metales obtenidos a partir de los residuos tratados. Convertir la ganga en mena, como objetivo del trabajo de investigación aplicado.

Estudiar los procesos de la mina, reutilizar, reciclar, tratar de recuperar y bajo ningún concepto almacenar esperando que el tiempo nos lleve a situaciones como las ocurridas.

Deben buscarse soluciones que permitan el aprovechamiento minero de los residuos, como única forma de hacer viable su tratamiento. Propiciar un retorno económico que permite optimizar los costes de los procesos, y dar lugar a una explotación sostenible de los recursos puestos en valor a partir de los residuos.

Una vez estudiadas las alternativas, se realizarán ensayos de laboratorio, y luego se escogerán las líneas a seguir de acuerdo a los resultados obtenidos, que darán lugar a las plantas piloto que permitan escoger la alternativa más interesante y dimensionar la planta industrial correspondiente.

Para establecer un marco adecuado de actuación, el Grupo T.A.R. propone las siguientes alternativas, sin excluir ninguna otra propuesta que se vislumbre como viable.

T.1.- Subida escalonada de pH. Estudio del aprovechamiento de los hidróxidos metálicos obtenidos.

Los metales precipitados como hidróxidos pueden intentar ser beneficiados aprovechando su elevada concentración.

Debe considerarse un buen diseño del tratamiento físico-químico, que elimine los problemas causados por una precipitación incontrolada del sulfato cálcico, si el reactivo básico utilizado es el hidróxido cálcico.

Además habrá que estudiar un tratamiento de afino adecuado que elimine ciertos metales que no precipitan del todo, o en ninguna cantidad apreciable. El Grupo T.A.R. ha trabajado, en ensayos de laboratorio, en columnas de adsorción selectiva con diferentes materiales de soporte con resultados excelentes.

La combinación de ambos métodos, de subida controlada del pH y adsorción en materiales de soporte, ofrece una alternativa a estudiar.

La recuperación del agua tratada para su uso en los procesos mineros, ofrece la posibilidad de mejorar los costes de explotación, a la vez que permite cumplir los objetivos de calidad marcados.

T.2.- Electrodeposición.

Los metales pesados que se encuentran en el agua de proceso de la mina de Aznalcóllar son subproductos del tratamiento de la pirita.

Un proceso de separación de los metales disueltos ya utilizado a la escala industrial es la electrólisis. Mediante un control cuidadoso del voltaje aplicado, el método puede extenderse prácticamente a la separación de todos los elementos metálicos a partir de soluciones que contienen iones simples o complejos. Este último proporciona frecuentemente un medio conveniente de separar metales que, en condiciones normales, se depositarían simultáneamente.

Los métodos electrolíticos se basan en la aplicación de una reacción química de oxidación y reducción, y entonces siguen la ley de Nerst, lo que los confiere una selectividad grande.

La composición del agua y los metales a reconvertir deben de ser conocidos con cierta precisión para proponer un tratamiento electrolítico. En efecto, los parámetros físico-químicos

del agua influyen sobre el proceso de depósito y el potencial a aplicar. Para llevar al cabo la separación, podrían ser necesarias algunas actuaciones como eliminar los sólidos en suspensión, ajustar el pH o añadir ligandos. El uso de la técnica de separación electrolítica debe de ser incluido en un sistema de tratamiento integral y adecuado que permitiría optimizar su rendimiento.

Todos los metales pesados que contienen las aguas de proceso no pueden ser reconvertidos porque algunos se encuentran en concentraciones muy bajas, pero tampoco representan un peligro para el medio ambiente. El Grupo T.A.R. propone entonces un ensayo piloto de tratamiento del agua de la mina para aprovechar por electrólisis los metales más abundantes.

T.3.- Resonancia Magnética Nuclear (RMN).

En las instalaciones de la planta experimental de la Consejería de Obras Públicas y Transporte de la Junta de Andalucía en Carrión de los Céspedes (Sevilla), se lleva a cabo una experiencia piloto, diseñada por D. Marcos Pinel y que, en opinión del Grupo de Aguas Residuales, sería de una aplicación muy interesante en el Tratamiento de las Aguas y los lixiviados producidos por la actividad minera.

Por la información que se dispone, el proceso consiste en la orientación de los iones metálicos en un campo magnético de gran intensidad, que da lugar a la formación de conglomerados metálicos que precipitan selectiva y escalonadamente según la masa atómica.

El Grupo de Aguas Residuales propone un ensayo piloto, aprovechando, si es posible, el dispositivo citado de Carrión de los Céspedes. Para ello se alimentaría del agua procedente de los procesos mineros, caracterizada previamente. Se determinaría la calidad del agua de salida y los contenidos en cantidad de metales precipitados. Se estudiarán las formas de beneficiarlos y sus costes. Se medirán los costes energéticos por m³ de agua tratada.

En una segunda instancia se diseñará la planta de Tratamiento de Aguas a escala real y el aprovechamiento de los precipitados metálicos. Se valorarán los costes y se estimarán los retornos obtenidos por el beneficio de los metales.

Tiempo

Conociendo que los tratamientos convencionales no han dado los resultados esperados, hay que cambiar. Pero no hay tecnología disponible, hay que generarla y urgentemente. Pero debe reconocerse que lo que se ha solucionado en años, no se va a solucionar voluntariosamente en meses, o semanas. Hace falta tiempo, pero no para elucubraciones, se trata de optimizar las posibilidades frente al tiempo.

Se propone un plazo de tres años para investigar actuaciones, desarrollar pilotos, manejarlos y presentar un proyecto de aprovechamiento minero de los residuos de la explotación minera de Boliden-Apirsa en Aznalcóllar. A partir de ahí, se construirá la planta de tratamiento que permite conciliar los intereses ahora en discusión producir en la mina, proteger el medio natural y el resto de las actividades del entorno.

Seguridad

Si es necesario abrir la mina urgentemente, si nos hemos marcado tres años para desarrollar, pilotar y diseñar el tratamiento de residuos. Si hay que construir la planta y adaptar la mina y la producción a las nuevas exigencias. Marquemos tres años para esta actuación.

Si además debemos de tener un proceso seguro, verter sin tratar pero queremos producir....

El Grupo T.A.R. propone un acuerdo que concilie ambas exigencias irrenunciables: reabrir la actividad de la mina, marcar un plazo de seis años sin prórroga posible donde se producirá sin verter, es decir, se almacenarán los residuos líquidos y se controlará en continuo dentro y exteriormente, midiendo los efectos en el cauce del río, cercano a distancia media y en la desembocadura. Este dispositivo permanecerá como control de calidad del tratamiento instalado, una vez pasados los seis años de plazo.

7- PROPUESTA DE PLANES DE ACTUACIÓN POR PARTE DEL GRUPO T.A.R

7.1.- PLAN DE AVENIDAS

Grupo T.A.R.

Tras el accidente de la mina de Aznalcóllar, es necesario considerar las consecuencias de las futuras avenidas en el río sobre el sustrato contaminado y la calidad de las aguas. Por ello, el Grupo T.A.R. desarrolla un plan de actuaciones urgentes frente a estas avenidas, dada la proximidad del periodo de lluvias.

Algunas de estas actuaciones han sido ya descritas en los apartados anteriores. En este capítulo haremos una breve mención de ellas y desarrollaremos otras más específicas que no han sido consideradas.

Las actuaciones a aplicar serían:

- 1.- Control de las avenidas
 - 2.- Control en continuo del caudal de avenida y calidad de las aguas.
 - 3.- Estabilización de los suelos limpios frente a las avenidas mediante tratamiento biológico.
 - 4.- Estabilización de los suelos contaminados mediante tratamiento químico.
 - 5.- Incremento de la decantación natural en Entremuros.
 - 6.- Desagüe controlado del exceso de caudal.
-

ESTUDIO DE LA PLUVIOMETRÍA DE LA ZONA AFECTADA

Estudio de la problemática

Si analizamos convenientemente, los índices pluviométricos, representados en la Figura 1. en el cual se representan las precipitaciones del último siglo y medio (Emasesa, 1997), haciendo abstracción de los superiores a 750 l/m^2 , los años de mayor pluviosidad han sido 1902, 1916, 1939, 1962, 1976 y 1989, con lo que se deduce que se suceden con una cadencia de dos periodos consecutivos de 13 a 14 años y a continuación otros dos, más largos, de 23 a 24 años y de forma intermedia e intermitente valles pluviométricos inferiores a 300 l/m^2 entre cada 6 u 8 años.

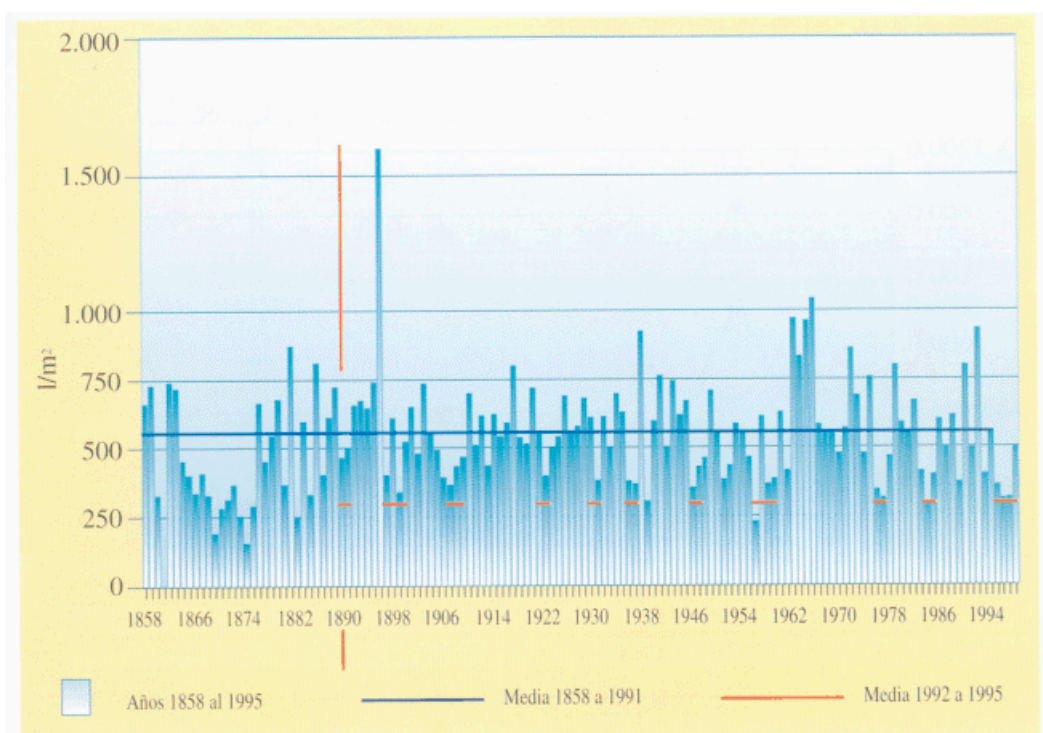


Figura 1: Índice pluviométrico del último siglo y medio (Emasesa, 1997).

Con estos datos, se puede ver la importancia de prever el caudal de la avenida, ya que el periodo actual, estadísticamente, se enmarca dentro de los periodos húmedos, sin llegar a ser un año de pluviometría punta o máxima.

Para poder prever el caudal de las avenidas que se puedan producir en la época otoñal, se han realizado el estudio de los datos aportados por la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (Ver anexo cartografía: Mapa 1).

El río Guadamar, presenta un caudal imprevisible, capaz de pasar de un caudal casi nulo a más de 100 m³/ s en un día (Tabla I), correspondiente a las medidas tomadas en la Estación de aforo del Guijo, en los primeros días del mes de febrero de 1982 (datos C.H.G.)

<i>Día</i>	<i>Caudal (m³ / seg.)</i>
10 Febrero	0.55
11 Febrero	0.30
12 Febrero	102.00
13 Febrero	40.40
14 Febrero	34.60
15 Febrero	10.50
16 Febrero	3.70
17 Febrero	2.80
18 Febrero	1.10
19 Febrero	0.82

Tabla I: Variación de caudal. Estación de aforo del Guijo, Febrero 1992
(Confederación Hidrográfica del Guadalquivir).

El Guadamar se comporta como un río típico del Mediterráneo, así, si vemos las aportaciones medias, en el periodo de 1942/1994, son máximas en invierno, mínimas en primavera-otoño, volviendo a resurgir en otoño (Tabla II).

<i>Periodo</i>	<i>Mes</i>	<i>Aportación media en Hm³</i>
INVIERNO	Diciembre	23
	Enero	37
	Febrero	35
	Marzo	41
PRIMAVERA/VERANO	Abril	27
	Mayo	17
	Junio	7
	Julio	5
	Agosto	4
	Septiembre	3
OTOÑO	Octubre	6
	Noviembre	14

Tabla II: Aportaciones medias. Periodo 1942/1994. (Confederación Hidrográfica del Guadalquivir).

La Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, divide la cuenca del Guadamar, UH 9, en varias unidades hidrológicas (UH), a continuación detalladas, para su correcta comprensión, podemos apoyarnos en el Mapa 2 (Ver anexo cartografía: Mapa 2), en el que aparecen además indicadas la situación de las distintas estaciones de aforo.

- UH 0901
- UH 0902
- UH 0903. Guadamar en estación de aforo (E.A.) N° 56 (gerena).
- UH 0904. Guadamar en estación de aforo (E.A.) N° 90 (el Guijo).
- UH 0905. Guadamar en estación de aforo (E.A.) N° 76 (Pte. Aznalcazar).
- UH 0906. Guadamar aguas arriba de Brazo de la Torre.
- UH 0907. Crispinejo o Agrio en embalse del Agrio.
- UH 0908. Arroyo Los Frailes en embalse del Cuervo.
- UH 0909. Madre Marismas Rocío aguas abajo del Caño del Guadamar.
- UH 0910. Arroyo del Partido en E.A. N° 151 (Pte del Aljoli)
- UH 0911. Arroyo de la Rocina en E.A. N° 150 (El Rocío).

Observando detenidamente el mapa indicado, se observa que no todas las unidades hidrográficas, y por tanto, sus datos, nos son útiles para determinar el caudal de la avenida que puede llegar a entremuros, así, las dos primeras UH, 0901 y 0902, influyen en el Guadalquivir, y no en el Guadamar. Las UH 0909, 0910 y 0911, se encuentran situadas aguas abajo de entremuro, por lo que las aportaciones no recorrerán partes afectadas, y pueden fluir libremente sin peligro de contaminarse.

Los datos de los que se disponen (pertenecientes a la C.H.G.), recogen los datos de precipitación media, Evaporación media y aportaciones medias por meses del periodo comprendido entre 1942 y 1995. Los datos son acumulados.

De estos datos, se obtienen como conclusiones, que existen periodos húmedos, con aportaciones superiores a $300 \text{ Hm}^3 / \text{año}$, periodos medios, entre 100 y $300 \text{ Hm}^3 / \text{año}$ y periodos secos, con aportaciones inferiores a 100 e incluso a $50 \text{ Hm}^3 / \text{año}$, en las últimas sequías.

Datos

✓ Precipitaciones

(Ver anexo cartográfico: Mapa 3).

- UH 0903. Guadamar en estación de aforo (E.A.) N° 56 (Gerena).

Mes	Mínima	Media	Máxima
Oct.	0,1	85,35	327,3
Nov.	0,8	101,9	357,3
Dic.	0,2	116,43	473,7
En.	0	97,15	434,1
Feb.	0,7	88,56	254,6
Mar	0	87,65	286,2
Abr.	0,7	64,74	244
May.	0,4	43,67	138,7
Jun.	0	24,06	132,2
Jul.	0	3,27	26,5
Ago.	0	4,67	42,8
Sep.	0	29,4	138,3

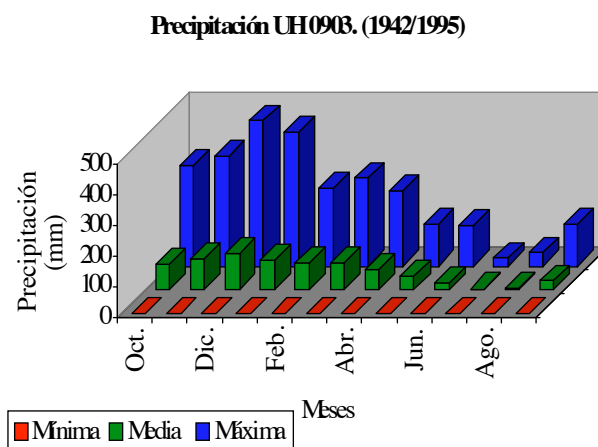


Tabla III: Precipitaciones en milímetros, periodo 1942-1995.

- UH 0904. Guadamar en estación de aforo (E.A.) N° 90 (El Guijo).

Mes	Mínima	Media	Máxima
Oct.	0,8	79,63	288,3
Nov.	0,6	97,42	344,7
Dic.	0,5	108,84	400,1
En.	0	94,03	418,4
Feb.	0,6	83,48	252,6
Mar	0,1	82,6	265,5
Abr.	0,5	62,56	230,9
May	0,6	41,61	123,6
Jun.	0	21,7	120
Jul.	0	2,58	23
Ago.	0	4,39	43,3
Sep.	0	26,33	128,5

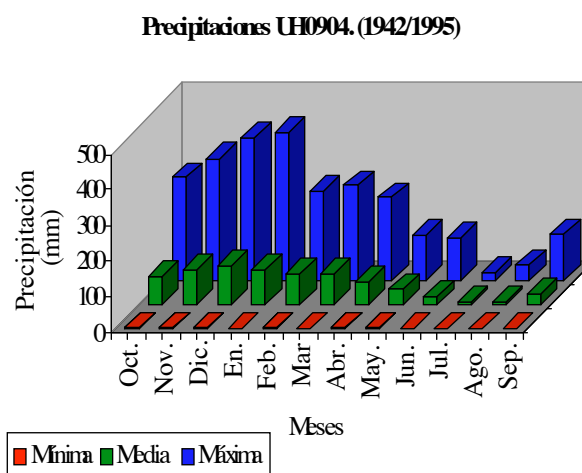


Tabla IV: Precipitaciones en milímetros, periodo 1942-1995

- UH 0905. Guadimar en estación de aforo (E.A.) N° 76 (Pte. Aznalcazar).

Mes	Mínima	Media	Máxima
Oct.	1,2	76,73	267,1
Nov.	0,5	95,8	341,9
Dic.	0,8	105,07	381,3
En.	0,1	91,5	402,3
Feb.	0,6	80,51	252,1
Mar	0,2	79,73	253,7
Abr.	0,6	60,81	220,9
May	1,2	40,46	123,2
Jun.	0	20,59	113,1
Jul.	0	2,25	20,7
Ago.	0	4,34	43,1
Sep.	0	24,78	127,9

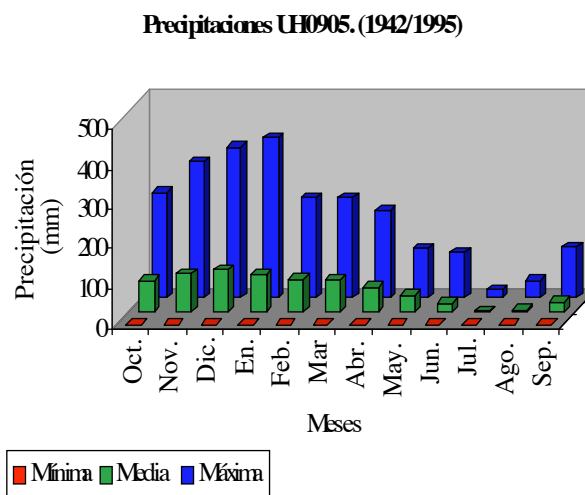


Tabla V: Precipitaciones en milímetros, periodo 1942-1995

- UH 0906. Guadimar aguas arriba del Brazo de la Torre.

