

REVISTA INVESTIGACIÓN Y CIENCIA

EL ACCIDENTE DE LAS MINAS DE AZNALCÓLLAR

Por

M. Ferrer. Estación Biológica de Doñana (CSIC)

E. Macpherson. Centro de Estudios Avanzados de Blanes (CSIC)

J. Grimalt. Instituto de Investigaciones Químicas y Ambientales de Barcelona (CSIC)

La catástrofe ocurrida en la mina de Aznalcollar en abril de 1998 es, sin lugar a dudas, el mayor desastre ambiental ocurrido en España y uno de los más graves de Europa occidental, no solo por su envergadura sino también por haber ocurrido en las proximidades de uno de los parajes naturales más importantes y emblemáticos de Europa: el Parque de Doñana. Después de casi tres años del accidente resulta interesante hacer un balance de lo ocurrido, sus causas, sus efectos y las lecciones que debemos aprender para el futuro.

EL ENTORNO DE DOÑANA

La comarca de Doñana está situada en el área próxima a la desembocadura del río Guadalquivir, en las provincias de Huelva, Sevilla y Cádiz. Comprende una extensa zona de marismas, con lucios, lagunas y caños, así como zonas de dunas, pinares, matorrales y pastos y una agricultura rica y variada. Desde 1978, unas 50.000 Ha. están protegidas bajo la figura de Parque Nacional, declarado Reserva de la Biosfera en 1981 y en 1994 Patrimonio de la Humanidad. En sus límites norte, este y sur se encuentra el Parque Natural, con una extensión de 54.000 Ha adicionales.

El valor de las zonas protegidas de Doñana es difícil de cuantificar y resumir, pero para entender su importancia basta mencionar que en Doñana están representadas 803 especies de plantas fanerógamas, existiendo algunos endemismos. La fauna de Vertebrados está representada por 37 especies de peces, 12 de anfibios, 19 de reptiles y 29 de mamíferos, siendo especialmente emblemática la avifauna que, con 361 especies, representa un 70% del total de las especies presentes en Europa. Por otra parte hay que señalar la presencia de varias especies amenazadas, únicas en Europa, como el lince ibérico (*Lynx pardina*) y el águila imperial (*Aquila*

adalberti), que son endémicas del cuadrante suroccidental de la Península Ibérica, y de la focha cornuda (*Fulica cristata*), la cerceta pardilla (*Marmaronetta angustirostris*) y la malvasia (*Oxyura leucocephala*), para las que el área de Doñana representa su más destacado reducto europeo. Dentro de los ecosistemas existentes en Doñana, la marisma es uno de los más importantes, ya que su elevada productividad le permite mantener importantes poblaciones de aves acuáticas, tanto invernantes como nidificantes, siendo uno de los humedales con mayor relevancia dentro del contexto europeo. En años favorables, la población de aves acuáticas invernantes puede superar los 700000 ejemplares.

El sistema acuático de Doñana se alimenta de aportes pluviales y de aguas superficiales desde el norte (arroyos de la Rocina y del Partido), el este (río Guadamar) y el sur y oeste (Océano Atlántico). En años pasados, la cuenca del Guadamar llegaba a aportar la mitad del agua que entraba en la marisma, pero este sistema natural ha sido modificado por el hombre desde antaño, y de forma drástica recientemente.

El río Guadamar es el último de los grandes afluentes que recibe el Guadalquivir por su margen derecho, nace en Sierra Morena y fluye en dirección sur hasta desembocar en la margen derecha del Guadalquivir, a unos 18 km. del Océano Atlántico. En el pasado las aguas del Guadamar entraban en la marisma a través de distintos caños, y la inundaban durante las crecidas. Desde los años 70 el último tramo del río fue encauzado, en la zona conocida como Entremuros, y la mayoría del agua fue desviada directamente hasta el Guadalquivir, cerca ya de su desembocadura. En la actualidad sus aguas sólo penetran en el Parque Nacional de Doñana cuando hay crecidas importantes.

En su tramo medio, el Guadamar cruza una franja pirítica donde se sitúa una tradición minera anterior a los romanos. Actualmente en el municipio de Aznalcóllar, dentro de la cuenca del Guadamar, se sitúa una de las mayores minas de la zona: las Minas de Aznalcóllar, minas a cielo abierto dedicadas a la extracción de zinc (Zn), cobre (Cu) y otros metales y con balsas donde se acumulan los residuos desechados que ocupan una superficie de unas 12 Ha.

Las minas de Aznalcóllar están situadas en el denominado cinturón pirítico, donde se encuentran formaciones ricas en piritas, desde el SW español hasta Portugal. Las Minas de Aznalcóllar son propiedad, desde 1987, de la empresa sueco-canadiense Boliden-Apirsa, perteneciente al grupo Trelleborg con sede en Toronto (Canadá). La rotura de la balsa de residuos de una de las cortas mineras, los Frailes, con un potencial estimado de 50 millones de toneladas de mineral, fue la causante del desastre. Este tipo de explotaciones requiere pulverizar y lavar el mineral para extraer los metales de interés, lo que origina un enorme volumen de aguas ácidas. Las aguas ácidas, junto con los fangos residuales, finamente

pulverizados en el proceso, se almacenan en balsas. Este polvo, por la propia naturaleza de la pirita, tiene un contenido diverso y elevado en metales y metaloides. Las aguas de la balsa son depuradas y vertidas generalmente a un cauce fluvial, que en el caso de Aznalcollar al río Agrio, pequeño afluente del Guadiamar. La balsa de residuos fue construida en 1974 por Dragados y Construcciones, S.A., e impermeabilizada hasta 5 metros sobre su base. Desde 1985, al aumentar el ritmo de explotación, fue recrecida por las diferentes empresas que gestionaron la mina, y en el momento de la rotura la balsa se alzaba hasta unos 25 metros sobre su base.

EL ACCIDENTE Y PRIMERAS CONSECUENCIAS

En la madrugada del 25 de abril de 1998, la rotura de unos 50 metros del muro de contención de la balsa de almacenamiento de residuos provocó el vertido de unos 6 millones de metros cúbicos de lodos y aguas ácidas sobre el río Agrio. La riada tóxica bajó por el Agrio y el Guadiamar inundando todas las tierras de su alrededor, en una franja de hasta 500 m de anchura. En las zonas próximas a la mina la riada alcanzó una altura de hasta 3 m, decreciendo a medida que fue avanzando la avenida. En la balsa minera quedaron unos 25 millones de metros cúbicos de fangos y aguas.

La rotura del muro de contención se debió a que la alta densidad del lodo almacenado provocaba una fuerte presión sobre las margas situadas bajo la balsa. Esta elevada presión se transmitió hacia las discontinuidades de las margas (interestratos), provocando una reducción del peso efectivo de la pared de la balsa (como si "flotara" en lenguaje más vulgar). Como consecuencia de esta pérdida de peso efectivo, el empuje horizontal de los lodos superó la resistencia de la pared y provocó la rotura.

Los 2 millones de metros cúbicos de lodos hicieron un recorrido de unos 40 km decantándose progresivamente por el lecho y riberas del río Guadiamar, hasta el inicio de Entremuros, donde el espesor depositado fue mínimo. Los 4 millones de metros cúbicos de aguas ácidas, sin embargo, recorrieron casi 30 km más, y fueron detenidos por varios diques construidos urgentemente, el último de los cuales retuvo las aguas ácidas (pH ca. 3) a las puertas del Parque Nacional de Doñana, en la zona denominada de Entremuros. Sin embargo, parte del agua no pudo ser detenida y se vertió en el estuario del Guadalquivir.