Mes	Mínima	Media	Máxima
Oct.	1,4	75,19	260,1
Nov.	0,7	94,31	337,3
Dic.	0,9	102,35	362,6
En.	0,4	89,41	389,3
Feb.	0,8	78,89	249,2
Mar	0,4	78,06	248,5
Abr.	0,8	59,6	213,5
May.	1,6	39,78	123,5
Jun.	0,2	20	109,9
Jul.	0	2,08	19,7
Ago.	0	4,33	43,1
Sep.	0,1	23,74	125

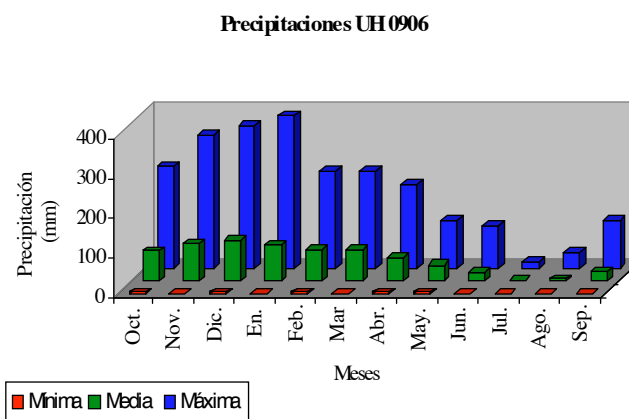


Tabla VI: Precipitaciones en milímetros, periodo 1942-1995

- UH 0907.Ciprinejo o Agrio en embalse del Agrio.

Mes	Mínima	Media	Máxima
Oct.	0,8	86,65	337
Nov.	0,1	109,64	388,5
Dic.	0,3	121,34	522
En.	0	107,08	509,1
Feb.	0,4	95,09	346,2
Mar	0	91,52	335
Abr.	1,3	69,36	299,6
May.	0,3	46,66	145,3
Jun.	0	25,37	151,7
Jul.	0	2,25	19,9
Ago.	0	4,91	65,2
Sep.	0	29,08	163,4

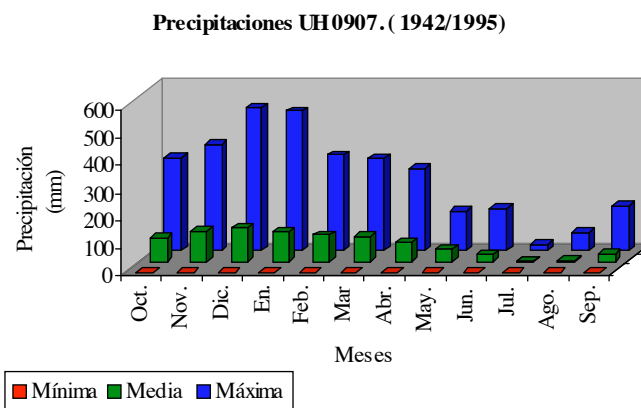


Tabla VII: Precipitaciones en milímetros, periodo 1942-1995

- UH 0908.Arroyo Los Frailes en Embalse del Cuervo.

Mes	Mínima	Media	Máxima
Oct.	0,1	73,2	282,6
Nov.	0	92,5	297
Dic.	0	101,93	413,3
En.	0	91,05	431
Feb.	0,1	80,75	268
Mar	0,1	74,93	266
Abr.	0,7	59,19	245,6
May.	0	40,64	131,4
Jun.	0	20,98	124,2
Jul.	0	1,61	23,9
Ago.	0	3,78	51,2
Sep.	0	24,14	119,7

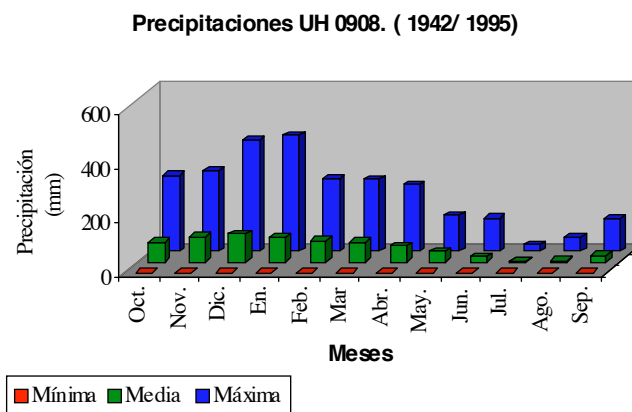


Tabla VIII: Precipitaciones en milímetros, periodo 1942-1995

✓ Evapotranspiración potencial

- UH 0903. Guadamar en estación de aforo (E.A.) N° 56 (Gerena).

Mes	Mínima	Media	Máxima.
Oct.	46,7	62,63	87,8
Nov.	19,8	32,06	44,8
Dic.	11,1	19,44	26,4
En.	11,6	17,39	23,1
Feb.	10,7	20,1	33
Mar.	23,5	37,06	59,1
Abr.	24,4	39,05	56
May.	49,2	81,24	112
Jun.	78,8	119,73	150,4
Jul.	136,6	160,55	182,8
Ag.	123,5	149,1	177,4
Sept.	77,1	105,58	132,2

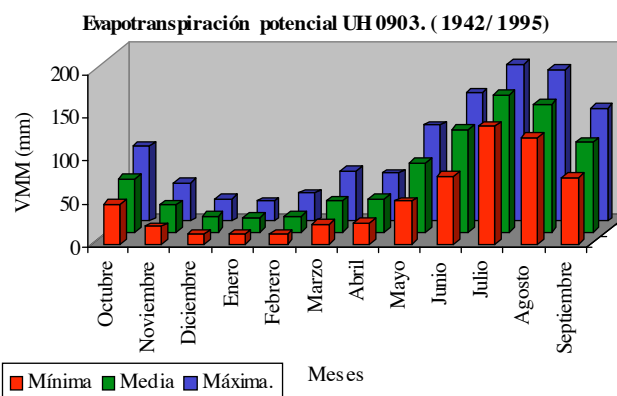


Tabla IX: Evapotranspiración potencial en milímetros, periodo 1942-1995.

- UH 0904. Guadamar en estación de aforo (E.A.) N° 90 (El Guijo).

Mes	Mínima	Media	Máxima.
Oct.	46,4	63,67	89,1
Nov.	20,5	32,63	45,1
Dic.	11,8	19,85	27
En.	12,2	17,66	23,1
Feb.	11	20,6	33,3
Mar.	25	37,9	59,6
Ab.	23,8	37,04	52,9
May.	51,8	82,14	113,8
Jun.	84,4	120,99	150,3
Jul.	138,7	162,46	184
Ag.	128,4	150,83	180
Sep.	79,5	106,66	132,5

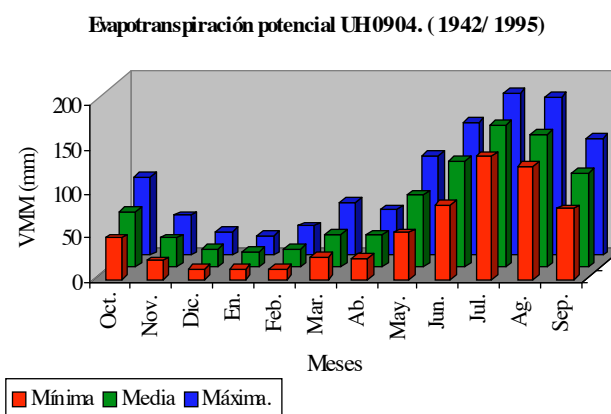


Tabla X: Evapotranspiración potencial en milímetros, periodo 1942-1995.

- UH 0905. Guadamar en estación de aforo (E.A.) N° 76 (Pte. Aznalcazar).

Mes	Mínima	Media	Máxima.
Oct.	47,5	64,41	89,6
Nov.	21,6	33,2	45,8
Dic.	12,6	20,26	27,5
En.	12,5	17,92	23,2
Feb.	11,4	21,06	31,8
Mar.	26,1	38,51	58,8
Ab.	22,7	34,78	50
May.	53,4	82,69	114,2
Jun.	87,7	121,13	149,5
Jul.	139,2	162,61	183,6
Ag.	124,8	151,06	181,3
Sep.	82,2	107,05	130,9

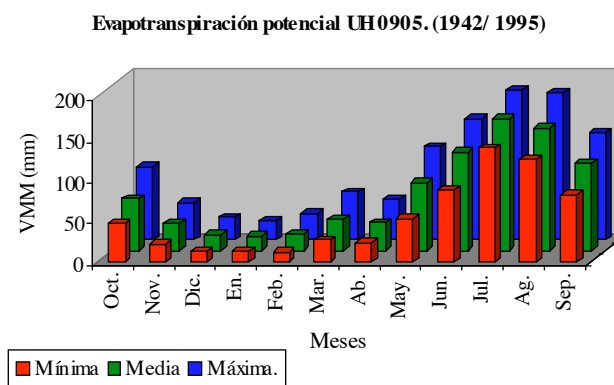


Tabla XI: Evapotranspiración potencial en milímetros, periodo 1942-1995.

- UH 0906. Guadamar aguas arriba del Brazo de la Torre.

Mes	Mínima	Media	Máxima.
Oct.	48,7	65,02	89,6
Nov.	22,2	33,58	46,6
Dic.	13	20,5	27,8
En.	12,7	18,15	23,7
Feb.	11,8	21,43	33,7
Mar.	26,9	39,08	58,4
Ab.	21,7	32,97	47,4
May.	71	83,36	114,8
Jun.	89,4	121,59	149,3
Jul.	139,5	162,95	183,8
Ag.	124,9	151,56	182,7
Sep.	80,2	107,55	131,3

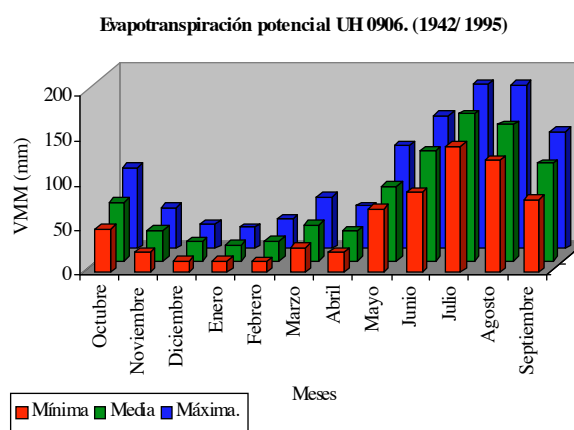


Tabla XII: Evapotranspiración potencial en milímetros, periodo 1942-1995.

- UH 0907.Ciprinejo o Agrio en embalse del Agrio.

Mes	Mínima	Media	Máxima.
Oct.	45,2	64,78	91
Nov.	23,1	33,41	46,7
Dic.	9,4	21,06	28
En.	11,1	18,41	25,8
Feb.	8,7	21,18	31,7
Mar.	25,8	38,12	59,5
Ab.	22,1	35,2	44,9
May.	45,8	82,24	117,5
Jun.	88,1	120,74	152,3
Jul.	139,4	163,65	193,2
Ag.	132,9	151,92	183,6
Sep.	76,1	108,76	134,9

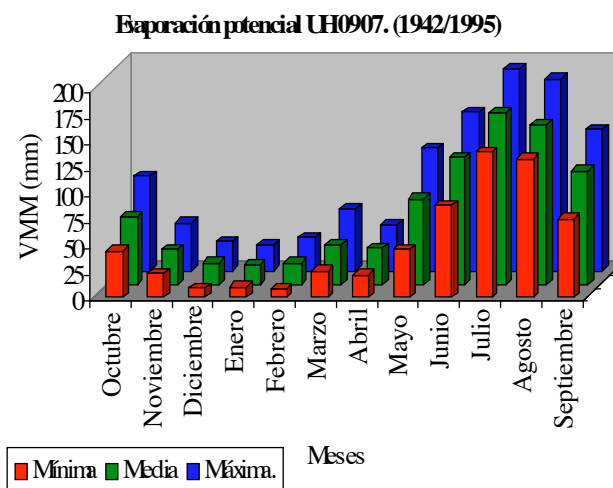


Tabla XIII: Evapotranspiración potencial en milímetros, periodo 1942-1995.

- UH 0908.Arroyo Los Frailes en Embalse del Cuervo.

Mes	Mínima	Media	Máxima.
Oct.	46,7	64,13	92,4
Nov.	20,2	32,55	44,4
Dic.	11,4	19,82	26,6
En.	11,7	17,54	23,8
Feb.	10,9	20,38	33,6
Mar.	23,9	37,89	54,8
Ab.	23,1	37,16	51,9
May.	51,8	82,64	115,7
Jun.	88	121,51	150,9
Jul.	138,4	163,62	186,6
Ag.	124,7	152,05	179,7
Sep.	79,5	107,65	136,1

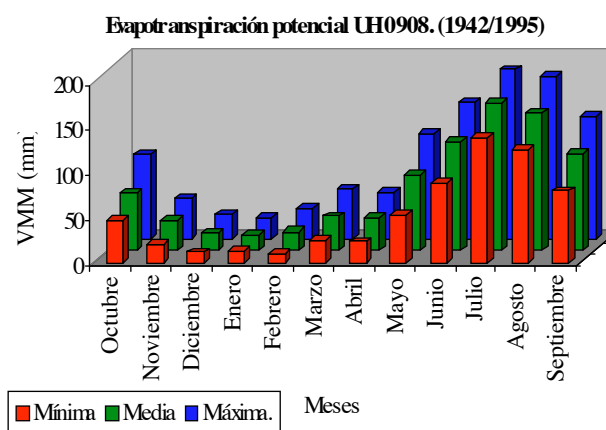


Tabla XIV: Evapotranspiración potencial en milímetros, periodo 1942-1995.

✓ Aportaciones

- UH 0903. Guadamar en estación de aforo (E.A.) N° 56 (Gerena).

Mes	Mínima	Media	Máxima.
Oct.	0,13	0,39	4,11
Nov.	0,17	0,71	4,59
Dic.	0,17	1,43	8,41
Ene.	0,22	1,99	15,77
Feb.	0,15	2,06	10,85
Mar.	0,21	2,63	18,56
Abr.	0,17	1,64	9,81
May.	0,2	0,88	3,58
Jun.	0,15	0,43	5,2
Jul.	0,15	0,31	0,61
Agos.	0,15	0,3	0,45
Sep.	0,14	0,28	0,43

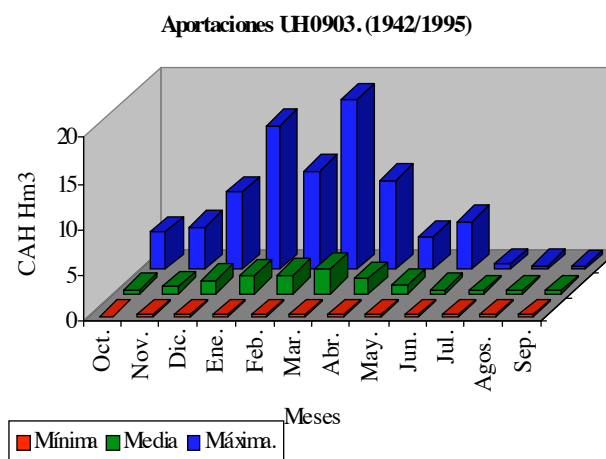


Tabla XV: Aportaciones en hectómetros cúbicos, periodo 1942-1995.

- UH 0904. Guadamar en estación de aforo (E.A.) N° 90 (El Guijo).

Mes	Mínima	Media	Máxima.
Oct.	0,3	2,23	17,06
Nov.	0,32	4,25	20,86
Dic.	0,67	8,34	54,61
Ene.	0,59	12,26	89,77
Feb.	0,48	12,67	56,74
Mar.	0,48	16,7	105,63
Abr.	0,54	11,06	50,92
May.	0,53	6,85	31,43
Jun.	0,43	3,46	22,63
Jul.	0,46	2,5	5,92
Agos.	0,37	2,15	5,07
Sep.	0,32	1,83	4,24

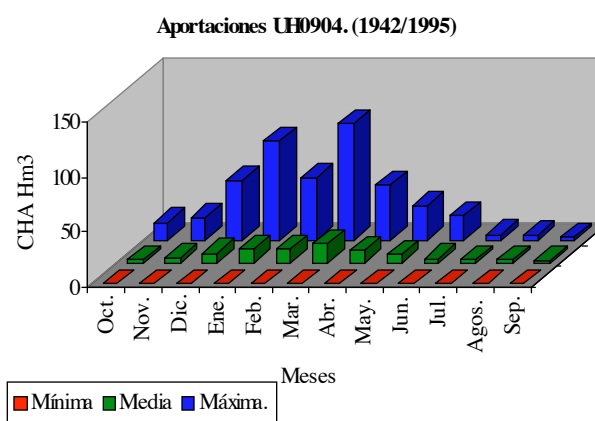


Tabla XVI: Aportaciones en hectómetros cúbicos, periodo 1942-1995.

- UH 0905. Guadimar en estación de aforo (E.A.) N° 76 (Pte. Aznalcazar).

Mes	Mínima	Media	Máxima.
Oct.	0,34	3,77	25,52
Nov.	0,38	8,84	38,95
Dic.	0,85	15,37	118,88
Ene.	1,02	21,72	156,52
Feb.	0,67	20,31	82,47
Mar.	0,65	24,82	146,72
Abr.	0,68	16,23	86,3
May.	0,72	10,38	47,13
Jun.	0,53	4,81	27,42
Jul.	0,48	3,47	8,22
Agos.	0,43	2,94	6,97
Sep.	0,37	2,5	5,76

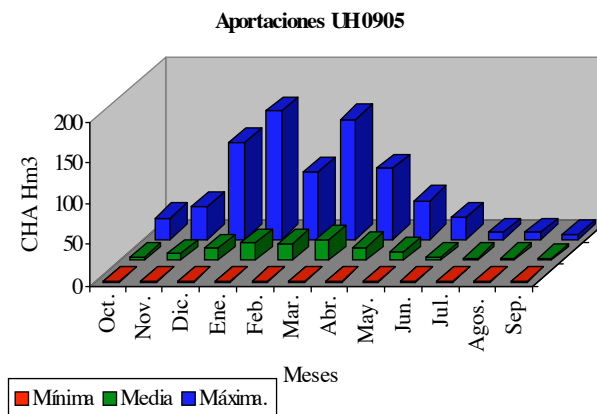


Tabla XVII: Aportaciones en hectómetros cúbicos, periodo 1942-1995.

- UH 0906. Guadimar aguas arriba del Brazo de la Torre.