La superficie afectada por la riada tóxica fue de algo más de 4000 Ha de las cuales unas 2500 Ha eran tierras de cultivo. Un total de 2656 Ha del Parque Natural y 98 Ha del Parque

Nacional (4.2% y 0.19% de su superficie total, respectivamente) se vieron cubiertas por las aguas y lodos tóxicos.

Los lodos vertidos se caracterizaban por una granulometría muy fina (50 % de las partículas solo tenían 4-12 micras), resultante del tratamiento que sufre la pirita durante su procesado. Estos lodos tenían un elevado contenido en metales pesados [e.g. zinc (8 gr/kg), plomo (8 gr/kg), arsénico (5 gr/kg), cobre (2 gr/kg), antimonio (0.5 gr/kg) talio (55 gr/tm), cadmio (28 gr/tm)]. Asimismo, existían pequeñas cantidades (4-10 gr/tm) de aminas aromáticas e hidrocarburos aromáticos policíclicos procedentes del tratamiento a que es sometida la pirita para extraer los metales. Esta fina granulometría facilitaba la rápida meteorización de los lodos piríticos, una vez secos, originando la formación de una costra de sulfatos complejos hidratados, derivados de la oxidación de las sulfosales, acoplada a un mecanismo de transporte capilar. Estas costras acumulaban metales tales como zinc, cadmio, manganeso, níquel y cobalto, en concentraciones claramente enriquecidas con respecto a los lodos piríticos y que pasaban fácilmente a la atmósfera.

Los efectos iniciales del vertido sobre la flora y la fauna fueron de dos tipos. En primer lugar, la entrada masiva de agua tóxica produjo un episodio de elevada mortalidad en el ecosistema acuático, provocando la muerte de aproximadamente 100 toneladas de peces. Las especies más afectadas fueron: carpas, albuces, barbos, anguilas, black-bass y cangrejos. Para evitar males adicionales, se prohibió la pesca en más de 20 km de canales cercanos al río Guadalquivir. Los primeros episodios de mortalidad en ambientes acuáticos se debieron al bajo pH, elevadísima concentración de sólidos en suspensión y escasez de oxígeno disuelto. El consumo inmediato de estos cadáveres por predadores hicieron temer casos aislados de mortalidad por intoxicación, siendo inevitable la entrada de metales pesados en las cadenas tróficas, especialmente a través de aves piscívoras, así como a través de especies filtradoras que habitan en los ríos y el estuario del Guadalquivir. Además del efecto a medio-largo plazo en el ecosistema, especialmente a través de las cadenas tróficas, se produjo la pérdida de unos 1000 huevos de aves acuáticas por la subida del nivel del agua y la pérdida de habitat para la aves, que tenían en esos parajes una de sus zonas de cría fundamental, con una extensión de 1200 ha, bajo el agua tóxica. El vertido tóxico cruzó en su recorrido de norte a sur una franja de suelos arenosos que es zona de recarga del principal acuífero de la zona, conocido como acuífero 27. Los análisis iniciales permitieron detectar contaminación en pozos en los que el vertido entró por desbordamiento o filtración superficial. Asimismo, se detectó contaminación en el acuífero aluvial.

Los análisis de los suelos afectados, pocos días después del vertido, indicaron que, en

aquellos de carácter arcilloso (que forman la mayor parte de la zona atravesada por el vertido), la contaminación era muy significativa en los 5 primeros centímetros, siendo detectable en ocasiones hasta 10 cm de profundidad. En suelos arenosos, situados principalmente en la zona cercana a la mina, la penetración de la contaminación fue muy significativa hasta 30 cm y detectable hasta los 50 cm.

ACTUACIONES PREVENTIVAS

Las autoridades de los gobiernos nacional y autonómico crearon un Comité Científico de asesoramiento y se establecieron una serie de medidas para reducir el efecto de la contaminación en el entorno. Inicialmente se prohibieron las actividades de caza y pesca en la cuenca del Guadiamar, así como la comercialización de los productos agrícolas. La retirada de los lodos comenzó de forma testimonial el 3 de mayo, pero no comenzó a ser significativa hasta el mes de julio, tras la incorporación de maquinaria abundante, terminando su retirada en Octubre. El lodo depositado en el cauce y en algunas zonas laterales poco accesibles con maquinaria o no suficientemente limpias, se fue retirando durante 1999, en sucesivas labores de limpieza.

El agua tóxica almacenada en Entremuros fue tratada con una depuradora y vertida al cauce del Guadalquivir. Debido a que los suelos permanecían contaminados incluso después de la retirada de los lodos, como medida global, se decidió transformar el área afectada en un "corredor verde", una vez finalizadas las labores de limpieza y compra de las tierras a sus propietarios. Este corredor conectará el Parque de Doñana con otras zonas protegidas (Sierra de Aracena y Picos de Aroche) con los consiguientes beneficios para la fauna del área.

EFFECTO SOBRE EL ECOSISTEMA Y EVOLUCIÓN TEMPORAL

Los lodos procedentes de la mina estaban compuestos en un 68-78% de pirita, con pequeñas cantidades de minerales arcillosos, cuarzo, calcita, entre otros. La mayor parte de las fases minerales portadoras de metales pesados y metaloides eran calcopirita, esfalerita, galena y arsenopiritas. Como ya se ha indicado anteriormente, el proceso de obtención de metales de la mina de Aznalcollar implica una trituración del mineral, por lo que el lodo del vertido tenía un grano muy fino. Esta granulación fina y su toxicidad alertaron desde el principio a los científicos y a las autoridades sobre los peligros para la salud humana y de los animales, así

como sobre la expansión del polvo tóxico hacia zonas colindantes debido tanto a la meteorización, como a los trabajos de limpieza. La oxidación de la costra superficial de los lodos, como resultado de los procesos químicos y bacterianos, originaba una extensa costra blanquecina de sulfatos debido a la intensa evaporación capilar que tiene lugar en la zona en esa época. Una gran parte de estos sulfatos desaparecieron durante el verano debido a la disolución por el rocío y por la erosión eólica.

Contaminación atmosférica

Los niveles de partículas atmosféricas en suspensión se mantuvieron bajos en Mayo-Junio (49 y 66 $\mu\text{g}/\text{m}^3$, respectivamente, en la zona de Aznalcázar), debido a que la resuspensión de las partículas de pirita fue baja, a causa de la baja convectividad atmosférica. Sin embargo, durante el verano la dinámica convectiva, unido a las condiciones de sequedad en las que se realizaron las operaciones de limpieza (centradas principalmente en Julio-Agosto), originaron un fuerte incremento del nivel de partículas en la atmósfera (hasta máximos de 490 $\mu\text{g}/\text{m}^3$). En los meses posteriores, este nivel descendió notablemente (118 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en septiembre y 70 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ en octubre, como valores medios). El nivel de partículas seguía una pauta diaria muy marcada, con un claro incremento durante los días laborables y un fuerte descenso durante el fin de semana, cuando las labores de limpieza cesaban. En noviembre y diciembre 1998 la media diaria descendió hasta niveles similares a los iniciales de Mayo (media diaria de 32 y 54 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ de partículas totales en suspensión, respectivamente, claramente por debajo del nivel medio anual permitido 150 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$). A partir de Febrero de 1999, los niveles se mantuvieron estables, alcanzando los valores previos a los trabajos de restauración de los suelos y correspondientes a zonas con bajos niveles de contaminación. La única alteración se observó repetidamente para el Cu, que alcanzó en ocasiones niveles muy elevados, asociados a los trabajos de fumigación habituales en la zona y no a causa del vertido.

Suelos

Las características de los suelos tales como textura, pH, contenido en materia orgánica, carbonato cálcico y oxihidróxidos de hierro, aspectos que condicionan la capacidad de amortiguación e inmovilización de los elementos contaminantes, son muy diferentes en las distintas zonas cubiertas por el vertido, por lo que la vulnerabilidad de las distintas áreas fue muy distinta. La zona próxima a la mina tiene una mayor proporción de arenas y gravas,

mientras que en la parte final, próxima a Entremuros, dominan los terrenos arcillosos y calcáreos.

La contaminación de los suelos se produjo por 3 vías :

- penetración de los metales disueltos presentes en las aguas ácidas de la riada
- penetración mecánica de los lodos a través de grietas y poros
- procesos de lavado de sales procedentes de la progresiva oxidación de los lodos depositados sobre la superficie de los suelos.

Por este última vía penetró más del 50% de la contaminación, lo que confirmó la recomendación científica inicial sobre la urgencia de retirar los lodos.

La contaminación principal se debió a un amplio número de elementos metálicos presentes en los lodos: Cu, Zn, As, Cd, Sb, Tl y Pb. El resto de elementos en las aguas y lodos del vertido no alcanzaron concentraciones significativas.

La labor de limpieza fue intensa a lo largo del verano de 1998, haciendo innecesario el seguimiento de los suelos hasta que dichas labores no estuvieran finalizadas. Una vez acabada la primera limpieza, a principios del otoño de 1998, se pudo analizar con detalle el estado los suelos que permitía diferenciar dos zonas : la primera, desde el Puente de las Doblas hacia la zona de Entremuros, donde los valores de pH no bajaban de la neutralidad, encontrándose cantidades importantes de carbonato cálcico, sales, arcilla y, en general, todos aquellos factores del suelo que influyen positivamente en el poder neutralizante de residuos ácidos. Dicha zona podía considerarse como la de menor peligro de movilización de contaminantes inorgánicos. La segunda zona, desde el Puente de las Doblas hacia Aznalcollar, presentaba una gran heterogeneidad, encontrándose áreas donde el pH alcanzaba valores de 7, otras donde éste no sobrepasaba el valor de 5 y otras en que no llegaba a 3. Es decir, existían ambientes hiperácidos, ácidos y neutros. Por otra parte, la textura del suelo es más ligera que en la zona anterior y el contenido en carbonato cálcico es muy bajo o nulo. El análisis del contenido de contaminantes inorgánicos mostró valores excesivamente altos, por encima de cualquier normativa legal existente, para algunos elementos. Tal fue el caso del Zn (aproximadamente el 47% de la zona afectada por el vertido estaba contaminada), As (alrededor del 68%), Cd (4%), Tl (11%), Pb (25%).

Todo ello obligó a realizar sucesivas labores de limpieza, que originaron la pérdida de suelo fértil. Sin embargo, tras sucesivas adiciones de suelos procedentes de otras zonas han mejorado notablemente la situación. No obstante, sigue existiendo una concentración elevada de As en algunas zonas. En la actualidad se están realizando operaciones de adición de minerales absorbentes (ej. zeolitas) con resultados prometedores y que podrían neutralizar la

contaminación remanente que, en el caso del As, aún es significativa en determinadas áreas.

Uno de los indicadores de la clara mejora de las condiciones edáficas se ha observado en la evolución de la infauna, principalmente nemátodos, que pasó en el año 2000 a una media de 432 individuos por kilogramo de suelo, frente a los 97 indiv./kg de 1999.

Aguas subterráneas

Existen varios acuíferos en la región: Niebla-Posadas, Aljarafe, Almonte-Marismas y el acuífero aluvial del Guadiamar. El más importante es el acuífero Almonte-Marismas (4500 ha), que soporta una de los humedales más importantes de Europa. Tiene dos partes interconectadas: un acuífero freático en el N y W del Guadalquivir (2700 ha) y un acuífero confinado (ca. 1800 ha) debajo del primero. El acuífero aluvial del Guadiamar es bastante estrecho (0.2-3 km de ancho y unos 30 km de largo) y tiene un grosor de 10-20 m. Este acuífero fue uno de los más afectados por el vertido, al recorrer la avenida tóxica por el cauce del río. Hasta hace unas décadas el acuífero aluvial drenaba los acuíferos de Almonte-Marismas y de Aljarafe, pero desde hace 15 años el intenso bombeo para riego de estos dos grandes acuíferos hicieron que el drenaje se invirtiera, de tal forma que el agua del aluvial pasa hacia dichos acuíferos. Esta inversión, unida a la posible contaminación del aluvial del Guadiamar, hacía previsible la contaminación de ambos grandes acuíferos, con las consiguientes consecuencias catastróficas para la región.

La rotura de la balsa ocasionó la inundación por lodos piríticos y agua ácida de la totalidad del aluvial del río Agrío aguas abajo de la mina y de la mayor parte del aluvial del río Guadiamar entre su intersección con el río Agrío y su encauzamiento en la zona de Entremuros. El alto porcentaje de agua en el lodo, su alta densidad y el hecho de que el acuífero aluvial de los ríos Agrío y Guadiamar sea una formación estrecha (50-200 m), alargada (unos 45 km) y de escaso espesor (5-20 m), con el nivel freático bastante somero, hizo temer, en un primer momento, que se produjera una infiltración rápida de agua de los lodos a la zona saturada, con el consiguiente riesgo de contaminación de los numerosos pozos agrícolas en él ubicados.

Los primeros análisis de aguas subterráneas realizados a los pocos días del accidente indicaron la existencia de un buen número de pozos contaminados. Se pudo comprobar que se trataba de casos de contaminación puntual en el propio pozo y no del medio acuífero, causada por la invasión directa del brocal por lodo y agua ácida procedentes de la balsa. La mayor parte de estos pozos, de gran diámetro (1-2 m), poca profundidad (< 15 m) y abiertos,

fueron limpiados entre junio y septiembre de 1998 mediante la remoción y extracción del lodo y agua contenidos en su interior y la adición de cal. Sólo en alguno de ellos, de forma puntual, se volvió a observar un aumento de la contaminación entre septiembre de 1998 y octubre de 1999. El resto mantuvo valores de pH y concentraciones de metales semejantes a los de los pozos no contaminados de la zona, apoyando así la hipótesis de contaminación localizada por invasión directa de los pozos.

Esta hipótesis se vio reforzada por los numerosos estudios de suelos realizados desde el accidente, que ponían de manifiesto la retención de la mayor parte de los metales en las arcillas y materia orgánica del suelo. Como se se ha dicho anteriormente, los metales se concentraron entre los 5 y los 50 cm superficiales del suelo a lo largo de todo el aluvial del Guadiamar. No obstante, se pensaba que podría tener lugar la infiltración de metales hasta la zona saturada del acuífero, de forma más o menos diferida, allí donde la textura de los sedimentos aluviales es especialmente gruesa (gravas y arenas) y el recubrimiento de limos muy delgado o casi inexistente, como es el caso del aluvial del Agrio y parte más alta del aluvial del Guadiamar. Los estudios que se han realizado hasta la fecha confirmaron la contaminación por metales y agua ácida de una buena parte de la terraza más reciente del acuífero aluvial del río Agrio, entre aproximadamente la zona frente a la balsa y la confluencia con el río Guadiamar. En esta zona los valores de pH del agua subterránea eran y son muy ácidos, y oscilan entre 2.8 y 4.6, con concentraciones de Zn (uno de los mejores trazadores de la contaminación) entre unos pocos mg/l y casi 200 mg/l. Aguas abajo de la confluencia Agrio-Guadiamar los valores de pH del agua subterránea alcanzan niveles normales, oscilando entre 6.5 y 7.8, constatando que el resto del acuífero afortunadamente no se ha contaminado.