Mes	Mínima	Media	Máxima.
Oct.	0,4	5,75	35,83
Nov.	0,43	13,56	58,44
Dic.	1,1	23,99	148,07
Ene.	1,57	34,56	259,31
Feb.	1,03	32,28	122,03
Mar.	0,97	37,32	202,8
Abr.	0,92	24,69	117,09
May.	1,15	16,02	75,74
Jun.	0,67	7,35	32,12
Jul.	0,59	5,42	13,16
Agos.	0,52	4,46	10,81
Sep.	0,44	3,65	8,65

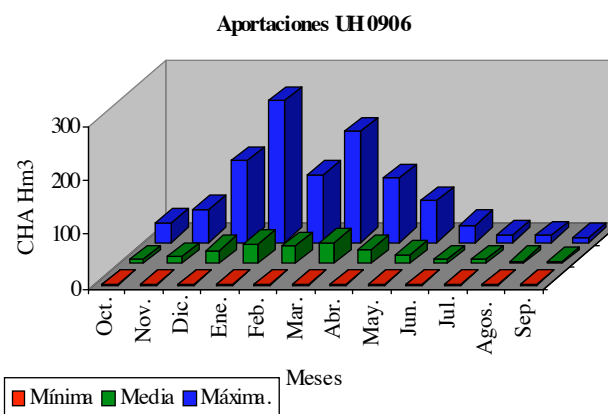


Tabla XVIII: Aportaciones en hectómetros cúbicos, periodo 1942-1995.

- UH 0907.Ciprinejo o Agrio en embalse del Agrio.

Mes	Mínima	Media	Máxima.
Oct.	0,08	1,18	6,96
Nov.	0,07	2,04	9,83
Dic.	0,19	4,07	33,42
Ene.	0,17	5,99	43,08
Feb.	0,25	6,44	27,74
Mar.	0,21	8,7	41,29
Abr.	0,2	6,21	29,87
May.	0,17	4,11	18,92
Jun.	0,14	2,13	12,87
Jul.	0,13	1,51	3,95
Agos.	0,11	1,27	3,1
Sep.	0,09	1,07	2,57

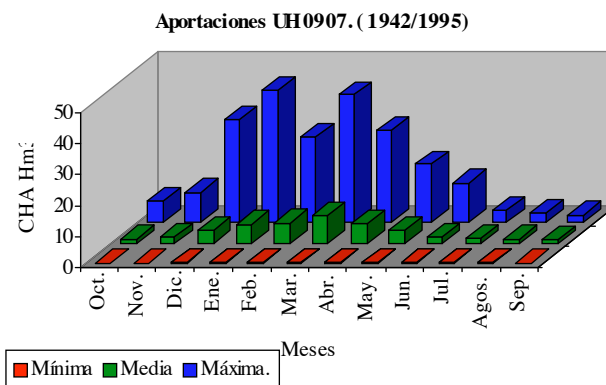


Tabla XIX: Aportaciones en hectómetros cúbicos, periodo 1942-1995.

- UH 0908.Arroyo Los Frailes en Embalse del Cuervo.

Mes	Mínima	Media	Máxima.
Oct.	0,1	0,21	2,52
Nov.	0,08	0,36	2,42
Dic.	0,12	0,7	4,64
Ene.	0,11	0,88	6,98
Feb.	0,07	0,94	4,8
Mar.	0,08	1,28	10,23
Abr.	0,11	0,7	5,39
May.	0,11	0,37	1,71
Jun.	0,07	0,2	1,15
Jul.	0,08	0,17	0,28
Agos.	0,07	0,16	0,28
Sep.	0,06	0,16	0,27

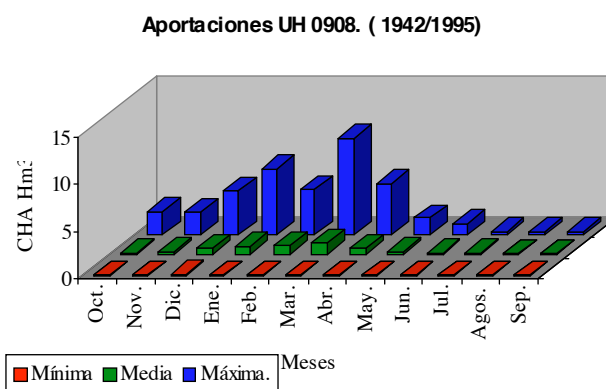


Tabla XX: Aportaciones en hectómetros cúbicos, periodo 1942-1995.

CONCLUSIONES

Teniendo en cuenta los datos presentados en el anteriormente, vemos como en los meses de calor, la evapotranspiración potencial es mayor que las aportaciones y precipitaciones recogidas, de ahí que en los meses de primavera-verano, exista un caudal mínimo, que comienza a resurgir en otoño, alcanzando su máximo en invierno.

Según el documento de Síntesis, del Plan Doñana 2005, los caudales máximos de avenida en la cuenca completa del Guadamar, para distintos periodos de retorno, vienen expuestos en la Tabla XXI.

<i>P. retorno (T)</i>	<i>5</i>	<i>10</i>	<i>25</i>	<i>50</i>	<i>100</i>	<i>500</i>
<i>Caudal máximo (m³/seg)</i>	860.2	1065.0	1325.6	1520.3	1714.1	2162.3
<i>Volumen (Hm³)</i>	100.6	125.2	156.7	180.4	204.6	259.2

Tabla XXI: Caudales máximos de avenida en la cuenca completa del Guadamar.

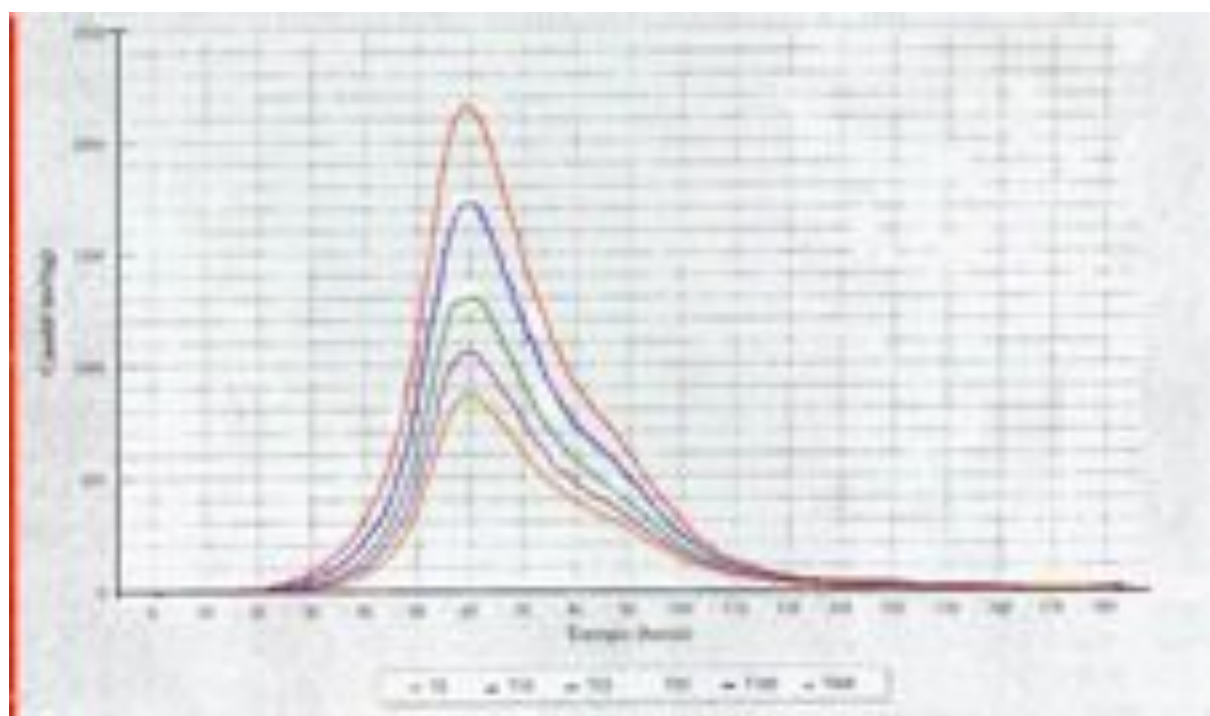


Figura 2: Hidrogramas de avenida según periodo de recurrencia.(Confederación Hidrográfica del Guadalquivir).

Dados estos valores de caudal máximo, para distintos periodos de retorno, se toma como valor previsible de la avenida, el de 1065,0 m³/seg.

Con esta caudal de avenida, y sabiendo que entremuros es capaz de almacenar o retener, sin desbordamientos, y sin afectar nuevas zonas no alcanzadas por el vertido, unos 3.500.000, m³, puede comprenderse claramente la importancia de controlar la avenida, ya que si la calidad del agua que baja no es lo suficientemente buena para dejarla fluir libremente, habría que retenerla en entremuros. Su almacenamiento, por tanto, sería mínimo, ya que en una hora, desbordaría entremuros.

1.- CONTROL DE LAS AVENIDAS

La cuenca del Guadiamar se caracteriza por tener un caudal imprevisible, tal y como se presentaron los datos anteriormente citados.

Como primera actuación se podría contemplar la recogida, desviación o canalización adecuada de todo el agua procedente de la avenida, aguas arriba de Aznalcollar (ya que este agua no está contaminada).

Esta acción se desarrollaría en dos actuaciones que se complementan entre sí:

✓ Tramo I : Desde el nacimiento hasta Aznalcóllar

↳ Estudio de los pantanos existentes en esa cuenca, para conocer posibles conexiones entre ellos, o en su defecto, poder diseñar otras que se consideren oportunas.

Para intentar recuperar la mayor cantidad de agua posible aguas arriba de la zona de comienzo del vertido, balsa de la empresa Boliden-Apirsa, y conseguir así, disminuir el caudal de la avenida, además de evitar la contaminación del agua, se ha realizado un estudio de los pantanos existentes en un radio de unos 30 Km, estudiando las conexiones existentes entre ellos, o en su defecto, realizando un estudio de las conexiones que sean necesario realizar. Con ello se pretende, traspasar el agua almacenada en el Embalse del Agrio, y del Embalse de El Cuervo,(Ver anexo cartográfico: Mapa 2) embalses situados en la cuenca afectada, de forma que se encuentren en situación de recoger la mayor cantidad de agua posible, evitando así que esta fluya aguas abajo.

Dentro de esta zona, centrada en el embalse del Agrio, y en un radio de unos 30 Km., nos encontramos los siguientes embalses:

- Embalse del Esparragal (Arroyo de las Torres y Arroyo de la Parrita) : Embalse privado de escasa capacidad.
 - Embalse de superior de Guillena (Rivera de Huelva)
 - Embalse del Gergal (Rivera de Huelva): Propiedad de la Compañía de Electricidad, con capacidad para almacenar 35 Hm³ .
 - Embalse de la Minilla (Rivera de Huelva) : Embalse regulado por EMASESA, con capacidad para almacenar 58 Hm³ .
-

- Embalse de Castiblanco de los arroyos (Rivera de Cala)
- Embalse de Cala (Rivera de Cala)
- Embalse del Portugues (Rivera del Cala)

Todos los embalses situados en el Rivera de Huelva, se encuentran conexiados entre sí, ya que están unos aguas abajo del resto, como se observa en la Figura 1, además, los embalses de Cala y Del Portugués, (Rivera de Cala), están conectados entre sí, y también conectados con los del rivera de Huelva por medio del Embalse del Gergal, que embalsa aguas de ambos ríos.

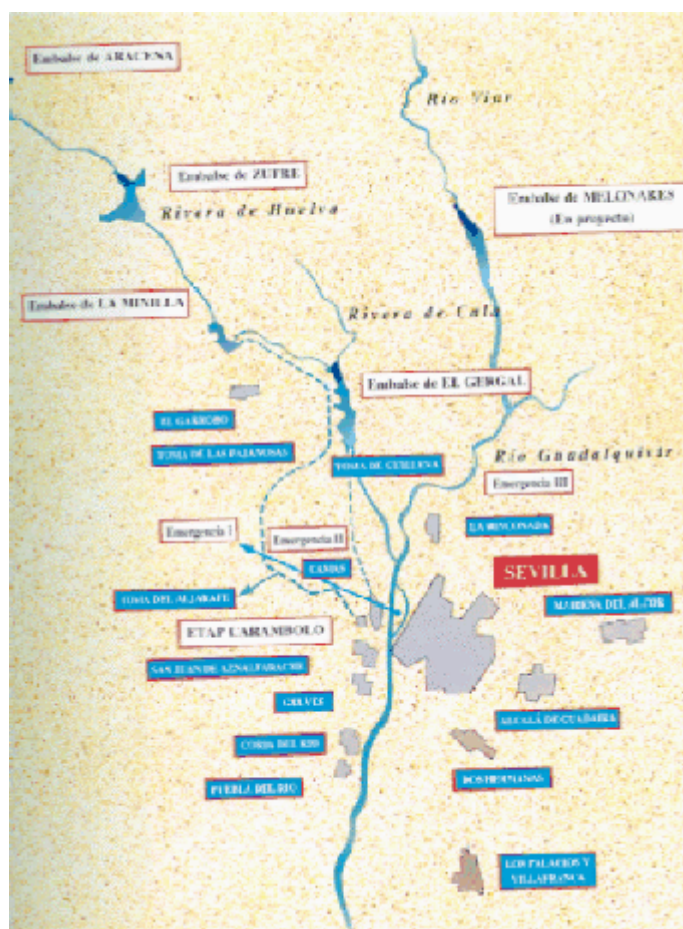


Figura 1: Embalses pertenecientes a la riera de Huelva y Rivera de Cala. (EMASESA, 1997).

Una vez observada la situación de los distintos embalses, se observa que los más cercanos son los situados en la riera de Huelva, por lo que se van a desprestigiar los embalses de Cala y Del Portugués. De los embalses situados en el Rivera de Huelva, el más cercano en línea recta es el Embalse de la Minilla (Foto 1), que se encuentra a una distancia en línea recta del embalse del Agrio de aproximadamente 18 Km.



Foto 1: Embalse de la Minilla (EMASESA).

Por tanto, bastaría realizar una conexión entre los embalses del Agrio, y del Cuervo, que se encuentra geográficamente situado entre ambos, mediante una red de tuberías, de forma que podría transvasarse el agua almacenada en ambos embalses, sin tener que desembalsar aguas río abajo, evitando así su contaminación y consiguiendo su aprovechamiento.

Además, con esta medida se consigue, como se ha indicado antes, disminuir el caudal de la avenida, ya que estas unidades hidrográficas (UH 0907 Crispinejo o Agrio, y 0908 Arroyo los Frailes), tienen unas aportaciones medias (periodo 1942/1995) de 44.73 y 6.13 Hm³/ año, respectivamente.(Datos de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir).

↳ Vaciado controlado del embalse del Agrio, de manera que permita limpiar los restos de lodo que queden, realizar los ensayos necesarios para controlar las futuras avenidas, etc.

El embalse del Agrio, construido en 1977, se encuentra enclavado en la cuenca del río Agrio o Crispinejo, dentro del término municipal de Aznalcollar, diseñado para satisfacer necesidades de abastecimiento e industria, podía albergar una capacidad máxima de 40 Hm³, (datos de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir) pero debido a carencias estructurales, su capacidad de almacenamiento fue disminuida a 20 Hm³. Actualmente (mediados del mes de Julio), almacena 21 Hm³.

Esta escasa capacidad de almacenamiento, unido al hecho de que este embalse se encuentra al límite de su capacidad, hace de él un punto importante de estudio en el Plan de emergencia de avenidas, ya que cuando llegue el periodo otoñal y comiencen las lluvias, sería conveniente su urgente desagüe, con los consiguientes problemas que ello acarrea.

Este plan propone un desaguado controlado de este embalse, usando además esta avenida controlada de agua, para realizar los ensayos que se consideren oportunos para poder controlar luego las avenidas que se produzcan.

Desde nuestro punto de vista, si desagüamos este embalse, a mediados de septiembre, conseguiremos evitar graves consecuencias, ya que no al no admitir más capacidad se corre el riesgo, por un lado de un desbordamiento, y por otro, si soltamos agua en plena avenida, lo único que se conseguirá será aumentar el tamaño y la peligrosidad de esta.

Los procedimientos propuestos serán los siguientes, a realizar a mediados de septiembre, para que estén finalizados a finales de ese mes:

1. - Comprobar el estado en que han quedado las tierras, después de los trabajos de limpieza de los lodos, realizados hasta el momento.
 2. - Comprobar los niveles de sulfuros que quedan en la cuenca y alrededores.
 3. - Estudiar los terrenos por los que interesa que pase el agua, para ayudar a limpiar los restos de lodos o sulfuros existentes, averiguando las pendientes, tipos de suelo,...
 4. - Calcular la cantidad de agua que se debe soltar para que llegue con la fuerza suficiente para limpiar, sin que por ello se inunden nuevos terrenos, y la mejor forma de soltarla.
 5. - Preparar los ensayos que se consideren oportunos realizar, para un mejor control de la avenida futura, como pueden ser:
-

- Funcionamiento de las trampas de sedimento.
- Control de los parámetros de toxicidad.
- Funcionamiento de la autodecantación del río.
- Eliminación de los sulfuros.
- Tipo de arrastre, ya que realmente, la cuenca actual no presenta suelo, sólo tenemos tierra removida.

Una vez desaguado el Embalse, podemos recoger todo el agua procedente de las lluvias aguas arriba de dicho embalse, con lo que se consigue disminuir la avenida. Cabe indicar que la aportación media en Hm^3 de este afluente al Guadamar, según datos de la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, está fijada en 44.73.

✓ **Tramo II: Desde Aznalcóllar a Sanlúcar**

Para realizar la limpieza de los lodos depositados en el fondo de la cuenca, ha sido necesario realizar desvíos alternativos por tramos conectados entre sí.

Desde Aznalcollar hasta Sanlúcar, se podrían haber establecido cauces alternativos al actual, con el objetivo de evitar que posibles avenidas futuras provocaran la entrada de agua contaminada en el parque. Se sugiere realizar cauces alternativos hacia la izquierda del río, para poder así, desviar el curso del agua por una zona alejada del parque de Doñana y permitiendo únicamente la entrada en él, una vez que se compruebe que dichas aguas están dentro de los niveles permitidos.

El nuevo cauce se realizaría en zonas donde no haya llegado el lodo vertido, por tanto tan sólo pasaría por él agua contaminada, por lo que para eliminar los posibles restos de contaminación de dichas aguas, tendríamos que desaguar una mínima parte del agua contenida en el embalse del Agrio, que a su vez limpiaría el cauce del nuevo desvío por el que antes habría pasado el agua contaminada. El desagüe de parte del agua contenida en el embalse El Agrio, no supondría ningún problema, ya que actualmente dicho embalse se encuentra en su máxima capacidad. Con esto conseguiríamos que el agua no desembocara contaminada en el Atlántico. (Ver anexo cartográfico: Mapa 1)

Como con la creación de este nuevo cauce, las futuras aguas caídas no pasarían por el actual cauce que es el que ha sido contaminado por el lodo, permitiría dar más tiempo a la recogida de lodos, ya que no habría peligro de contaminación de las nuevas aguas vertidas al no pasar por zona contaminada por el lodo.

Este nuevo cauce, debería hacerse lo más paralelo posible al actual, para no desviar demasiado la trayectoria de dicho río, intentando mantener también la misma pendiente que actualmente tiene, para asegurar así, que el agua fluiría hacia la zona establecida y que su morfología quedara alterada lo menos posible.

El embalse del Agrio se puede mantener a su actual capacidad, y se recogerían las avenidas de los afluentes del Guadamar aguas abajo de este embalse.

Para llevar a cabo estas medidas, será necesario desaguar una mínima parte del embalse del Agrio, para limpiar los fondos de los desvíos por los que antes había pasado el agua contaminada.