Comunidades del río Guadiamar

El río Guadiamar, en la zona no afectada por el vertido posee un agua relativamente limpia, con valores bajos de conductividad (< 0.5 mS/cm), fosfatos (< 0.4 $\mu\text{mol/l}$), nitritos (< 3 $\mu\text{mol/l}$), amonio (< 30 $\mu\text{mol/l}$) y sólidos en suspensión (< 15 mg/l). La alcalinidad es alta (> 4 meq/l de CO_3), sobretodo debido a la naturaleza calcárea de los suelos de la zona, así como también los nitratos (>150 $\mu\text{mol/l}$), como consecuencia de una pequeña actividad agrícola, y el pH es neutro (entre 7 y 8). El río Agrio, sin embargo, unos metros por debajo de la mina, tiene una conductividad mayor (> 2.5 mS/cm) y más cantidad de fosfatos (> 1 $\mu\text{mol/l}$), pero el pH se mantiene entre 3 y 4.5, con una reserva alcalina prácticamente nula. Cuando las aguas del Agrio desembocan en el Guadiamar, el pH presenta unos valores

normales. A partir de esta zona la conductividad y la reserva alcalina en el Guadiamar aumentan fundamentalmente por el efecto de los vertidos de aguas residuales de los pueblos. El Guadiamar, en esta zona, está extremadamente contaminado con materia orgánica, por vertidos incontrolados e ilegales de alpechines y aguas residuales.

Tras el vertido, la cantidad de metales en el agua aumentaron drásticamente. Las aguas del Agrío llegaron a tener concentraciones de Cd hasta 1000 veces superiores que las del Guadiamar no afectado. Una pauta similar se observó para el Cu y el Zn (400 veces), más de 200 para el Ni, más de 150 para el Pb y más de 20 para el Tl y el Sb. Estas concentraciones se mantuvieron hasta el otoño, descendiendo en invierno.

En el Guadiamar, el Zn fue el metal que incrementó más su concentración (más de 300 veces) respecto a zonas no afectadas. En general, la contaminación disminuía a medida que se aleja del punto del vertido. Sin embargo, algunos elementos como el As, V, Mo y Cr aumentaban en puntos más alejados de la mina.

Las comunidades planctónicas del río, perifiton y de macroinvertebrados, quedaron fuertemente alteradas por el vertido y no comenzaron a recuperarse hasta después de un año. Al efecto directo de los metales pesados hay que añadir el efecto de la modificación del hábitat generada por las labores de limpieza de la zona y el efecto de otros vertidos a lo largo del Guadiamar (urbanos, alpechines, escorrentía desde zonas agrícolas...). Los análisis de metales mostraron que los organismos de los lugares afectados tenían unas concentraciones siempre superiores a las zonas no afectadas, especialmente en Zn, Cu, Pb y As, y en menor cantidad, Cd, Tl y Sb.

Tras casi tres años después del vertido, la calidad del agua del río, aunque muy variable en el tiempo, debido a los grandes cambios de caudal y a las propias tareas de limpieza, se puede calificar de mala. Hasta la zona del puente de las Doblas esta situación se debe a la contaminación por metales pesados. Aguas abajo de las Doblas, y especialmente a partir de Aznalcazar, la baja calidad del agua se debería a otros problemas no relacionados con el vertido tóxico que también estaría afectando al Guadiamar (ej. vertidos ilegales de alpechines, vertidos urbanos).

Las concentraciones de metales y arsénico en los sedimentos en todo el lecho fluvial disminuyeron drásticamente a partir de noviembre de 1999, coincidiendo con las diferentes relimpiezas. Sin embargo, en enero del 2000, todavía las concentraciones en todo el tramo afectado por el vertido eran significativamente superiores a las de los puntos de referencia no afectados por el accidente. El pH bajo, las elevadas concentraciones de metales existentes hasta el puente de las Doblas y la desestructuración del río por la sucesivas limpiezas, han

impedido de momento la recuperación de la comunidad de macroinvertebrados hasta niveles similares a los que se encuentran en las zonas de control no afectadas por el vertido.

Después del proceso de limpieza, en general se observó una disminución de la concentración de metales en casi todas las especies de macroinvertebrados, que comenzó a finales de 1999. Actualmente, los ejemplares analizados desde el puente de las Doblas hacia abajo presentan niveles similares a las zonas de control no afectadas, mientras que aguas arriba de las Doblas siguen registrándose concentraciones altas de metales.

Una de las especies de gran interés comercial en la zona, y que suele ser un excelente indicador ambiental, es el cangrejo de río (*Procambarus clarkii*). Las poblaciones situadas en el cauce del Guadiamar desaparecieron tras el vertido y poco a poco fueron recuperándose, pero a ritmo muy lento, no solo por los efectos de la contaminación, sino también por las modificaciones del hábitat causadas por las sucesivas labores de limpieza. Los individuos capturados en la zona directamente afectada por el vertido presentaban siempre niveles elevados de metales pesados, superiores a los niveles permitidos en la legislación. Ello originó la prohibición de su pesca.

La comunidad de peces del río desapareció en los primeros días del accidente y hasta 6 meses después no se inició el proceso de recolonización de la globalidad del área afectada, excepto en el Vado del Quema. Las diferentes especies mostraron una gran capacidad para colonizar áreas severamente degradadas, al menos una vez que la calidad del agua había mejorado. Sin embargo, y aunque existe un claro inicio del proceso de recolonización, la riqueza de especies es todavía significativamente menor en el área afectada por el vertido tóxico que en las aguas de cabecera. Lo mismo ocurre con la abundancia de individuos que continúa siendo sustancialmente baja. Aunque se observa un amplio movimiento de dispersión de individuos desde zonas adyacentes, a pesar de la segunda fase de limpieza del cauce del río (Julio-Noviembre 1999), la pérdida de las propiedades físicas del hábitat indican que el movimiento de peces hacia la zona afectada no está aún normalizado.

Estuario del río Guadalquivir

El río Guadalquivir tiene una amplia zona de drenaje (ca. 58 000 km²) y una media de descarga de agua de unos 160 m³/s. Es decir se trata de un río caudaloso, cuyo estuario está afectado por mareas semidiurnas de 2.5-3 m. La dinámica estuárica hace que los sedimentos se resuspendan y junto con el régimen de corrientes originan un área de gran turbidez. Dada la longitud del río y la antigüedad y naturaleza de las actividades antrópicas que en él se

desarrollan, el estuario del Guadalquivir recibe un gran aporte de elementos contaminantes, en buena parte debido a actividades agrícolas (por ejemplo, Cu, pesticidas). Esta contaminación ya originó que la pesca y consumo de algunas especies filtradoras (ej. ostión, *Crassostrea angulata*) estén prohibidas desde hace años. La influencia del vertido de Aznalcollar no es fácil de evaluar en este contexto, pero los estudios realizados permitieron conocer mejor su estado general.

En el sedimento se observó que, en las fases disuelta y particulada, la mayor contaminación era por Zn. El resto de los metales analizados alcanzaban concentraciones variables en función del estado de la marea, pero dentro de los intervalos usuales en sistemas litorales. No obstante, en torno a un 90% del Zn se encontraba asociado a las fases más lábiles o biodisponibles, lo que indicaba una incorporación reciente de este metal al sedimento.

Para conocer el posible efecto del vertido en los organismos del estuario, se eligieron una serie de especies indicadoras, ya fuese por su posición trófica o por su interés comercial. Los resultados obtenidos mostraron que la mayor parte de las especies capturadas en la desembocadura del río (boquerón, sardina, jurel, mojarra, acedía, lenguado, albur, corvina, rape, langostino, pulpo) no superaban los límites legales existentes. Los contenidos de arsénico (As) total e inorgánico en dichas especies (excepto el pulpo) eran bajos y exentos de peligro para la salud humana. En el caso del pulpo (*Octopus vulgaris*), si bien se encontraron niveles altos de arsénico total, los valores de arsénico inorgánico fueron bajos, por lo que no representaban ningún riesgo su consumo. El langostino (*Melicerthus kerathurus*), especie muy ligada al sustrato, tanto en los ejemplares capturados en el interior del estuario como en el caladero de Sanlúcar, no mostró niveles de contaminación destacables, siendo éstos similares a los hallados para esta especie en el Mediterráneo. Resultados similares se observaron en la cigala (*Nephtrops norvegicus*), que vive en agujeros en el fango.

Sin embargo, otras especies muy ligadas al fondo o de hábitos filtradores, mostraron valores elevados, por encima del límite legal, para el cobre (Cu = 20 ppm) : ostión, galera (*Squilla mantis*), cajeta (*Calappa granulata*), camarón (*Palaemon longirostris*) y boca (*Uca tangeri*). Esta última especie, así como la coquina de fango (*Scrobicularia plana*), presentaron también valores elevados de arsénico inorgánico. El arsénico inorgánico es la especie más tóxica de arsénico. En el caso de ingestas masivas de dichos productos se podrían superar las ingestas diarias admisibles propuestas por la FAO/OMS. De todos modos, para que dichas ingestas tuvieran repercusiones sobre la salud humana deberían mantenerse durante períodos elevados de tiempo (5 o 6 años) y de una forma continuada. Otros elementos contaminantes, como el cadmio, eran elevados en el ostión, pero no en el resto de las especies analizadas.

Para algunas especies del estuario (p. ej. camarón) se disponía de muestras del mismo día del vertido y del seguimiento posterior, observándose un claro aumento de las concentraciones de zinc aunque no en la disminución de individuos. Ello podría indicar un efecto directo del vertido de la mina de Aznalcollar, pero sin efectos apreciables en las poblaciones.

En la actualidad las diferentes especies han experimentado un descenso en los niveles de contaminantes, exceptuando algunas especies que tradicionalmente han mostrado niveles altos (ej. ostión, galera), no asociables al vertido sino a la elevada concentración de algunos metales (ej. Cu) procedentes de explotaciones agrícolas y de los ríos Tinto y Odiel.

Aves

La diversidad de aves en la zona es muy alta, existiendo algunas especies con un gran interés natural. Entre estas especies, una de las más emblemáticas es el ganso europeo (*Anser anser*), que por sus hábitos podía verse afectado de una manera directa por el vertido.

La población de gansos europeos está formada por unos 400 000-500 000 ejemplares. Dentro de esta población se consideran varias subpoblaciones que tienden a invernar en áreas distintas. La ruta migratoria atlántica engloba las aves que nidifican en el centro de Europa y Escandinavia, y tienen sus lugares preferentes de invernada en España y Holanda. El tamaño de esta población se estima en unos 200 000 individuos. En los últimos treinta años la tendencia poblacional ha sido al aumento, tanto del número de individuos como de su área de nidificación. En las marismas del Guadalquivir invernan un número variable de gansos que, en los años con climatología favorable, alcanza los 80 000 individuos y, en los desfavorables, no suele superar los 50 000. Las aves comienzan a llegar a Doñana en el mes de octubre, alcanzándose el máximo de población en los meses de Diciembre y Enero. Los últimos gansos abandonan Doñana durante el mes de marzo.

El accidente minero supuso una entrada importante de metales pesados y As en áreas del Entorno de Doñana que son habitualmente visitadas por los gansos durante la época de invernada. En las Marismas del Guadalquivir los gansos suelen alimentarse en proporciones altas de bulbos de castañuela (*Scirpus spp.*) y tomar sedimentos y arena para facilitar la trituración de los vegetales en la molleja. Los metales parecen concentrarse en altas proporciones tanto en los bulbos de castañuela, como en los barros de algunas zonas de alimentación habituales para los gansos. Los gansos que invernan en Doñana tienden a realizar amplios desplazamientos y es de sobra conocido el elevado número de gansos que suelen

acudir a tomar arena al Cerro de Los Ánsares para facilitar la trituración de los alimentos en la molleja. En estos cerros, donde hubo hasta hace poco una gran actividad cinegética, la arena contiene una gran cantidad de perdigones de plomo, que son ingeridos por los gansos de manera habitual y que son una fuente adicional de contaminación.

Durante el invierno 1998/99 el número de gansos invernantes en las Marismas del Guadalquivir fue similar a la media de años secos anteriores. Sin embargo, la proporción de ejemplares que visitaron el área de Entremuros (zona contaminada) fue hasta siete veces mayor este invierno que en la media de los seis años secos anteriores, con el peligro potencial de contaminación para la población. Desgraciadamente se confirmaron las predicciones realizadas días después del vertido y la población de gansos invernantes mostró concentraciones de Zn, Pb y Cd que podían producir efectos subletales. La contaminación por cinc parecía estar provocada por el vertido, mientras que la contaminación por plomo podía tener dos fuentes: el vertido y los perdigones de este metal utilizados en la caza. En el periodo invernante de 1999/2000 la situación cambió drásticamente, observándose un claro descenso del nivel de contaminación, tanto de los valores individuales como de la fracción de la población afectada.

En general no se observó, en el conjunto de especies, un incremento anormal de la mortalidad que se pudiera relacionar con los metales. El ganso común constituyó la única excepción, su estima de tasa de retorno, parecía indicar un incremento de la mortalidad asociado a la presencia de metales, particularmente el plomo. Asimismo, se observó que durante el periodo reproductor tan solo alrededor de un 10% del conjunto de aves acuáticas estuvo en riesgo de verse afectada por la contaminación. Durante el verano de 1998 se observó un incremento en los niveles de metales en algunas especies, pero durante el verano de 1999 las concentraciones de plomo y cadmio ya habían descendido de forma acusada respecto al último invierno. Sin embargo, se mantenían altos para cinc con tendencia a incrementarse, y lo que era más preocupante, aunque en un reducido número de especies e individuos, el arsénico empezaba a aparecer en las aves con mayor frecuencia que en periodos anteriores. El cobre mantuvo sus niveles respecto al invierno, habiendo desaparecido los valores altos que se detectaron en el verano del 98.

El éxito reproductor en milano negro, milano real y cigüeña blanca no se ha visto alterado en los distintos años. Tampoco ha variado el tamaño final de pollada respecto a otros años de características similares en garza real, garza imperial y espátula. Ello indica que desde el punto de vista poblacional, el vertido no ha tenido consecuencias tangibles.

Sin embargo, conviene mencionar los efectos en una especie emblemática, la cigüeña

blanca (*Ciconia ciconia*). Esta especie mostró un daño genético considerable en ejemplares que habitaban zonas contaminadas, con respecto a individuos control. En esta especie se encontró que un 5.7% de los pollos nacidos en la colonia de la Dehesa de Abajo presentaban malformaciones en el pico. Estas malformaciones consisten en la curvatura del pico hacia arriba. Los análisis indicaron una relación con la contaminación de metales, especialmente el arsénico.