2.- CONTROL EN CONTINUO DEL CAUDAL DE AVENIDA Y CALIDAD DE LAS AGUAS

Se trata de poder establecer un seguimiento en continuo del caudal de y de las características físico-químicas y biológica de las aguas que llegan. Para ello, se instalarían unos puntos de control a lo largo del cauce del Guadamar. En todo momento conoceríamos las variaciones que puedan producirse, lo que permitiría actuar con rapidez y de forma oportuna.

3.- ESTABILIZACIÓN DE LOS SUELOS LIMPIOS FRENTE A LAS AVENIDAS MEDIANTE TRATAMIENTO BIOLÓGICO

En las zonas en las que se ha procedido a la retirada de lodos, se propone regenerar estas áreas con compost. Esta actuación permite proteger la cuenca de una nueva riada provocada por las lluvias evitando la erosión de las orillas, ya que la velocidad del flujo de agua en la cuenca sin vegetación, no podría reducirse. Además, el agua arrastraría la tierra con lo que se redisolverían los metales pesados y sulfuros que aún quedan en el suelo.

El compost a utilizar debe poseer unas características adecuadas para su utilización como: pH, concentración en materia orgánica, mínima concentración en metales y libre de patógenos.

Conseguiríamos inmovilizar los metales pesados en función de la cantidad y tipo de suelo y de la cantidad y tipo de materia orgánica presente.

Posteriormente se llevaría a cabo una acción de siembra, antes de las lluvias debido a las condiciones climatológicas ideales de aumento de temperatura y sequedad, donde solo sería necesario una espera de 3 a 4 semanas para efectuar la acción.

4.- ESTABILIZACIÓN DE LOS SUELOS CONTAMINADOS MEDIANTE TRATAMIENTO QUÍMICO

En aquellas áreas donde no haya sido posible retirar los lodos o en aquellas en las que a pesar de estar limpias la concentración en metales sea muy alta, proponemos una alternativa técnica de emergencia para evitar que los metales pesados y sulfuros entren en el río por el efecto de las lluvias.

Se realizaría un tratamiento físico-químico que evitaría que los metales pesados se movilen (por redisolución o como partículas en suspensión) aguas abajo al ser transportados por la escorrentía.

5.- INCREMENTO DE LA DECANTACIÓN NATURAL EN ENTREMUROS

La morfología de la zona de Entremuros comprendida entre el Puente de Don Simón y el Puente de los Vaqueros, actúa como un decantador natural (puede observarse en las imágenes satélite, como la mayoría de los lodos han quedado allí retenidos)

Nuestra propuesta sería aprovechar esta acción natural e incrementarla. Para ello se construirían zanjales y azudes que permiten reducir aun más la velocidad del agua, favoreciendo el depósito de sólidos en suspensión de tamaño mas pequeño. Además se podrían sembrar plantas acuáticas que supusieran una barrera contra el agua de llegada ayudando en la sedimentación. Los metales pesados quedarían aquí retenidos en su mayoría.

6.- DESAGÜE CONTROLADO DEL EXCESO DE CAUDAL

La alternativa para este agua procedente de la avenida será:

- 1.-Vertido directo al mar
- 2.-Estudio de la posibilidad de introducirla en Doñana, previo control de la calidad de las aguas que van a entrar en el Parque

BIBLIOGRAFIA

- Conserjería de Medio Ambiente.(1998). Plan de actuación contra los efectos de la rotura de la balsa de decantación de la mina ubicada en el término municipal de Aznalcollar, Sevilla, propiedad de Boliden. Junta de Andalucía.
 - EMASESA, (1981). Memoria anual 1981. Informe sobre la sequía. Publicaciones EMASESA, Sevilla.
 - EMASESA, (1997). Crónica de una sequía 1992-1995. Publicaciones EMASESA, Sevilla.
 - Ministerio de Medio Ambiente. (1998). Proyecto de retirada de lodos y restauración hidrológica ambiental del dominio público hidráulico del río Guadiamar.
 - Ministerio de Medio Ambiente. (1998). Proyecto de control y permeabilización de la Marisma de Doñana y frente del río Guadalquivir al Brazo de la Torre y Entremuros. Documento de síntesis.
-

7.2.- DESARROLLO LOCAL EN AZNALCOLLAR LIGADO AL VERTIDO TOXICO EN EL RIO GUADIAMAR

Grupo T.A.R.

Se está realizando un gigantesco esfuerzo para la recuperación del Guadiamar por parte de todas las Administraciones, centros técnicos, científicos y la sociedad en general.

La información generada de los aciertos y de los errores se puede convertir en patrimonio de toda la humanidad si se es capaz de hacer una transferencia adecuada.

En paralelo a esto, Aznalcóllar como punto de referencia ecológico debe generar economía en su zona de influencia, convirtiendo el desastre inicial en una inversión de futuro.

Asumidas las consecuencias del vertido tóxico, una organización adecuada de los esfuerzos técnicos, tecnológicos y de investigación con las posibilidades culturales y de ocio que llevan aparejadas, permitiría generar economía alternativa o aditiva a la actividad minera de la zona.

DESARROLLO LOCAL, OCIO, CULTURA Y EDUCACIÓN AMBIENTAL

Tal y como hemos comentado anteriormente, con el objeto de fomentar e impulsar la economía local dándole simultáneamente un enfoque cultural y de ocio, pensamos que sería interesante plantear las siguientes actuaciones:

↪ Creación del **Centro de Interpretación de la Mina**: aprovechando las instalaciones existentes, los visitantes podrían conocer todos los procesos. Además debería poseer una sala de exposiciones donde se proporcione una visión general de las actividades que se llevan a cabo en la mina y su importancia en el desarrollo económico local.

↪ Creación del **Museo de la Recuperación** del Guadiamar: contendría salas de exposiciones fijas e itinerantes, que reflejarían el suceso acontecido, los esfuerzos realizados para la recuperación de la cuenca y del entorno.

↪ **Centro de documentación** informatizado (sala de consulta de documentación científica y técnica, sala de consulta divulgativa popular, sala de proyección, salón de conferencias, etc.).

↪ Creación de una **Ruta de Recuperación** del Guadamar: se mantendrían los caminos ya existentes a disposición de los visitantes, como recorrido de ocio, cultural y formativo. Se abriría un camino paralelo al corredor verde, aprovechando la infraestructura generada que uniera Aznalcollar con Doñana, dando entrada a los distintos equipamientos de los centros anteriormente citados y áreas de servicios de los visitantes.

↪ Creación de una **red de alojamiento**: zonas de acampada libre, camping, casas rurales, cabañas, etc.; aprovechando las construcciones industriales o agrícolas existentes que puedan cambiar de uso, y los distintos programas de financiación a los que pueda acogerse. Esta red de alojamiento se instalaría a lo largo de la Ruta de Recuperación.

↪ **Talleres ambientales** : apoyo a la industria ambiental, trabajos en recuperación del río y sus afluentes, elaboración de itinerarios, etc.

↪ Creación de un **Centro de transferencia**: se trataría de centralizar en Aznalcollar y su entorno las actividades que se realicen en la recuperación del río, y que incluiría a su vez al menos los siguientes centros:

- **Centro de seguimiento** de las actuaciones de las distintas Administraciones en la regeneración del río y su ribera.
 - **Centro de referencia**: puede establecerse, teniendo en cuenta que se barajan parámetros que hasta ahora no son conocidos y que pueden emplearse en multitud de entornos similares al que nos ocupa. Esto permitiría establecer un banco de datos y de estrategias a seguir que utilizarían empresas y Administraciones como:
-

- ↳ Elaboración de estudios técnicos.
- ↳ Homologación de tecnologías.
- ↳ Análisis de contraste y control de calidad.
- ↳ Rutinas de actuación.
- ↳ Planes de emergencia

- **Centro de I+D:** Aznalcollar se encuentra con un entorno con un problema de contaminación por compuestos y elementos tóxicos sin muchos precedentes. Por ello se dispone de un campo de trabajo muy importante y único, sobre el que se puede obtener una información adecuada para encontrar los medios y métodos que permita no solo ser capaces de actuar ante circunstancias parecidas, sino también evitar que se produzcan generando políticas de prevención y remediación.

La creación del centro de I+D hace posible llevar a cabo todas las acciones en el mismo lugar donde se ha producido el suceso. Entre éstas podemos mencionar:

- ↳ Ensayos en plantas piloto.
- ↳ Estrategias de nuevos tratamientos (con materiales y/o métodos novedosos).
- ↳ Centralización de datos técnicos y científicos.
- ↳ Proyectos de colaboración internacional.
- ↳ Proyectos de formación de técnicos e investigadores.
- ↳ Proyectos de desarrollo con aplicación industrial.

El programa sería dirigido íntegramente desde una Unidad de Coordinación de todas las actividades, que se encargaría de buscar financiación, de gestionarla posteriormente y de explotar el fenómeno de Aznalcollar como motor de desarrollo local.

8.- LÍNEAS DE TRABAJO EMPRENDIDAS POR EL GRUPO T.A.R. APLICABLES A LA RECUPERACIÓN DEL RÍO GUADIAMAR.

8.1.- PROGRAMA DE FORMACIÓN DE TÉCNICOS EN AGUA.

Grupo T.A.R.

España es un país que, según diversos informes, necesita una mejor distribución y aprovechamiento del agua. Este hecho obliga a una mayor inversión en infraestructuras, una mejora en la gestión y una política racionalizadora del esfuerzo.

Los hábitos tradicionales de la política hidráulica en España se han demostrado insuficientes. Ya no es posible considerar el agua tan sólo como unidad volumétrica que se canaliza, almacena y distribuye. Ni siquiera es bastante el gran avance conseguido al introducir conceptos como el de “fabricación” o de rentabilidad dentro de un enfoque industrial.

Es evidente que durante los últimos años en España, el agua se ha revelado y ya no quiere circular por los caminos que hemos dispuesto para ella, no estamos suficientemente preparados para la sequía ni para las precipitaciones; el agua se nos saliniza y contamina.

Aunque la Ley de Aguas (Ley 29/1985, de 2 de Agosto, de Aguas) consagra la propiedad pública del agua, ésta ha seguido siendo cautiva y sigue manteniendo casi intactos sus grandes poderes económicos, políticos y técnicos. Las competencias técnicas siguen en poder de una pequeña variedad de profesionales que, consecuentemente, serán también responsables de unos pobres resultados tanto en el abastecimiento y saneamiento como en el uso agrícola e industrial.

Por grandes que hayan sido en los últimos años los avances en la filosofía del aprovechamiento del agua y los medios puestos en el empeño, la realidad actual exige mejores prestaciones para responder al desafío del crecimiento de la civilización occidental. Se hacen necesarias aportaciones procedentes de las más variadas profesiones.

El agua es un punto de encuentro de todas las potencialidades de la vida y de la actividad humana. *El agua es la gran conexión*, el hilo conductor de las relaciones del sistema tierra donde vivimos. Si todo lo conecta, si en todo influye, si su interdependencia es tan grande..., para su gestión habrán de aplicarse los conceptos pertinentes, la multidisciplinariedad y la interactividad que desafortunadamente no son moneda común en nuestra formación occidental, menos aún en la española y quizás mucho menos en la universitaria.

En la vivencias reales, “a pie de alcantarilla”, el Grupo T.A.R. ha ido forjando su peculiar filosofía que le permite ofrecer *un puente* entre:

-Los resultados analíticos de la realidad y el diseño de soluciones basándose en coeficientes de lápiz y papel.

-Las muy diversas formaciones de sus miembros, que tras un período de interacción multidisciplinar y conexión, permite que titulados variados se conviertan en *técnicos del agua*.

-Profesionales maduros y expertos de la industria y los jóvenes formados en el Grupo T.A.R., *novatos pero disponibles*, cuya aceptación en el mercado es la mejor de sus referencias.

-La producción y la conservación, bajo la firme idea de que sólo serán productivos a medio y largo plazo aquellos procesos que conserven el entorno, “desde la tierra quemada es más difícil construir”.

-El enorme coste necesario en España para el tratamiento del agua y su valorización como punto de arranque de una nueva Industria Ambiental, competitiva y productiva, que convierte costes en inversiones y desarrolla tecnología propia a la vez que hace funcionar adecuadamente nuestros servicios.

-Entre la industria nacional y la Universidad, poco acostumbradas a trabajar juntas, pero obligadas por la necesidad de mejorar la competitividad de nuestra sociedad en el entorno económico en el que se mueve.

En nuestra opinión, en una buena estrategia de aprovechamiento de recursos generalmente escasos, *ningún país debería investigar con fondos públicos aquello que no puede producir*.

De estas interacciones nacen unas posibilidades importantes de formación de técnicos al nivel de los mejores de los demás países de la Unión Europea, lo que constituye, quizás, la mejor aportación del Grupo T.A.R al sector industrial y el apoyo a las nuevas generaciones de titulados que salen de las aulas de la Universidad.

Para concluir, a modo de exponente de todo lo mencionado anteriormente, comentar que actualmente existe un gran número de técnicos trabajando en empresas del sector que han sido formados en el Grupo T.A.R, su estadística se relaciona en la tabla siguiente (Tabla I)

Actualmente tenemos en formación otros 30 técnicos prestos a entrar en el mercado laboral.

TITULACIÓN	ESPECIALIDAD	TÉCNICOS CONTRATADOS
INGENIEROS TÉCNICOS INDUSTRIALES	QUÍMICOS	45
	ELÉCTRICOS	1
	MECÁNICOS	3
	ELECTRÓNICOS	20
QUÍMICA		27
BIOLOGÍA		20
FARMACIA		12
INGENIERÍA AGRÍCOLA		1
INGENIERÍA TÉCNICA AGRÍCOLA		2
FORMACIÓN PROFESIONAL	INFORMÁTICA	1
	QUÍMICA	4
FÍSICA		1
CIENCIAS ECONÓMICAS		2
DELINEACIÓN INDUSTRIAL		1
TOTAL TÉCNICOS CONTRATADOS		140

Tabla I: Relación de técnicos T.A.R. contratados por empresas.

8.2.- CENTRO DE ESTUDIOS DEL RIO

Grupo T.A.R.

INTRODUCCIÓN

La regeneración de la vida en el Guadamar, hasta recuperar los niveles razonables de actividad biológica en su cauce, exige poner a punto todo un dispositivo de técnicas de medición para diagnosticar el estado del río en cada momento.

El Grupo T.A.R. viene realizando hace años trabajos en este sentido y ha desarrollado el embrión de lo que será el Centro de Estudios del Río que, en el marco de la recuperación del río Guadamar, juega un papel muy importante, ya que permite medir la eficacia en “la salud” del río de las diferentes actuaciones y políticas que se acometan en su entorno.

El Centro, independientemente de su aplicación en el Guadamar, nace con vocación de ser una herramienta general para todos los ríos, y su filosofía se puede resumir así:

CENTRO DE ESTUDIOS DEL Río

La idea parte de la inquietud de la Diputación de Sevilla y de los conocimientos generados en el Grupo T.A.R. de la Escuela Universitaria Politécnica de Sevilla con apoyo de la experiencia del ISIM (Escuela de Ingeniería del Agua de Montpellier, Francia) en su trabajo en los ríos de su país, para la Secretaría de Estado para la Salud y el Ministerio de Medio Ambiente. La práctica diaria del ISIM en Francia supone un avance muy importante sobre la consecución de los caracteres biológicos y químicos que exige la legislación europea para la utilización de las aguas continentales como agua de baño.

Los estudios hidrobiológicos que se realizan permiten conocer la calidad del agua con parámetros internos. Se puede determinar el estado de “salud” real y objetivo del río. Aquí radica la innovación de esta forma de trabajo, que posibilita definir la eficacia de las actuaciones sobre el río, y sus usos para pesca y otras actividades acuáticas, además del baño ya contemplado en la metodología tradicional.

El Centro de Estudios del Río permite, así, avanzar un paso más, evaluando las posibilidades de ocio en las riberas en función de la calidad de las aguas. Senderismo. También permite orientar a cada municipio sobre las posibilidades de mejora, de la misma forma que en la asesoría realizada para actuar sobre el agua del río. Se considera la infraestructura turística y recreativa del municipio, de forma que haga posible el disfrute del río y complemente su oferta. Además, mediante estudios hidrológicos de las riberas y de sus posibilidades de inundación en posibles avenidas, se puede definir la ubicación de nuevas infraestructuras así como la recolocación de las ya existentes, contando así con una herramienta de protección a las instalaciones y actividades a desarrollar en el río.

En definitiva, el Centro de Estudios del Río debe ser un foco de atracción de financiación pública, apoyando las inversiones privadas y generando un tejido industrial ligado a la actividad lúdica, al disfrute del agua, teniendo como objetivo último el crear una “marca” de respeto al medio natural del río.

METODOLOGÍA

Para la evaluación de los distintos factores considerados en el estudio de la Calidad del Agua del Río, deben seguirse las siguientes pautas:

- **Calidad de agua de río**

La valoración de la calidad del agua del río debe considerar:

- ✓ Variables medioambientales
 - ↳ Factores morfodinámicos
 - ↳ Factores físico-químicos
- ✓ Variables biológicas
 - ↳ Vegetación acuática
 - ↳ Fauna acuática

Teniendo en cuenta estas variables, los pasos a seguir deben ser los siguientes:

1. Determinación de los sectores representativos del conjunto, en función de criterios
-

morfodinámicos e hidrobiológicos.

2. Determinación del muestreo adecuado, tanto desde el punto de vista espacial como temporal.
3. Realización de los ensayos necesarios para la caracterización hidráulica, físico-química y biológica.
4. Diagnóstico del estado de la cuenca, zonificando conclusiones y detallando espacios singulares.
5. Determinación de las actuaciones a adoptar para mejorar el medio físico fluvial, sobre aquellas zonas que presenten focos de contaminación.

- **Estudio Hidrobiológico**

Este consiste en el seguimiento de la evolución de un curso de agua, analizando su estado con respecto a épocas anteriores o zonas diferentes, y determinando su nivel de calidad. Mediante el estudio hidrobiológico es posible conocer las interferencias producidas por:

- 1? El impacto de la contaminación debido a la actividad humana.
- 2? La influencia de los aportes naturales sobre la fauna del río.
- 3? Los efectos de las inundaciones y variaciones del régimen hidráulico.

Los estudios necesarios están basados en:

- 1? Las características hidráulicas del curso de agua.
- 2? Las características físico-químicas.
- 3? Las características biológicas.

✓ **Estudio Hidráulico.** En esta parte del estudio, se determina el perfil de caudales del río en distintos puntos característicos, teniendo en cuenta los aportes de afluentes o fuentes.

✓ **Estudio Físico-Químico.** Se determina el nivel de calidad en función de los siguientes parámetros:

- Físicos: Temperatura, Conductividad.
 - Químicos: pH, Salinidad, Alcalinidad, O_2 disuelto, NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^- , PO_4^{3-} , SO_4^{2-} , Mn^{2+} , Cr^{6+} , Dureza, Cl^- , F^- ...
-

✓ **Estudio Biológico.** Las variaciones de la composición físico-química del agua conllevan cambios importantes en la composición de la biocenosis acuática. Mediante análisis biológicos adecuados (Índices Bióticos) es posible determinar la calidad del medio, así como posibles perturbaciones que no son detectadas por los análisis físico-químicos.

✓ **Estudio Piscícola.** Determinación de la Riqueza Específica y la Diversidad Específica de la población en función de los datos de longitud, peso y edad de los individuos muestreados.