Los datos más recientes indican que tan sólo un 2.6% de los individuos analizados alcanzan concentraciones de metales en sangre que indiquen intoxicación por alguno de los metales estudiados. Los tres casos correspondían a patos reales (*Anas platyrhynchos*) y el metal implicado era el Pb. Sin embargo, algunos análisis apuntan la posible existencia de una fuente adicional de arsénico en la zona, no relacionada con el vertido tóxico, al igual que la ya descrita para el Pb (en este caso procedente de perdigones de caza), y ligada a labores agrícolas. En el caso concreto de la colonia de cigüeñas, en la que aparecieron malformaciones en el verano de 1999, los niveles de contaminación actualmente registrados en la sangre de individuos de dicha colonia son similares o inferiores a otras zonas de control, no afectadas por el vertido tóxico. No obstante, los estudios sobre alteraciones genéticas y hormonales en cigüeñas indican que los individuos nacidos en la zona afectada muestran mayor daño genético que los individuos nacidos en zonas no alteradas. Asimismo, se ha observado que los niveles de hormonas de stress están alterados en los ejemplares que habitan las zonas contaminadas, lo que sugiere una mayor vulnerabilidad a las enfermedades u otras causas de stress ambiental.

Mamíferos

Entre las especies que potencialmente podían verse más afectadas por el vertido se eligieron la nutria (*Lutra lutra*), el ratón moruno (*Mus spretus*) y el conejo silvestre (*Oryctolagus cuniculus*). La nutria es un Mustélido de hasta unos nueve kilos de peso, que puede vivir más de diez años y consume cada día alrededor de un kilo de peces y crustáceos. Tiene, por tanto, un elevado potencial de bioacumulación de pesticidas y metales pesados, por lo que suele ser considerado un buen indicador de la calidad de los medios acuáticos en los que vive. En este contexto, merecería la pena estudiar el efecto del vertido de Aznalcóllar sobre las nutrias del ecosistema de Doñana, dado que la especie es escasa y está protegida en toda Europa. Además, este mamífero es un buen indicador de la cantidad de metales que acceden a la parte alta de las cadenas tróficas.

Como consecuencia inmediata del vertido y la consiguiente desaparición de presas

potenciales, la nutria se ausentó del río Guadamar. No obstante, los datos que se poseen hasta la fecha indican que en la actualidad ha recolonizado la totalidad del río Guadamar, encontrándose sus señales en los lugares y con la frecuencia con los que aparecían antes del vertido. Asimismo, consume fundamentalmente peces y cangrejos, aunque también, en el tramo medio contaminado, más aves de lo esperado. Sin embargo, los niveles de metales pesados en las heces de las nutrias que habitan este entorno son mucho más elevados que los medidos previamente en otros lugares.

En diferentes estudios se ha mostrado la capacidad del ratón moruno para ser usada como “especie centinela”, habiéndose encontrado correlaciones positivas entre contaminación por metales pesados y daño genético. Por otro lado existía información previa sobre el daño genético en esta especie en diferentes puntos del Parque Nacional de Doñana de los años 1996 y 1997. Se trata además de una especie común y abundante en las marismas del Guadalquivir y no sometida a ningún nivel de protección, por lo que es fácilmente manipulable. El conejo silvestre se seleccionó por su papel de especie “clave” en los ecosistemas mediterráneos, ya que constituye parte importante de la alimentación de un elevado número de carnívoros y rapaces, alguno de ellos seriamente amenazados de extinción. Por ello resultaba importante determinar su posible papel como transmisor de contaminantes a través de la cadena trófica. Los resultados obtenidos hasta la fecha indican altas actividades de Se-GSH-peroxidasa (antioxidativa). Los ratones capturados junto al Guadamar mostraron niveles parecidos a los del Polo Químico de Huelva, aunque muy superiores a los muestreados dentro de la Reserva Biológica de Doñana. Tras la rotura de la presa, se observaron en ratones capturados en zonas junto al Guadamar niveles elevados de tales enzimas, aunque similares a los existentes antes de la riada. Sin embargo los ratones procedentes de tales zonas mostraron valores muy superiores de GSH transferasa citosólica y microsomal a los detectados antes del accidente.

LAS LECCIONES DEL ACCIDENTE

La historia de esta catástrofe ambiental debería hacernos reflexionar sobre algunos aspectos que parecen no haber sido considerados con anterioridad y que podrían evitar que situaciones como la de Aznalcollar se repitan. En primer lugar habría que recordar que la existencia de problemas con la balsa de residuos no era nueva. Denuncias sobre la falta de estabilidad de la presa por parte de ecologistas y técnicos, tanto de las propias empresas implicadas como de las Administraciones encargadas de la tutela ambiental, se habían sucedido desde hacía tiempo. Algunos informes científicos realizados por el CSIC a finales de los 70 y

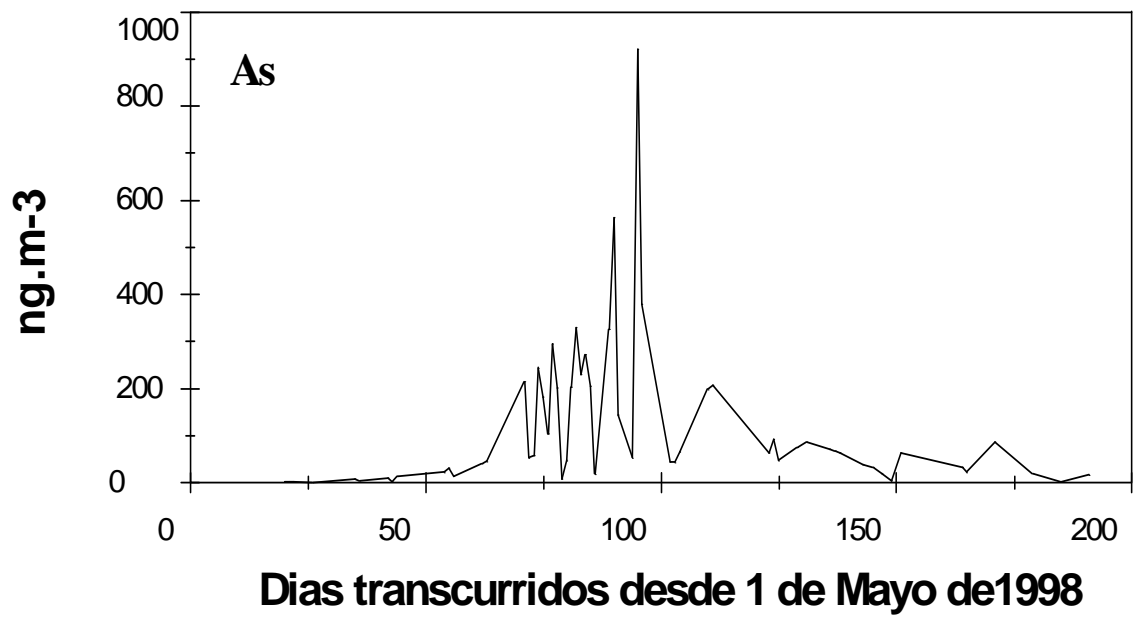
durante los años 80 habían advertido de la marcada contaminación del río Guadiamar y de repetidos episodios que indicaban la presencia de vertidos incontrolados. Tan solo 8 meses antes del accidente, la Estación Biológica de Doñana del CSIC volvía a pedir por escrito que se exigiera a la empresa la elaboración de un plan de emergencia ante la eventualidad de una rotura de la balsa, petición que fue de nuevo desestimada. Por tanto, el accidente no se puede considerar inesperado y es evidente que no existió la prudencia necesaria para evitar que ocurriese o de limitar sus daños, a pesar de los numerosos antecedentes. Una mayor atención a las advertencias previas, máxime cuando están avaladas por informes científicos y técnicos, parece obviamente necesaria. La existencia de un plan de emergencia con sus dispositivos e infraestructuras hubiese limitado el daño y el costo de la limpieza y debería ser una obligación normativa para este tipo de balsas, especialmente si aguas abajo se encuentra un lugar del valor ambiental de Doñana. En este sentido, la normativa europea de contaminación en ecosistemas terrestres debería ser revisada tras los accidentes de Doñana y el Danubio.