Cada año deben precisarse las condiciones de muestreo para la determinación de la calidad de las aguas. Los puntos principales del programa deben ser:

✓ **Determinación de la época de usos recreativos.** Período en el que los tramos de río o afluentes son propicios para baño, pesca, etc.

✓ **Número de puntos controlados.** Puntos de control oficial, ampliados con ciertos puntos de estudio, con muestreos más espaciados en el tiempo. Ello permite determinar el origen y la evolución de diferentes aportes de contaminación al río.

✓ **Número de muestreos.** Por cada punto de control, determinación del número mínimo de muestreos a realizar. Este número puede ser modificable en función de los resultados obtenidos en los muestreos previos.

✓ **Parámetros de medida o de análisis.**

- Control microbiológico basado en el análisis de *Escherichia coli* y de *Streptococcus fecales*. En algunos casos, puede considerarse también el análisis de enterovirus y salmonellas.
- Control físico-químico consistente en:
 - Medidas de turbidez con el disco Secchi, en los casos en que la profundidad sea suficiente.
 - Medidas de pH, aceites minerales, fenoles, oxígeno disuelto, pesticidas, metales pesados y cianuros, para ver un posible deterioro de la calidad de las aguas.
 - Medidas de amoníaco, nitrógeno Kjeldahl, nitratos y fosfatos, para ver una posible tendencia a la eutrofización.
 - Control de flora y fauna, y de los sedimentos del río.

✓ **Determinación de la calidad de las aguas en cada muestreo.** Calidad instantánea determinada principalmente en función de los resultados del análisis bacteriológico. Los valores guía y los valores límites son los impuestos por la normativa europea. La vigilancia exhaustiva de estos parámetros viene marcada por su condición de ser los exigidos para el baño de personas en el río.

Según los resultados obtenidos, y en función del uso recreativo de cada zona, es posible clasificar las aguas de la forma siguiente:

- Aguas de **buena calidad**, por debajo de valores guía.
- Aguas de **calidad media**, entre valores guía y valores límite.
- Aguas de **mala calidad**, por encima de valores límite.

✓ **Información al público.** Toda la información correspondiente a la temporada precedente, además de los datos que se van obteniendo durante la época de muestreo debe estar a disposición del público tanto en los ayuntamientos concernientes como vía Internet, y actualizándose los resultados al menos una vez por semana.

✓ **Evolución de la calidad de las aguas.** De un año a otro es posible constatar variaciones en la calidad de las aguas, por lo que es necesario determinar el origen de esta vulnerabilidad y encontrar las soluciones técnicas y financieras que permitan devolver al agua una mejor calidad.

CONCLUSIONES

El Centro de Estudios del Río se convierte, así, en el hilo conductor para una buena gestión de los espacios fluviales. La centralización del control de la calidad de las aguas de río y del seguimiento de la evolución, su función como ayuda a la investigación y formación, así como a la cultura y ocio, le confiere un carácter imprescindible para conseguir un correcto aprovechamiento del río respetando al máximo su medio natural.

8.3.- INSTITUTO DE CIENCIAS DEL INGENIERO DE MONTPELLIER (ISIM)

Grupo T.A.R.

El ISIM, Instituto de Ciencias del Ingeniero de Montpellier, nació en 1970 de una voluntad nacional de crear formaciones universitarias capaces de responder a las necesidades del mundo laboral. Desde su creación, el ISIM ha estado orientado a la formación de ingenieros dentro de cinco sectores distintos: Informática y Gestión, Microelectrónica y Automatismo, Agua, Industrias Alimentarias y Materiales.

El diploma de esta escuela universitaria fue reconocido en 1974 por la Comisión de Títulos de Ingenieros. En ese año la promoción contó con 55 licenciados, y desde entonces ha ido aumentando su número hasta llegar a 264 alumnos en 1995.

El ISIM forma parte de la Conferencia de Grandes Escuelas, y se revela como la más importante formación de ingenieros de la región mediterránea francesa, en Languedoc-Roussillon.

Con su implantación dentro de la Universidad Montpellier II, el ISIM se beneficia de un entorno rico de múltiples especialidades y competencias del mundo de la investigación, además de la experiencia y las competencias técnicas de las empresas. Junto con el CUST en Clermont-Ferrand y el EUDIL en Lille, el ISIM forma parte de una cadena de competencias dentro de la red Eiffel. Se puede decir, entonces, que esta escuela representa un vínculo privilegiado entre el mundo universitario y el mundo industrial.

El Departamento de Ciencias y Tecnologías del Agua forma ingenieros generalistas con un enfoque interdisciplinario en sectores tan variados como el tratamiento de aguas residuales, la búsqueda, protección y gestión de recursos de agua superficial o subterránea, la producción de agua potable y el control de su calidad, la concepción de sistemas de transporte del agua, etc.... Durante los tres años de especialización, los alumnos siguen cursos de química, física, matemáticas, economía y gestión, hidráulica, microbiología, procesos, estadística, informática, hidrología, fisiología vegetal y animal.

Dos períodos de prácticas son obligatorios (en Francia o en el extranjero) para que los alumnos tengan un primer contacto con el mundo industrial: un período de 2 o 3 meses al finalizar el segundo año y un de 5 o 6 meses durante el tercero. Los alumnos están también conectados con el mundo de la investigación científica mediante la realización de un proyecto dirigido por profesores en los laboratorios de la universidad.

También es posible, en paralelo con el tercer año o una vez finalizada la formación, preparar un DEA (Diploma de Estudios Aplicados, con una duración de dos años y dirigido al Doctorado) o un DRT (Diploma de Investigación Tecnológica, con una duración de 18 meses, de los cuales 12 han de realizarse en empresa).

El Departamento de Ciencias y Tecnologías del agua y el Grupo T.A.R. proponen intercambios a sus alumnos desde 1995. Cada año, alumnos del ISIM realizan su período de prácticas en el Grupo T.A.R., y alumnos españoles siguen los cursos franceses y trabajan en los laboratorios del ISIM. Para ello, ambas universidades cuentan con el apoyo de los programas europeos Erasmus-Sócrates y Leonardo-Techware.

En la actualidad, el Grupo T.A.R. cuenta con 2 licenciadas por el ISIM.

9.- ANEXOS.

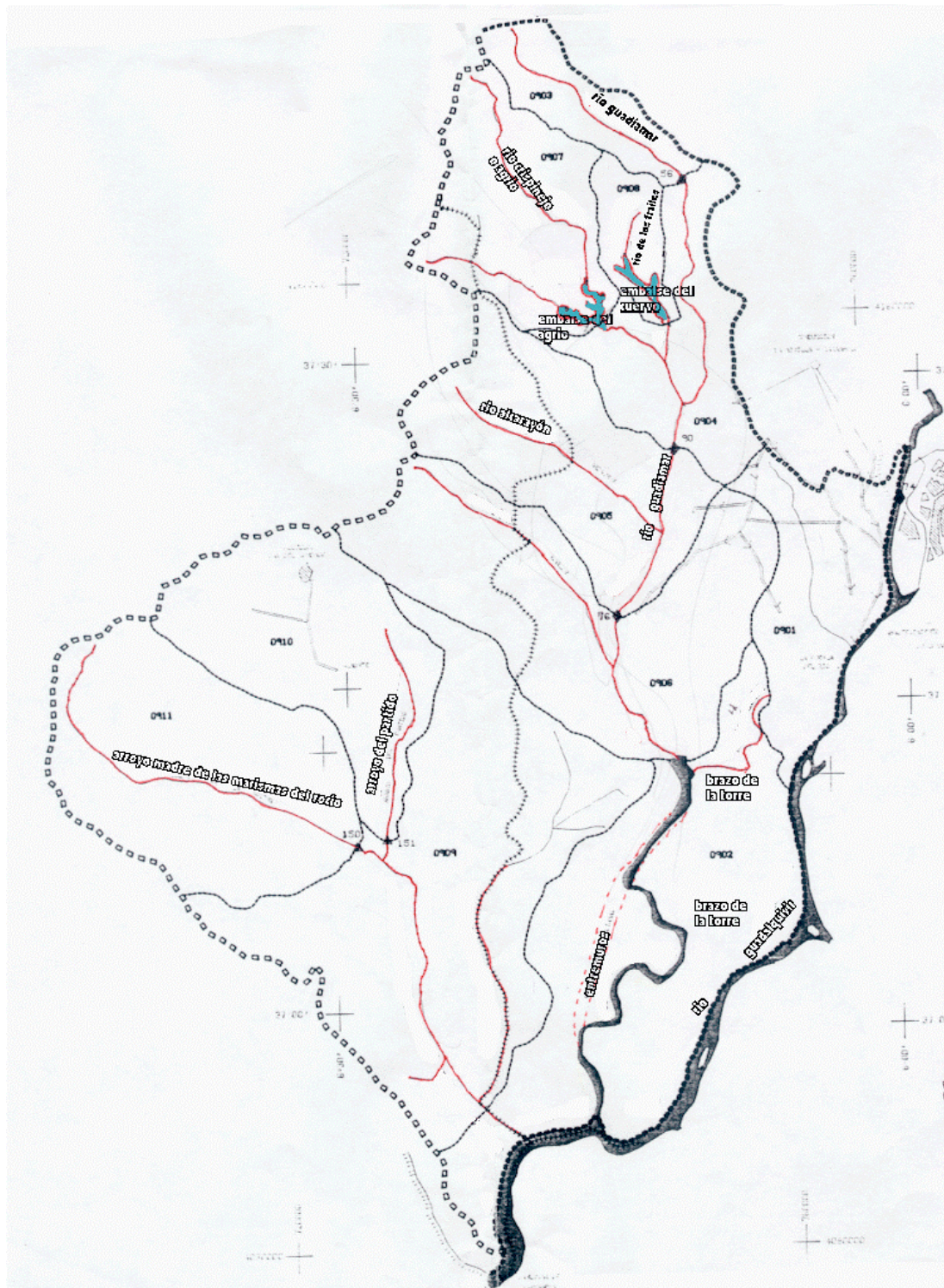
9.1.- Cartografía

Mapa 1: Mapa General.



Mapa 1: Mapa general de la zona objeto de estudio. (Cartografía, ABC).

Mapa 2: División en unidades hidrográficas de la cuenca del Guadiamar, según la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir. (Confederación Hidrográfica del Guadalquivir).



Mapa 3: Estaciones de aforo.



Mapa 3: Situación de las estaciones de aforo de las cuales se han obtenido datos. (Confederación Hidrográfica del Guadalquivir).

Mapa 4: Mapa indicativo de la distribución espacial de los lodos en la cuenca del Guadiamar, tramo Aznalcazar – entremuros. (Ministerio de Medio Ambiente, <http://www.mma.es:8088/GENERAL/seac/donana/lodos.ipg>)

Mapa 5 : Niveles de afección por lodos y aguas. Plano general.



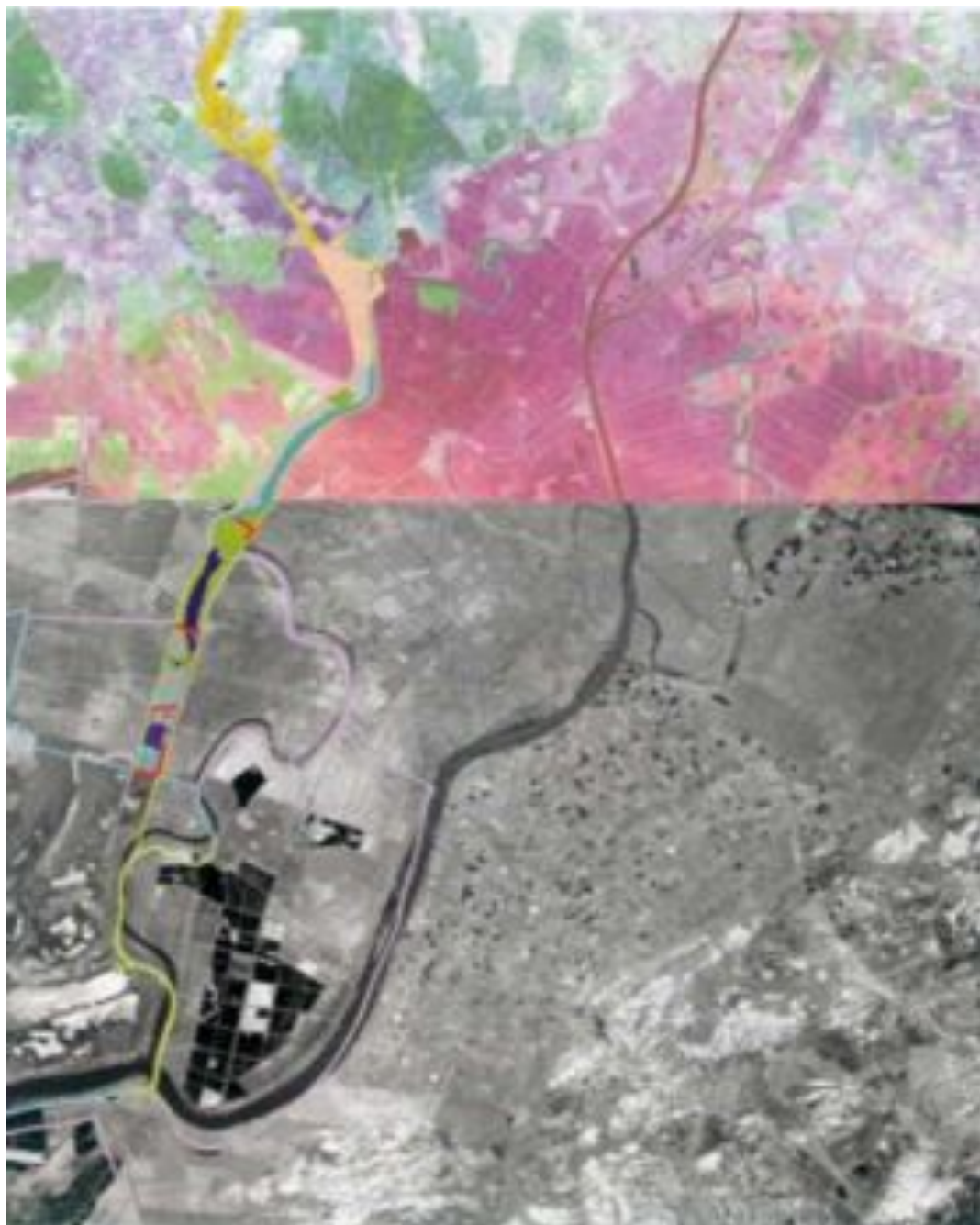
Mapa 5 : Mapa global de los niveles de afección por lodos y aguas en el río Guadamar. (Junta de Andalucía, <http://cma.caan.es/aznalcollar/cartografía/lodos-java/cartografía.htm>)

Mapa 6 : Niveles de lodos y agua. Zona superior.



Mapa 6: Detalle de los niveles de lodos y agua, zona superior. (Junta de Andalucía, <http://cma.caan.es/aznalcollar/cartografia/lodos-java/cartografia.htm>)

Mapa 7 : Niveles de lodos y agua. Zona inferior.



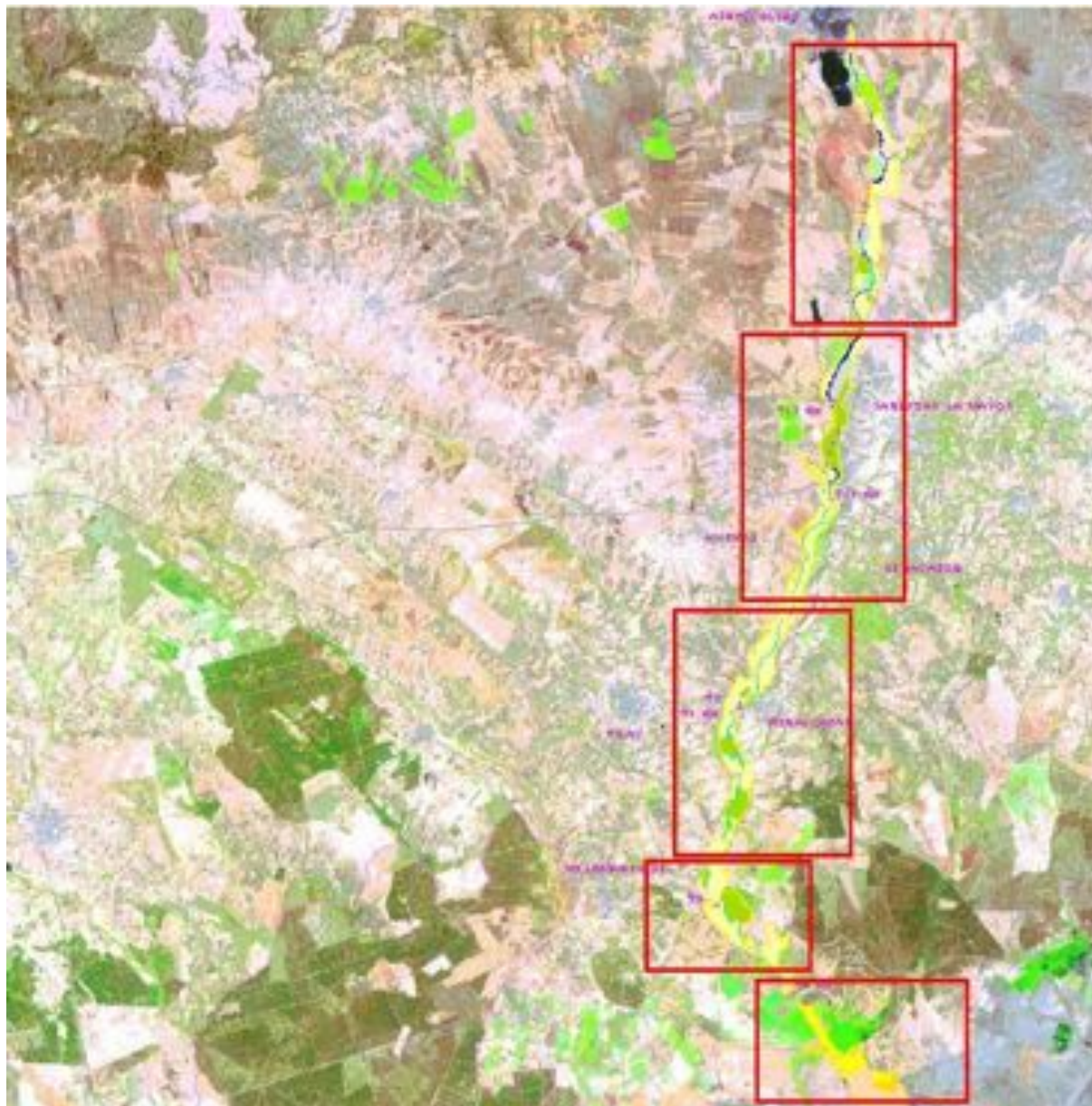
Mapa 7 : : Detalle de los niveles de lodos y agua, zona superior.(Junta de Andalucía, <http://cma.caan.es/aznalcollar/cartografia/lodos-java/cartografia.htm>)

Mapa 8: Localización de los sectores.