Debido a la ausencia de un plan de emergencia, las primeras horas de la catástrofe fueron de enorme incertidumbre. La reacción de los responsables ambientales, especialmente del entonces director del Parque Natural de Doñana y de la Consejería de Medio Ambiente de la Junta de Andalucía fue acertada. El primer objetivo en una situación como la vivida el 25 de abril de 1998 era limitar en lo posible la extensión afectada y tratar de confinar el agua contaminada en algún lugar donde su depuración y tratamiento fuera factible. La hora del accidente facilitó que no hubiese pérdidas humanas en una rivera muy transitada como es la del Guadiamar. La fecha de la rotura, al comienzo de la estación seca, permitió disponer de tiempo suficiente para retirar la mayor parte de los lodos antes de la llegada de las lluvias, limitando así la expansión de la contaminación. La creación, por iniciativa del CSIC, de un comité científico de seguimiento de la catástrofe, que emitió su primer informe tan solo 4 días después del accidente, tuvo un papel fundamental tanto en el asesoramiento directo a las administraciones como en la comunicación pública, constituyéndose en referente riguroso e independiente en un momento de alarma social.

El costo de este accidente ha sido muy elevado. El accidente ha costado al erario público más de 30 000 millones de pesetas, incluyendo las labores de limpieza, expropiaciones de tierras, etc., estando pendiente las reclamaciones legales pertinentes.

Resulta sorprendente constatar como se pudo producir un desastre semejante cuando era tan claro, por los informes de algunos expertos e incluso por algunos accidentes preliminares, que había un peligro serio de que ocurriera un vertido masivo. Cuando se habla *off the record* con alguno de los representantes de organismos que hubieran tenido que exigir

más medidas de control. Se alude, como justificación, a la posibilidad de pérdida de puestos de trabajo si se *apretaban demasiado los tornillos*. Este es un tema recurrente en el campo de la producción industrial, minera, alimentaria, etc. El ejemplo reciente de las “vacas locas” es otro ejemplo. Sin embargo, se trata de un debate falso. Hoy en día, cuando una actividad productiva se realiza de forma contaminante es debido a que utiliza una tecnología obsoleta y, por tanto, no competitiva. En estas condiciones, cualquier oscilación en el mercado hará cerrar la empresa que la realiza, lo cual ocurrirá con toda seguridad en breve plazo. La exigencia de respeto ambiental conlleva una exigencia en inversión tecnológica y modernización lo que a la larga es una garantía de supervivencia de la empresa. Cuando la estrategia económica de una empresa se basa en obtener un beneficio a base de no invertir, tenemos una situación tan característica de lo que define en el refrán de *Pan hoy, hambre para mañana*. En el caso de Aznalcollar finalmente se perdieron los puestos de trabajo de la mina y, además, los de los agricultores de la cuenca del Guadiamar. Esperemos que esto sirva como motivo de reflexión para tibios y condescendientes.



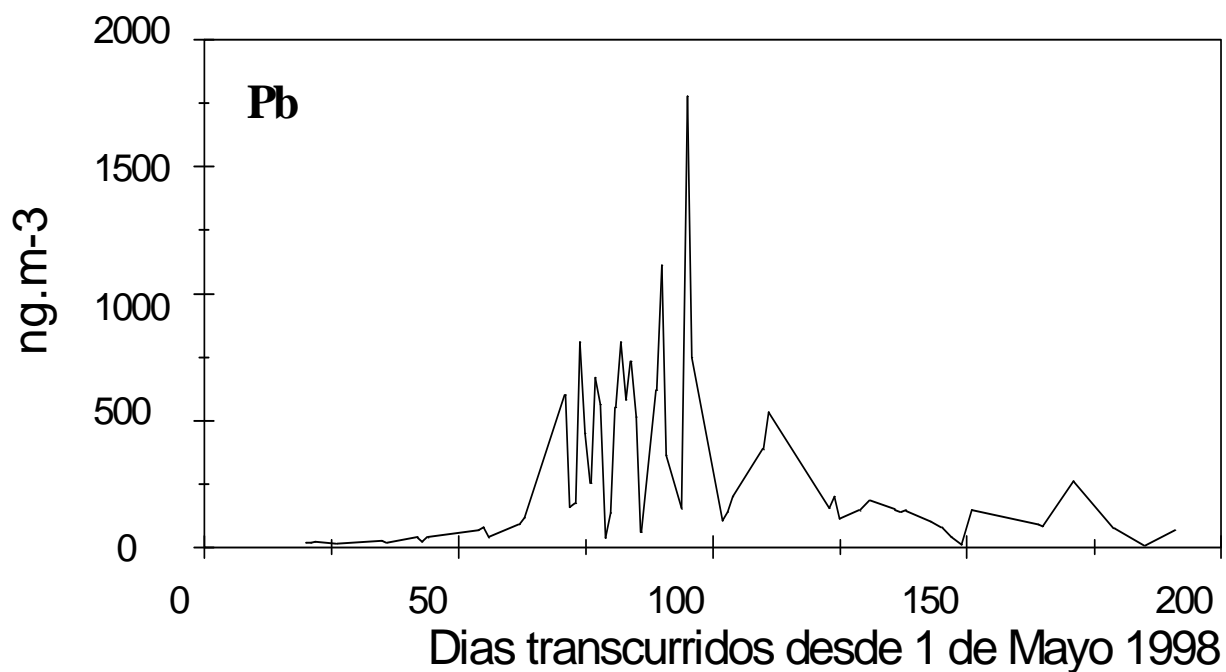


Figura 8

LEYENDA DE FIGURAS

Figura 1. Balsa de residuos en la explotación minera de Aznalcóllar (Sevilla), que la empresa Boliden Apirsa tenía para la explotación de las minas de sulfuros. La primera noticia del vertido se tuvo sobre las tres y veinte de la madrugada del 24 al 25 de abril de 1998, por un vecino anónimo al Puesto de la Guardia Civil de Sanlúcar la Mayor. La rotura del muro de contención de la balsa (parte superior izquierda de la foto) tenía una longitud de más de 50 metros y un desplazamiento horizontal del muro que llegaba a los 60 metros. El contenido de la balsa estaba constituido por residuos de los procesos de flotación de pirita y agua con numerosos metales en disolución.

Figura 2. Campos de cultivo situados en la rica cuenca del Guadiamar. Nueve municipios de la cuenca se vieron afectados: Aznalcóllar, Olivares, Sanlúcar la Mayor, Benacazón, Huévar, Aznalcázar, Villamanrique de la Condesa, Villafranco del Guadalquivir y Puebla del Río. En total se vieron afectadas más de 4000 hectáreas, de las cuales más de 3000 Ha eran de uso agrícola, destacando los siguientes: 148 Ha de frutales de pepita y hueso, 32 de cítricos, 12 de hortalizas, 70 de olivar, 425 de arroz en Entremuros, 210 de algodón, 67 de dehesa, 546 de girasol y 362 de otros cereales. Inicialmente los daños por pérdida de cosechas se valoraron en 1.675 millones de pesetas.

Figura 3. Aguas ácidas retenidas por diques de contención en la zona de Entremuros. Quedaron retenidos inicialmente unos 2.5 hm^3 y se desaconsejó su descarga al Guadalquivir sin tratamiento previo, basándose en el elevado contenido en metales pesados y la acidez del agua, cuya liberación al río Guadalquivir podría haber tenido efectos muy nocivos en el ecosistema. Como consecuencia del cierre total y el aporte de escorrentías procedentes de las lluvias posteriores al cierre, llegaron a acumularse más de 5 hm^3 de aguas contaminadas. Inicialmente se recomendó un tratamiento químico de choque para la neutralización de la acidez y la precipitación de hidróxidos de metales pesados. En ausencia de este tratamiento la evolución del agua embalsada experimentó un notable incremento de la acidez. Este efecto se debía predominantemente a la precipitación como oxohidróxidos de hierro inicialmente disuelto, así como al lixiviado de los lodos piríticos situados aguas arriba. Finalmente se decidió utilizar una depuradora para eliminar los contaminantes.