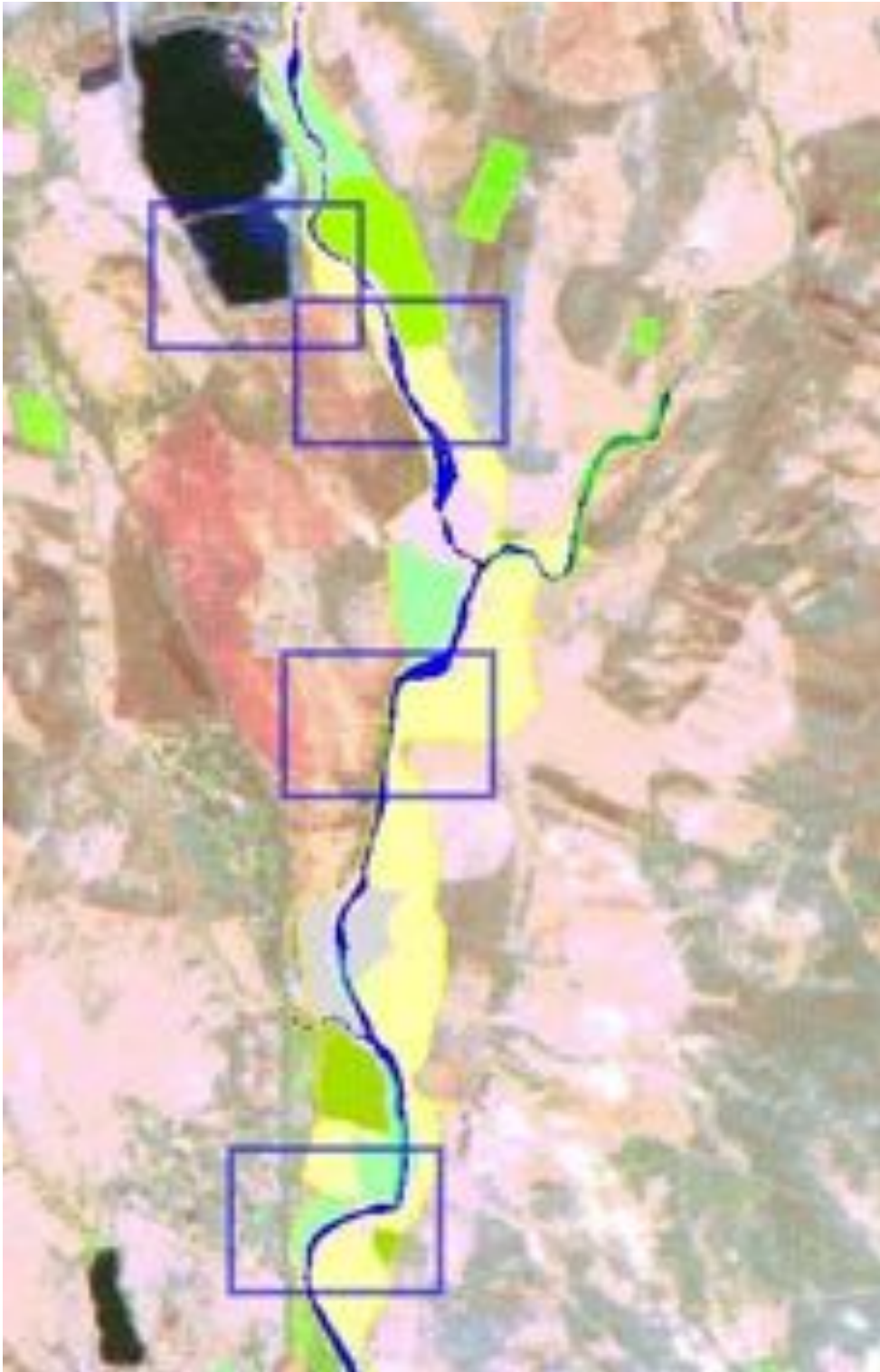
Mapa 8 : Mapa indicativo de la zona, en el cual se indican los sectores que posteriormente serán ampliados. (Junta de Andalucía, <http://www.cma.es/aznalcollar/figuras-az/mapa.jpg>)

Mapa 9 : Sector 1.



Mapa 9: Mapa ampliado del sector 1, indicando las subdivisiones que se van a ver de él. (Junta de Andalucía, <http://www.cma.caan.es/Aznalcollar/figura-az/satelite1.jpg>).

Mapa 10: Sector 1. Subdivisión 1.



Mapa 10: Vista ampliada de la imagen del satélite del detalle 1 del sector 1. (Junta de Andalucía, hppt: // www.cma.caan.es/aznalcollar/ingles/geografia/sector1/i-detalle1-1.htm)

Mapa 11: Sector 1. Subdivisión 2.



Mapa 11: Vista ampliada de la imagen del satélite del detalle 2 del sector 1. (Junta de Andalucía, hppt: // www.cma.caan.es/aznalcollar/ingles/geografia/sector1/i-detalle1-2.htm)

Mapa 12 : Sector 1. Subdivisión 3.



Mapa 12: Vista ampliada de la imagen del satélite del detalle 3 del sector 1. (Junta de Andalucía, hppt: // www.cma.caan.es/aznalcollar/ingles/geografia/sector1/i-detalle1-3.htm)

Mapa 13: Sector 1. Subdivisión 4.



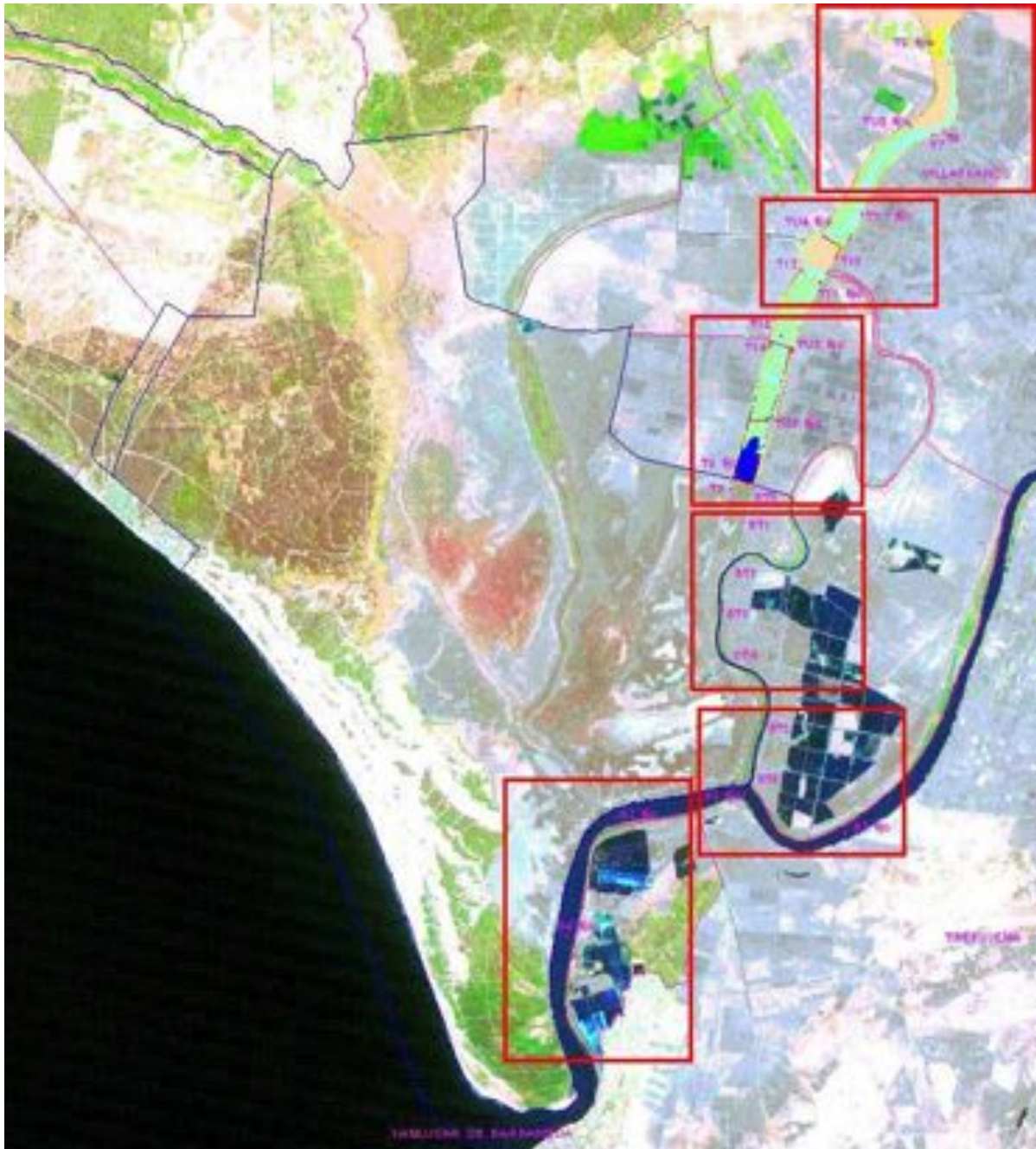
MAPA 13: Vista ampliada de la imagen del satélite del detalle 4 del sector 1. (Junta de Andalucía, hppt: // www.cma.caan.es/aznalcollar/ingles/geografia/sector1/i-detalle1-4.htm)

MAPA 14: Sector 1. Subdivisión 5.



MAPA 14: : Vista ampliada de la imagen del satélite del detalle 5 del sector 1. (Junta de Andalucía, hppt: // www.cma.caan.es/aznalcollar/ingles/geografia/sector1/i-detalle1-5.htm)

Mapa 15: Sector 2.



Mapa 15: Mapa ampliado del sector 2, indicando las subdivisiones que se van a ver de él. (Junta de Andalucía, <http://www.cma.caan.es/Aznalcollar/figura-az/satelite2.jpg>).

Mapa 16: Sector 2. Subdivisión 1.



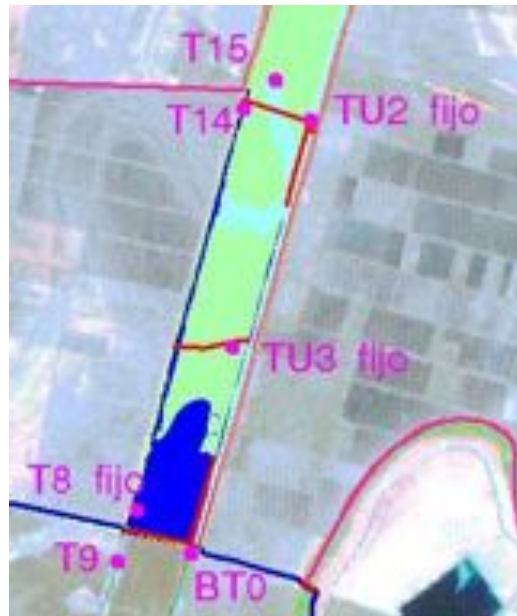
Mapa 16: Vista ampliada de la imagen del satélite del detalle 1 del sector 2. (Junta de Andalucía, hppt: // www.cma.caan.es/aznalcollar/ingles/geografia/sector2/i-detalle2-1.htm)

Mapa 17: Sector 2. Subdivisión 2.



Mapa 17: Vista ampliada de la imagen del satélite del detalle 2 del sector 2. (Junta de Andalucía, hppt: // www.cma.caan.es/aznalcollar/ingles/geografia/sector2/i-detalle2-2.htm)

Mapa 18: Sector 2. Subdivisión 3



Mapa 18: Vista ampliada de la imagen del satélite del detalle 3 del sector 2. (Junta de Andalucía, hppt: // www.cma.caan.es/aznalcollar/ingles/geografia/sector2/i-detalle2-3.htm)

Mapa 19: : Sector 2. Subdivisión 4



Mapa 19: Vista ampliada de la imagen del satélite del detalle 4 del sector 2. (Junta de Andalucía, hppt: // www.cma.caan.es/aznalcollar/ingles/geografia/sector2/i-detalle2-4.htm)

Mapa 20: Sector 2. Subdivisión 5



Mapa 20: Vista ampliada de la imagen del satélite del detalle 5 del sector 2. (Junta de Andalucía, hppt: // www.cma.caan.es/aznalcollar/ingles/geografía/sector2/i-detalle2-5.htm)

Mapa 21: Sector 2. Subdivisión 6



Mapa 21: : Vista ampliada de la imagen del satélite del detalle 6 del sector 2. (Junta de Andalucía, hppt: // www.cma.caan.es/aznalcollar/ingles/geografia/sector2/i-detalle2-6.htm)

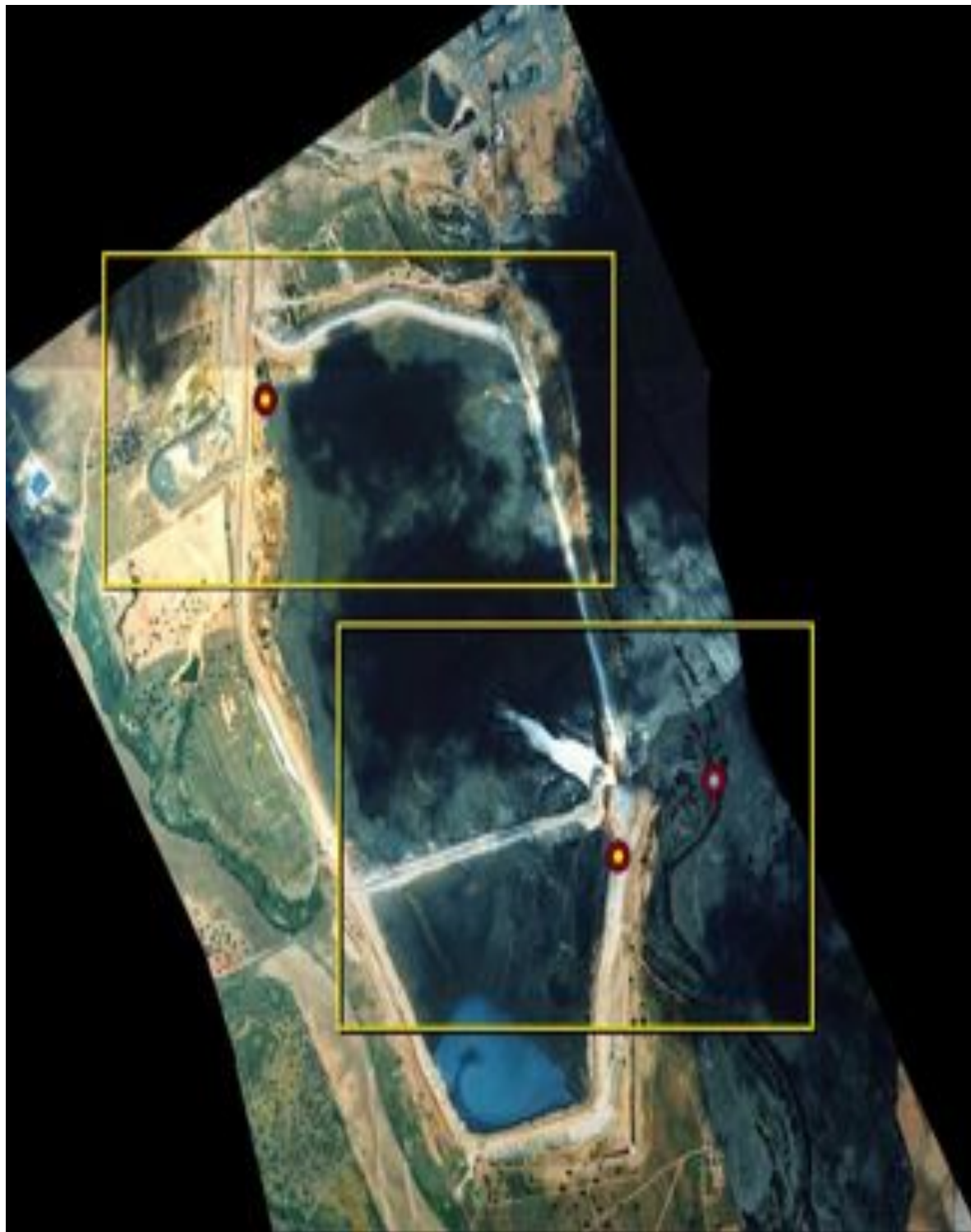
Mapa 22: Vista satélite global.



Mapa 22: Vista global del satélite. Recoge las distintas zonas en las que se va a realizar ampliaciones.

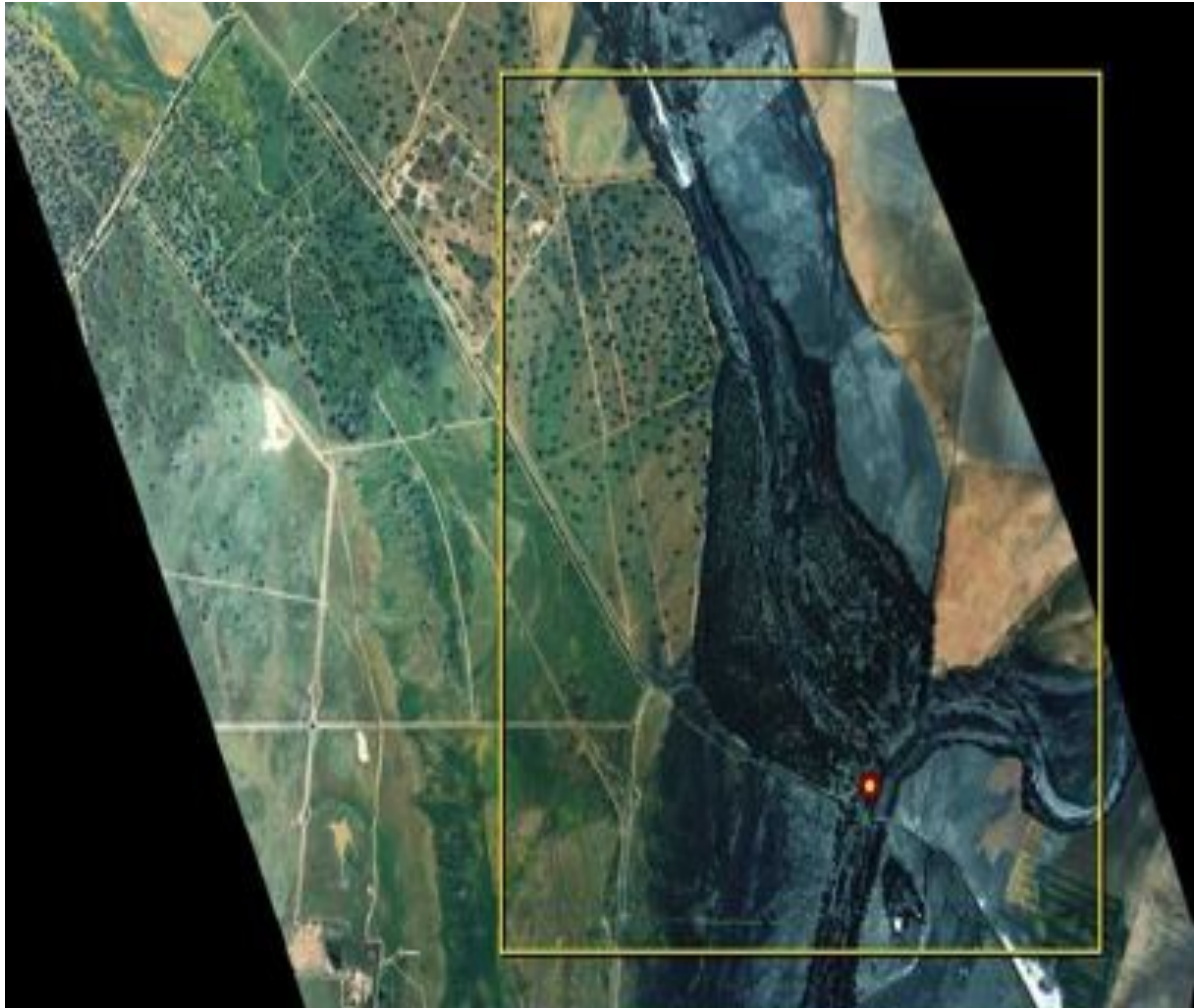
(Junta de Andalucía, <http://cma.caan.es/aznalcollar/cartografia/panweb/principalframe.htm>)

Mapa 23: Sector 1. Presa Boliden.