Figura 4. Tras el vertido quedaron 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 acuícola del río Guadamar, principalmente carpas, albures y barbos y, en menor proporción, anguilas, ranas y cangrejos. Los animales murieron en un primer momento por asfixia, debida a la fina granulometría de los lodos y a la desaparición del oxígeno disuelto.

Figura 5. Area afectada por el vertido tóxico y ubicación del Parque de Doñana.

Figura 6. Distribución y espesor del lodo tóxico en las cuencas de los ríos Agrio y Guadamar tras el vertido.

Figura 7. Nubes de polvo originadas por las labores de limpieza en los meses de julio y agosto.

Figura 8. Contaminación atmosférica. Evolución temporal de los niveles As y Pb en partículas totales en suspensión, desde el 1 de Mayo al 10 de Noviembre de 1998.

Nótese el descenso relativo de los niveles de As y Pb respecto a los alcanzados durante la época de extracción masiva (a partir de julio) de los lodos. Asimismo se puede observar como los niveles de Noviembre, con las tareas de extracción ya finalizadas, eran superiores a los iniciales (por un factor de 3).

Figura 9. Penetración de contaminantes en los suelos. El análisis del suelo subyacente a los lodos (0-10 cm) mostró un incremento notable en la concentración de metales desde el mes de mayo a junio. Durante este corto periodo la concentración de metales en la

superficie del suelo se incrementó de 3 a 15 veces según los casos y zonas. Por ejemplo, en la zona del Puente de Pilas : Cu de 64 a 264 mg/kg, Zn de 600 a 1859 mg/kg, As de 24 a 339 mg/kg, Pb de 98 a 700 mg/kg, Tl de 1 a 5 mg/kg. Todo ello indicaba que, aunque el lodo tiene una elevada porosidad capilar y era capaz de almacenar cantidades de agua relativamente elevadas (hasta 4 mm de agua por cm de espesor), el riesgo de que los metales presentes en fase soluble pasaran al suelo durante los eventos de lluvia era cada vez más alto, e iría aumentando con el tiempo. Este aumento se debía principalmente a que el proceso de oxidación de los lodos era muy rápido. Ello se pone de manifiesto, no sólo por la formación de una costra blanca superficial de sulfatos complejos de diferentes metales, sino también por el incremento del contenido en sulfatos solubles de los lodos. Desde Mayo a Junio, los sulfatos solubles se incrementaron de 10 a 20 veces su valor original; en Pilas-Aznalcazar pasaron de 6 a 112 g/L y en el Quema pasaron de 10 a 120 g/L. Este incremento iba acompañado, lógicamente, de una liberación de H⁺ que provocó una clara disminución del pH desde 6 en Mayo hasta 2 en Junio.

Figura 10. Distribución del pH en los suelos una vez finalizadas las labores de limpieza en octubre de 1998. Desde el Puente de las Doblas hacia la zona de Entremuros, los valores de pH no bajaron de la neutralidad, existiendo cantidades importantes de carbonato cálcico, sales, arcilla y, en general, todos aquellos factores del suelo que influyen positivamente en el poder neutralizante del mismo. Desde la zona del Puente de las Doblas hacia Aznalcollar, se observó una gran heterogeneidad, encontrándose áreas donde el pH alcanzaba valores de 7, otras donde éste no sobrepasaba el valor de 5 y otras en que no llegaba a 3. Es decir, existían ambientes hiperácidos, ácidos y neutros. Por otra parte, la textura del suelo es más ligera que en la zona anterior y el contenido

en carbonato cálcico es muy bajo o nulo, de forma que no se alcanzan valores superiores al 3% desde Soberbina hacia arriba.

Figura 11. Distribución del contenido de arsénico en los suelos una vez finalizadas las labores de limpieza en octubre de 1998. El análisis mostró valores excesivamente altos, por encima de cualquier normativa existente, no sólo para el arsénico sino también para talio y plomo.

Cuadro 1. Composición de los lodos tóxicos en diferentes zonas afectadas. Las concentraciones de elementos mayoritarios se expresan en % en peso y los elementos menores en % (As, Cu, Pb y Zn) y gramos/tonelada.

		Puente Dobllas	Puente Azncalcázar	Puente Don Simón	Río Agrío frente rotura presa	Puente de los Vacneros	Dehesa de Abajo	Presa Grande Cameroío	Presa Cangrejo Grande
Al	%	1.39	1.39	2.05	1.44	6.95	5.24	8.08	7.83
Ca	%	0.28	0.45	0.53	0.39	7.18	2.05	6.02	6.72
P	%	0.02	0.02	0.03	0.02	0.09	0.05	0.08	0.08
Ti	%	0.04	0.05	0.06	0.05	0.30	0.23	0.34	0.34
Mg	%	0.56	0.70	1.10	0.50	1.38	0.70	3.38	3.24
K	%	0.19	0.31	0.40	0.23	1.71	1.75	2.57	2.50
Na	%	0.04	0.06	0.06	0.04	0.37	0.38	0.34	0.47
Mn	%	0.07	0.08	0.10	0.07	0.12	0.10	0.14	0.13
Fe	%	36.60	35.50	33.20	35.70	7.52	2.52	4.30	4.03
S	%	41.80	38.57	34.41	39.75	3.68	0.14	0.18	0.15
As	%	0.52	0.52	0.51	0.49	0.05	0.002	0.002	0.002
Cu	%	0.19	0.19	0.20	0.19	0.03	0.003	0.004	0.005
Pb	%	0.69	0.89	1.22	0.73	0.12	0.004	0.004	0.003
Zn	%	0.85	0.78	0.74	0.89	0.60	0.044	0.220	0.070
Co	g/ton	96	89	87	98	40	10	35	27
Cr	g/ton	62	55	56	49	34	43	92	95
V	g/ton	<1	6	21	1	98	62	121	117
Ba	g/ton	272	441	578	320	357	276	320	322
Sr	g/ton	14	26	34	17	164	76	220	235
Ag	g/ton	33	42	61	39	2.2	1.7	0.5	0.7
Ni	g/ton	22	24	31	21	56	23	68	63
Hg	g/ton	16.6	15.0	14.4	15.9	1.8	0.03	<0.01	0.08
Bi	g/ton	58	70	87	45	6	0.6	0.3	0.3
Cd	g/ton	30	27	29	31	23	0.6	3.6	0.8
Ga	g/ton	7	11	15	8	18	12	20	20
Ge	g/ton	2.5	2.9	4.0	2.9	1.8	1.5	1.8	1.7
Mo	g/ton	8.0	8.0	8.4	8.0	2	0.6	1.2	1.2
Sb	g/ton	534	567	722	536	71	2.0	1.0	2.6
Se	g/ton	12	9	12	11	2	<0.7	0.4	0.3
Sn	g/ton	21	23	23	13	6	2.4	3.8	2.8
Te	g/ton	0.2	0.1	0.4	0.4	0.1	<0.1	<0.1	<0.1
Th	g/ton	1	2	2	1	9	9	12	10
Tl	g/ton	53	54	55	53	11	0.7	1.2	0.6
U	g/ton	1.5	1.9	2.4	1.4	1.9	1.0	1.9	1.9