Mapa 23: Vista aérea de la presa de Boliden – Alpersa, lugar del vertido. (Junta de Andalucía, <http://cma.caan.es/aznalcollar/cartografía/panweb/zona1.htm>)

Mapa 24: Sector 2. Río Agrio.



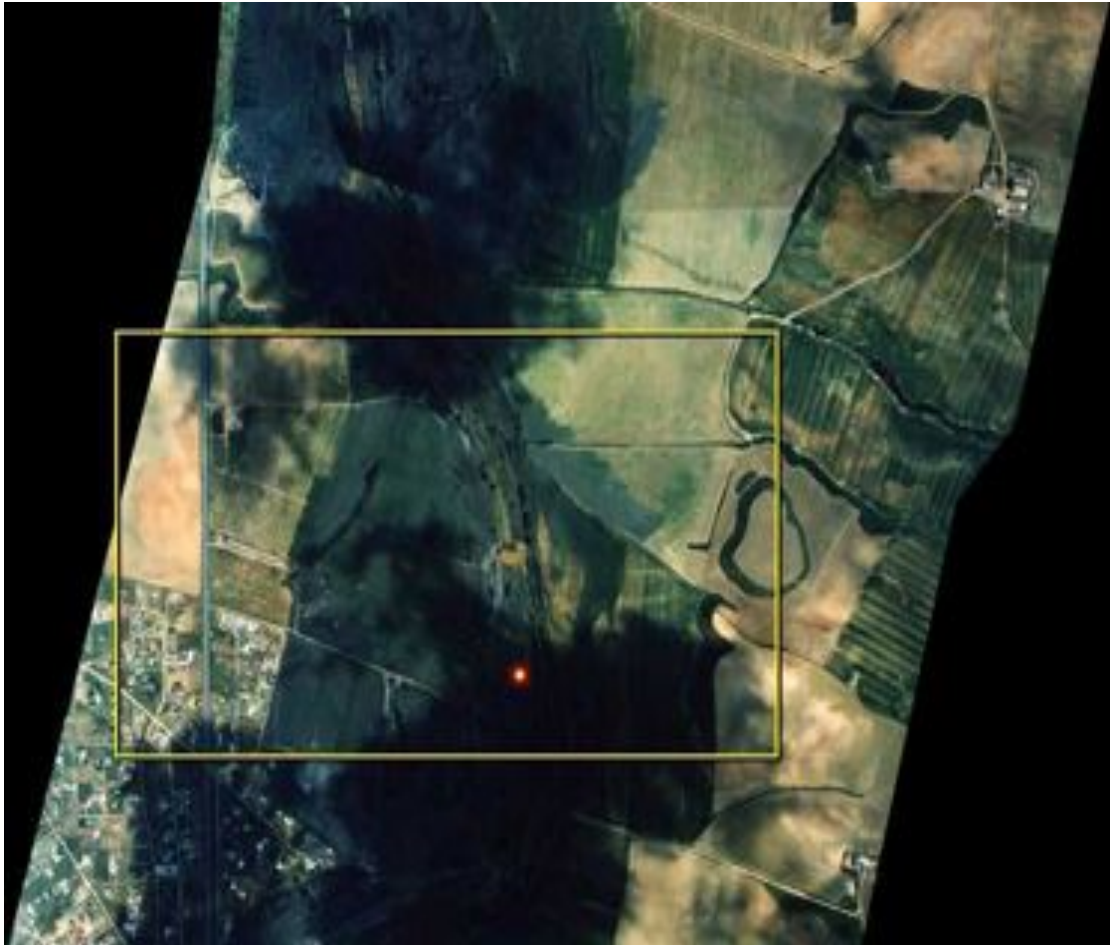
Mapa 24: Vista aérea del río Agrio. .(Junta de Andalucía, <http://cma.caan.es/aznalcollar/cartografía/panweb/zona2.htm>)

Mapa 25: Sector 3. Río Guadamar



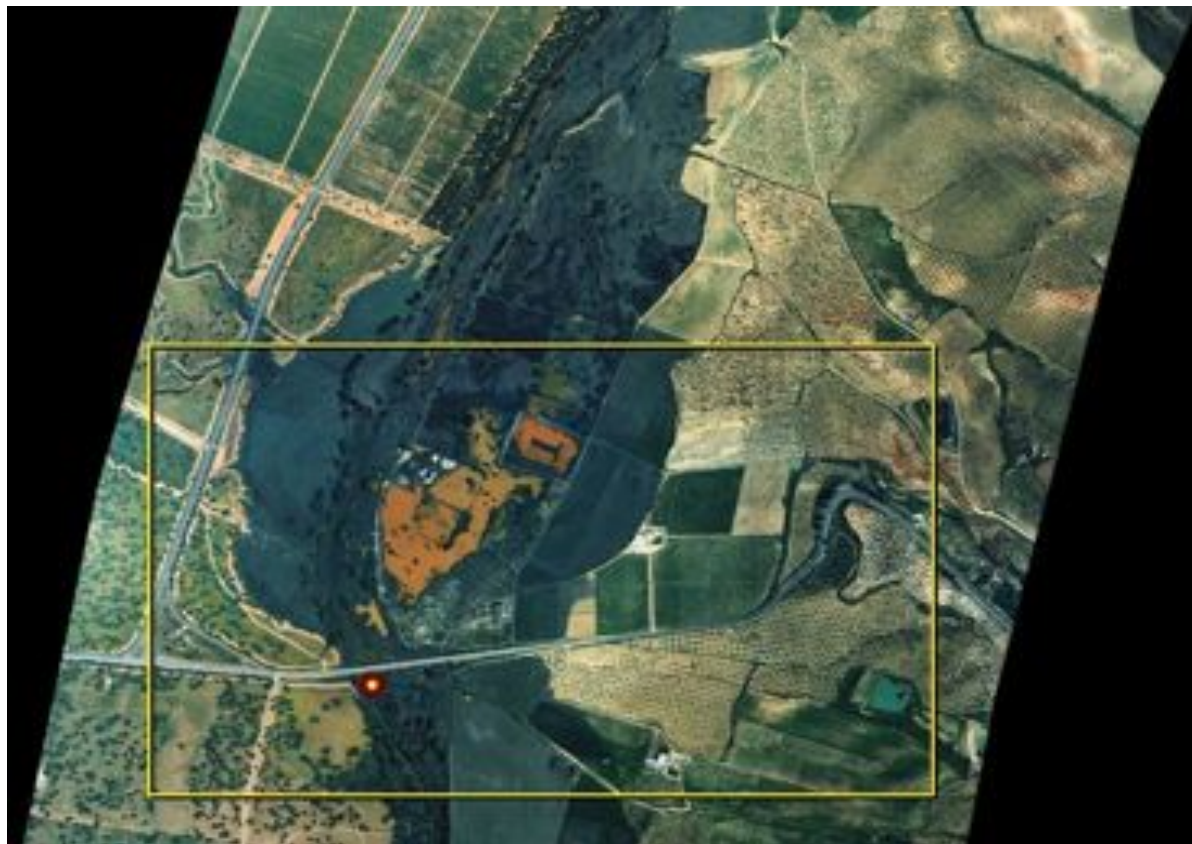
Mapa 25: Vista aérea de la zona del río Guadamar más próxima al río Agrio. .(Junta de Andalucía, <http://cma.caan.es/aznalcollar/cartografía/panweb/zona3.htm>)

Mapa 26: Sección 4.Ranchos del Guadiamar.



Mapa 26: Vista aérea de los Ranchos del Guadiamar, urbanización cercana al río del cual toma nombre.(Junta de Andalucía, <http://cma.caan.es/aznalcollar/cartografía/panweb/zona4.htm>)

Mapa 27: Sección 5. Puente de acceso a Sanlúcar.



Mapa 27 : Vista aérea del puente de acceso a Sanlúcar. .(Junta de Andalucía, <http://cma.caan.es/aznalcollar/cartografía/panweb/zona5.htm>)

Mapa 28: Sección 6. Autovía Sevilla- Huelva.



Mapa 28 : Vista aérea de la autovía Sevilla – Huelva. .(Junta de Andalucía, <http://cma.caan.es/aznalcollar/cartografía/panweb/zona6.htm>)

Mapa 29 : Sección 7. Carretera Benacazón-Aznalcazar.



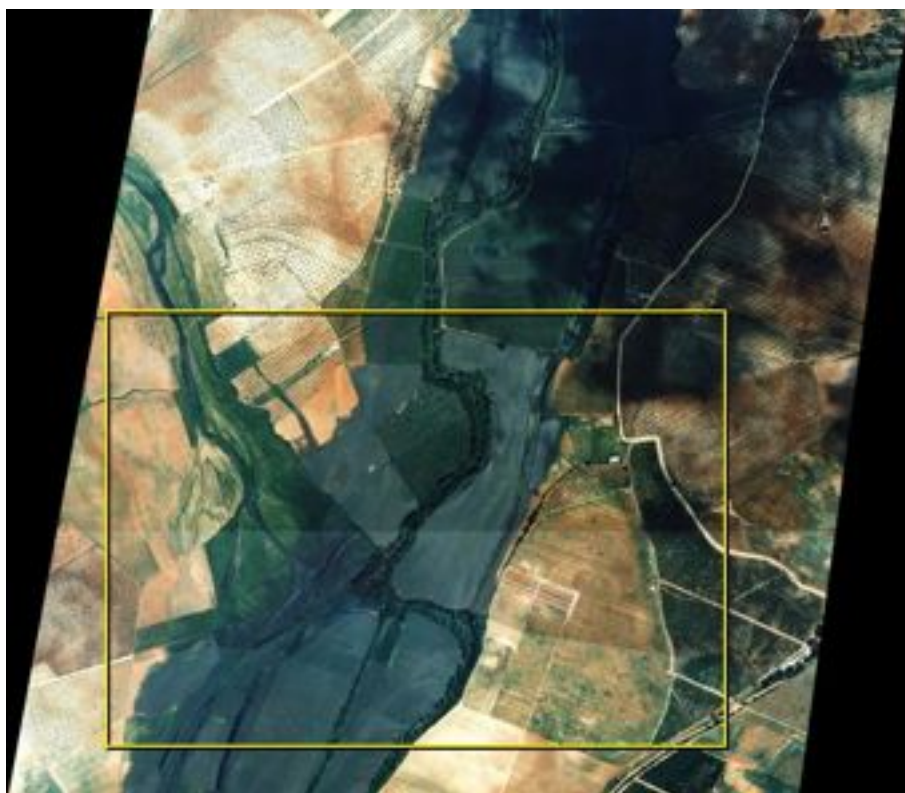
Mapa 29: Vista aérea de la carretera Benacazón- Huelva. .(Junta de Andalucía, <http://cma.caan.es/aznalcollar/cartografía/panweb/zona7.htm>)

Mapa 30 : Sección 8. Aznalcázar.



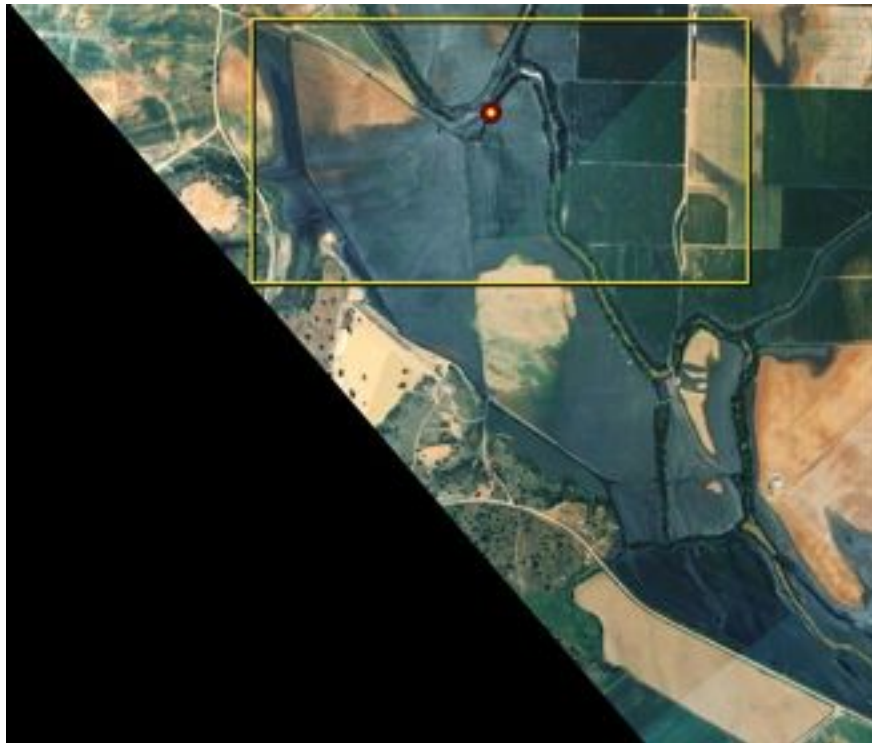
Mapa 30: Vista aérea del pueblo de Aznalcázar y la situación de los lodos. .(Junta de Andalucía, <http://cma.caan.es/aznalcollar/cartografía/panweb/zona8.htm>)

Mapa 31: sección 9. Arroyo Alcarayón.



Mapa 31: Vista aérea del arroyo del Alcarayón en su desembocadura en el río Guadamar. .(Junta de Andalucía, <http://cma.caan.es/aznalcollar/cartografía/panweb/zona9.htm>)

Mapa 32: Sección 10. Vado del Quema. Sector Sur.



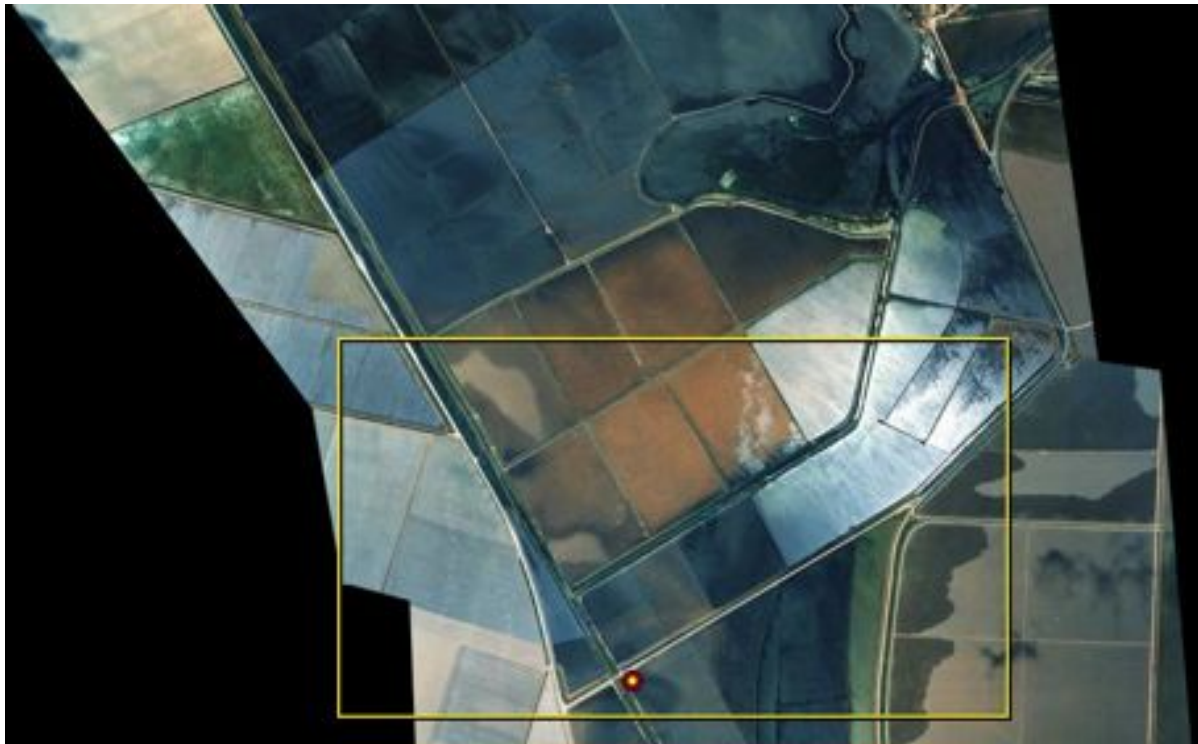
Mapa 32: Vista aérea del Vado del Quema. .(Junta de Andalucía, <http://cma.caan.es/aznalcollar/cartografía/panweb/zona10.htm>)

Mapa 33: Sección 11. Dehesa de Abajo.



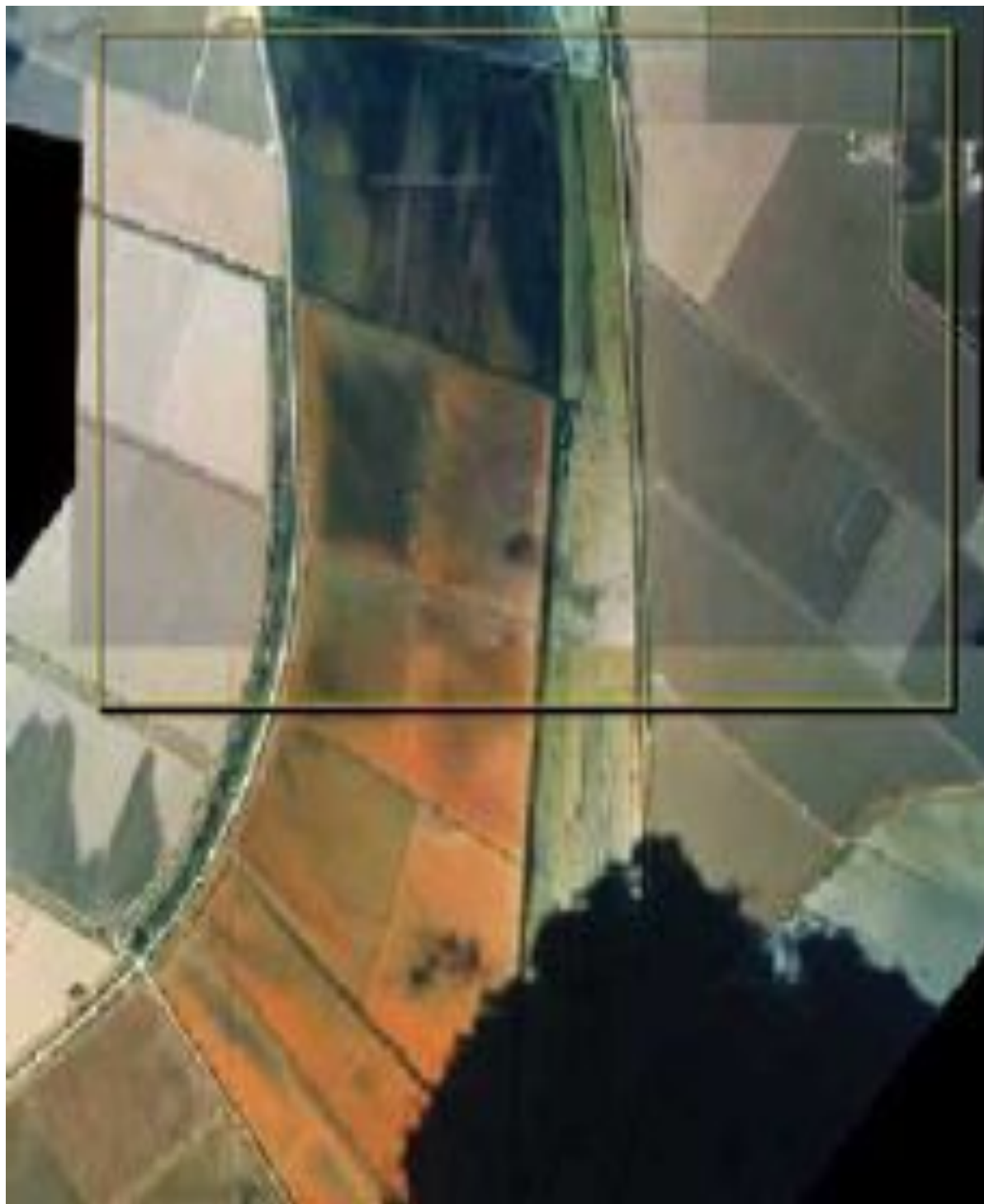
Mapa 33 : Vista aérea de la Dehesa de Abajo. .(Junta de Andalucía, <http://cma.caan.es/aznalcollar/cartografía/panweb/zona11.htm>)

Mapa 34 : Sección 12. Puente Don Simón. (entremuros).



Mapa 34: Vista aérea del puente Don Simón, lugar donde comienzan a decantar los lodos. (Junta de Andalucía, <http://cma.caan.es/aznalcollar/cartografia/panweb/zona12.htm>)

Mapa 35: Sección 13. Puente Los Vaqueros, zona límite de lodos.



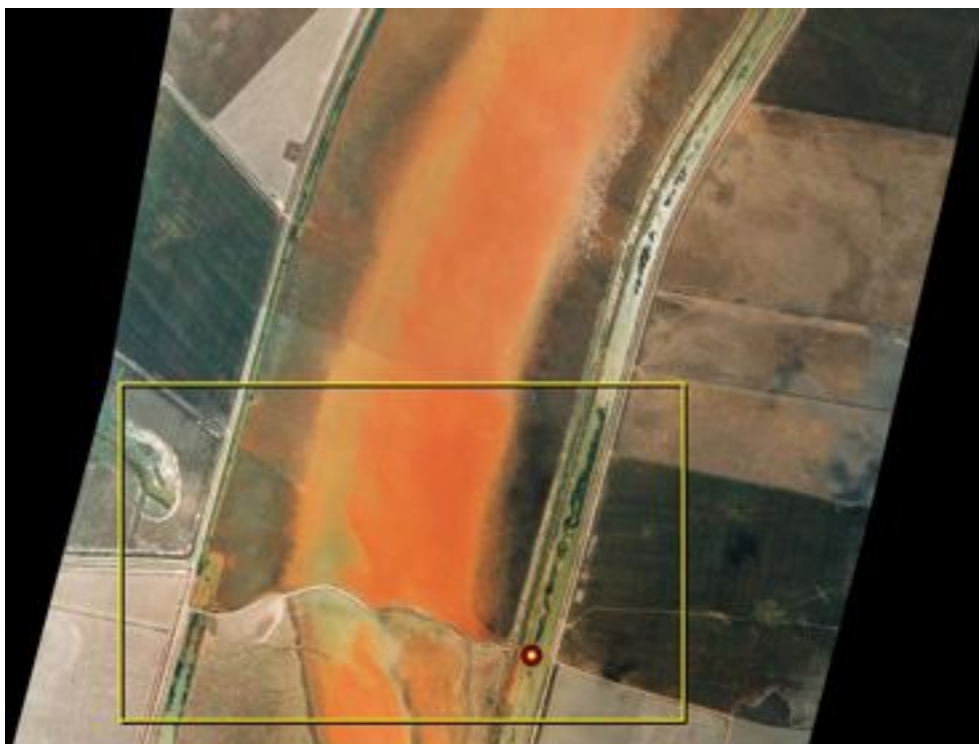
Mapa 35: Vista aérea de la zona límite de lodos. A partir de este punto, sólo existe agua contaminada, ya que los lodos han decantado casi en su totalidad. .(Junta de Andalucía, <http://cma.caan.es/aznalcollar/cartografía/panweb/zona13.htm>)

Mapa 36: Sección 14. Vuelta de la Arena.



Mapa 36: Vista aérea de la vuelta de la Arena. .(Junta de Andalucía, <http://cma.caan.es/aznalcollar/cartografía/panweb/zona14.htm>)

Mapa 37 : Sección 15. Primer muro de contención.



Mapa 37: Vista aérea del primer muro de contención, y la zona donde se ha instaurado la depuradora. .(Junta de Andalucía, <http://cma.caan.es/aznalcollar/cartografía/panweb/zona15.htm>)

9.2.- INFORMES ANALÍTICOS

9.2.- INFORMES ANALÍTICOS.

GesLab, s. Coop. And.
 Alameda de Hércules, 32-33, 1ª
 41002 - SEVILLA

INFORME DE ANALISIS

Fecha entrada: 08/07/98 Referencia: B0130
 Naturaleza de la muestra: Agua
 Procedencia: Entremuros Agua bruta
 Cliente: Grupo T.A.R.E.E.U.U. Politécnica de Sevilla
 Domicilio: Virgen de África, 1.
 41011, SEVILLA

Determinación	Resultado	Max. Adm.	Certificación
Arsénico disuelto (mg/l de As)	< 0,001		
Cadmio disuelto (mg/l de Cd)	0,55		
Hierro disuelto (mg/l de Fe)	18,43		
Mercurio disuelto (mg/l de Hg)	0,056		
Plomo disuelto (mg/l de Pb)	< 0,1		
Manganeso disuelto (mg/l de Mn)	80		
Cinc disuelto (mg/l de Zn)	208		

METODOLOGÍA:

Espectrometría de absorción atómica. Atomización por llama y Generación de hidruros.
 Standard Methods 3500-As B; 3500-Cd B; 3500-Fe B; 3500-Hg B; 3500-Pb B; 3500-Mn B; 3500-Zn B

BASE:

Métodos normalizados para el análisis de aguas.
 Standard Methods, APHA, AWWA, WPCF.

OBSERVACIONES:

Especificaciones de equipo:
 Espectrómetro absorción atómica Varian Espectra 100. Generador de hidruros Varian-VGA.

Los resultados de los análisis sólo conciernen a la muestra presentada en el laboratorio.
 Este informe sólo puede reproducirse íntegramente y con autorización expresa de GesLab, s. Coop. And.

9 de mayo de 1998

GesLab
 Alameda de Hércules, 32-33, 1ª
 41002 - SEVILLA
 Juan Carlos Fernández
 Jefe de Laboratorio
 C.I.F. B-41746101

GesLab, S. Coop. And.

Alameda de Hércules, 32-33, 1º
41002 - SEVILLA

INFORME DE ANALISIS

Fecha entrada: 05/05/08 Referencia: 80311

Naturaleza de la muestra: Agua
Procedencia: Entremuros. Tratada con hidrocloro.
Cliente: Grupo T.A.R. E.E.U.U. Politécnica de Sevilla
Destino: Virgen de África, 1
41011 SEVILLA

Determinación	Resultado	Max. Adm.	Calificación
Aluminio disuelto (mg/l de Al)	< 0,001		
Cadmio disuelto (mg/l de Cd)	0,02		
Hierro disuelto (mg/l de Fe)	< 0,04		
Mercurio disuelto (mg/l de Hg)	0,023		
Plomo disuelto (mg/l de Pb)	< 0,1		
Manganeso disuelto (mg/l de Mn)	3,15		
Cinc disuelto (mg/l de Zn)	0,28		

METODOLOGIA:

Espectrometría de absorción atómica. Atomización por llama y Generación de hidruros.
Standard Methods 3505-Aa B, 3500-Cd B, 3500-Fe B, 3500-Hg B, 3500-Pb B, 3500-Mn B, 3500-Zn B.

BASE:

Métodos normalizados para el análisis de aguas
Standard Methods APHA/AWWA/WPCF

OBSERVACIONES:

Especificaciones de equipo:
Espectrómetro absorción atómica Varian Spectra 100. Generador de hidruros Varian VGA.

Los resultados de los análisis sólo conciernen a la muestra presentada en el laboratorio.
Este informe sólo puede reproducirse íntegramente y con autorización expresa de GesLab S. Coop. And.

8 de mayo de 2008

 Fdo. Inmaculada Estrella Fernández
 Jefe de Laboratorio
 909750000

GesLab, S. Coop. And.Alameda de Hércules, 32-33, 1ª
41002 - SEVILLA**INFORME DE ANALISIS**

Fecha entrada: 09/05/98 Referencia: 80510

Naturaleza de la muestra: Agua

Procedencia: Entremuros Tratamiento CatOH2+ClON

Cliente: Grupo T.A.R. E.E.U.I. P. Urbana de Sevilla

Domicilio: Virgen de África, 1.
41011 SEVILLA

Determinación	Resultado	Max. Adm.	Calificación
Asesorio disuelto (mg/l de As)	< 0,01		
Cadmio disuelto (mg/l de Cd)	0		
Hierro disuelto (mg/l de Fe)	< 0,04		
Mercurio disuelto (mg/l de Hg)	0,027		
Pomo disuelto (mg/l de Pb)	< 0,1		
Manganeso disuelto (mg/l de Mn)	2,84		
Cinc disuelto (mg/l de Zn)	< 0,01		

METODOLOGÍA:

Espectrometría de absorción atómica. Atomización por llama y Generación de hidruros.

Standard Methods 3500-As B, 3500-Cd B, 3500-Fe B, 3500-Hg B, 3500-Pb B, 3500-Mn B, 3500-Zn B.

BASE:

Métodos normalizados para el análisis de aguas.

Standard Methods, APHA, AWWA, WPCF.

OBSERVACIONES:

Especificaciones de equipo:

Espectrómetro absorción atómica Varian Espectra 100. Generador de hidruros Varian-VGA.

Los resultados de los análisis sólo conciernen a la muestra presentada en el laboratorio.

Este informe sólo puede reproducirse íntegramente y con autorización expresa de GesLab S. Coop. And.

9 de mayo de 1998

Francisco Javier Cuenca
Jefe de Laboratorio

GesLab, S. Coop. And.

Alameda de Hércules, 32-33, 1º

41002 - SEVILLA

INFORME DE ANALISIS

Fecha entrada: 09/05/98

Referencia: 61513

Naturaleza de la muestra: Agua

Procedencia: Entrepiso. Tratado $\text{Ca(OH)}_2 + \text{CO}_2$

Cliente: Grupo T.A.R. E.E.U.U. Facultad de Sevilla

Domicilio: Virgen de África, 1

41011. SEVILLA

Determinación	Resultado	Max. Adm.	Calificación
Arsénico disuelto (mg/l de As)	< 0.001		
Cadmio disuelto (mg/l de Cd)	< 0.01		
Hierro disuelto (mg/l de Fe)	< 0.04		
Mercurio disuelto (mg/l de Hg)	0.008		
Plomo disuelto (mg/l de Pb)	< 0.1		
Manganeso disuelto (mg/l de Mn)	0.75		
Cinc disuelto (mg/l de Zn)	0.85		

METODOLOGIA:

Espectrometría de absorción atómica. Atomización por llama y Generación de hidruros.

Standard Methods 3500-As B, 3500-Cd B, 3500-Fe B, 3500-Hg B, 3500-Pb B, 3500-Mn B, 3500-Zn B

BASE:

Métodos normalizados para el análisis de aguas.

Standard Methods, APHA/AWWA/WPCF.

OBSERVACIONES:

Especificaciones de equipo:

Espectrómetro absorción atómica Varian Espectra 100. Generador de Hidruros Varian-WGA.

Los resultados de los análisis sólo conciernen a la muestra presentada en el laboratorio.

Este informe sólo puede reproducirse íntegramente y con autorización expresa de GesLab S. Coop. And.

Fdo. Inmaculada Cuenca Fernández
Jefe de Laboratorio

GesLab, S. Coop. And.Alameda de Hércules, 32-33, 1º
41002 - SEVILLA**INFORME DE ANALISIS**

Fecha entrada:	09/05/98	Referencia:	97134
Naturaleza de la muestra:	Agua		
Procedencia:	Entromurra - Tratada Ca(OH) ₂ +WAL		
Cliente:	Grupo T.A.R.E.E.U.U. Politécnica de Sevilla		
Domicilio:	Virgen de África, 1, 41011, SEVILA		

Determinación	Resultado	Max. Adm.	Calificación
Asenico disuelto (mg/l de As)	< 0.001		
Cadmio disuelto (mg/l de Cd)	0.01		
Cromo disuelto (mg/l de Cr)	< 0.04		
Mercurio disuelto (mg/l de Hg)	0.006		
Pomo disuelto (mg/l de Pb)	< 0.1		
Manganeso disuelto (mg/l de Mn)	0.50		
Cinc disuelto (mg/l de Zn)	0.05		

METODOLOGIA:Espectrometría de absorción atómica. Atomización por llama y Generación de hidruros.
Standard Methods 3500-As B, 3500-Cd B, 3500-Cr B, 3500-Hg B, 3500-Pb B, 3500-Mn B, 3500-Zn B.**BASE:**Métodos normalizados para el análisis de aguas.
Standard Methods, APHA-AWWA-WPCF.**OBSERVACIONES:**Especificaciones de equipo:
Espectrómetro absorción atómica Varian Espectra 100. Generador de Hidruros Varian-VGA.

Los resultados de los análisis sólo concierne a la muestra presentada en el laboratorio.

Este informe sólo puede reproducirse íntegramente y con autorización expresa de GesLab, S. Coop. And.

9 de mayo de 1998

GesLab

[Firma]

Alameda de Hércules, 32-33, 1º
41002 - SEVILLA

Fdo. Inmaculada Cuevas Fernández
Jefe de Laboratorio

GesLab, s. Coop. And.Alameda de Hércules, 32-33. 1.^a
41002 - SEVILLA**INFORME DE ANALISIS**

Fecha entrada: 09/05/08

Referencia: 80715

Naturaleza de la muestra:

Agua

Procedencia:

Estremadura, Trifecta CaO2/H2O2/BO4C3

Cliente:

Grupo T.A.R. E.E.U.U. Politécnica de Sevilla

Domicilio:

Vegen de Africa, 1

41011, SEVILA

Determinación	Resultado	Max. Adm.	Calificación
Arsenico disuelto (mg/l de As)	< 3,001		
Cadmio disuelto (mg/l de Cd)	0,01		
Cromo disuelto (mg/l de Cr)	< 0,04		
Mercurio disuelto (mg/l de Hg)	0,008		
Plomo disuelto (mg/l de Pb)	< 0,1		
Manganeso disuelto (mg/l de Mn)	0,42		
Cinc disuelto (mg/l de Zn)	0,02		

METODOLOGIA:

Espectrometría de absorción atómica. Atomización por llama y Generación de hidruros.

Standard Methods 3505-As B; 3505-Cd B; 3505-Fe B; 3505-Hg B; 3505-Pb B; 3505-Mn B; 3505-Zn B

BASE:

Métodos normalizados para el análisis de aguas.

Standard Methods, APHA, AWWA, WPCF.

OBSERVACIONES:

Especificaciones de equipo:

Espectrómetro absorción atómica Varian Espectra 100. Generador de hidruros Varian-VGA.

Los resultados de los análisis sólo conciernen a la muestra presentada en el laboratorio.

Este informe sólo puede reproducirse íntegramente y con autorización expresa de GesLab S. Coop. And.

Fdo. Impugnación Cuervo Fernández

 Jefe de Laboratorio

GesLab, S. Coop. And.Alameda de Hércules, 32-33; 1ª
41002 - SEVILLA**INFORME DE ANALISIS**

Fecha entrada: 09/05/98 Referencia: 80300

Naturaleza de la muestra: Agua

Procedencia: Extracción Tratado Ca(OH)₂+P.C.N

Cliente: Grupo T.A.R.E.E.U.U. Politécnica de Sevilla

Domestica: Virgen de África. 1

41011 SEVILA

Determinación	Resultado	Max. Adm.	Calificación
Arsenico disuelto (mg/l de As)	< 2,001		
Cadmio disuelto (mg/l de Cd)	< 0,01		
Hierro disuelto (mg/l de Fe)	< 0,04		
Mercurio disuelto (mg/l de Hg)	0,002		
Plomo disuelto (mg/l de Pb)	< 0,1		
Manganeso disuelto (mg/l de Mn)	0,32		
Cinc disuelto (mg/l de Zn)	0,01		

METODOLOGIA:

Espectrometría de absorción atómica. Atomización por llama y Generación de hidruros.

Standard Methods 3500-As B; 3500-Cd B; 3500-Fe B; 3500-Hg B; 3500-Pb B; 3500-Mn B; 3500-Zn B.

BASE:

Métodos normalizados para el análisis de aguas.

Standard Methods APHA/AWWA/WPCF.

OBSERVACIONES:

Especificaciones de equipo:

Espectrómetro absorción atómica Varian Spectra 100. Generador de Hidruros Varian-VGA.

Los resultados de los análisis sólo conciernen a la muestra presentada en el laboratorio.

Este informe sólo puede reproducirse íntegramente y con autorización expresa de GesLab S. Coop. And.

Filis Immaculada Cuevas Fernández

 Jefe de Laboratorio

9.3.- COLABORACIONES

COLABORACION TECNICA

- Consejería de Medio Ambiente. Junta de Andalucía. D. Javier Serrano Aguilar.(Coordinador).
- I.E.S. Politécnico de Sevilla.
- Instituto Ciencia Materiales. D. José Luis Pérez Rodríguez y su equipo. C.S.I.C.
- Institut des Sciences de L'Ingénieur de Montpellier (ISIM).Université Montpellier II.
- IUP Ingeniería de la Salud. Faculté de Pharmacie de Montpellier I.
- Parque Natural de Doñana. D. Javier Cobos (Director) y todo el personal a nuestra disposición.

EMPRESAS

- **EMASESA.** Escuelas Pías nº1. Sevilla.
- **GesLab.** Alameda Hércules nº 32. Sevilla.
- **Giasha.** Mancomunidad de Aguas Costa de Huelva.
- **Urtelsat.** Arjona nº 19. Sevilla.

PRODUCTOS Y SUMINISTRADORES

- **Anorsur, S.L.** Monzón nº10. Sevilla.
 - **Arlita.** Princesa nº 25. 6º. Madrid.
 - **Industrial Química del Nalón, S.A.** Avda. Galicia nº31. Oviedo.
 - **Neurtek Medio Ambiente S.A.** Ramón y Cajal nº 18. Espartinas (Sevilla).
 - **PQS.** Ctra.Nac. IV. Madrid- Cádiz, Km 555,4. Dos Hermanas (Sevilla)
 - **Tolsa, S.A.** Núñez de Balboa nº 51. Madrid.
-

