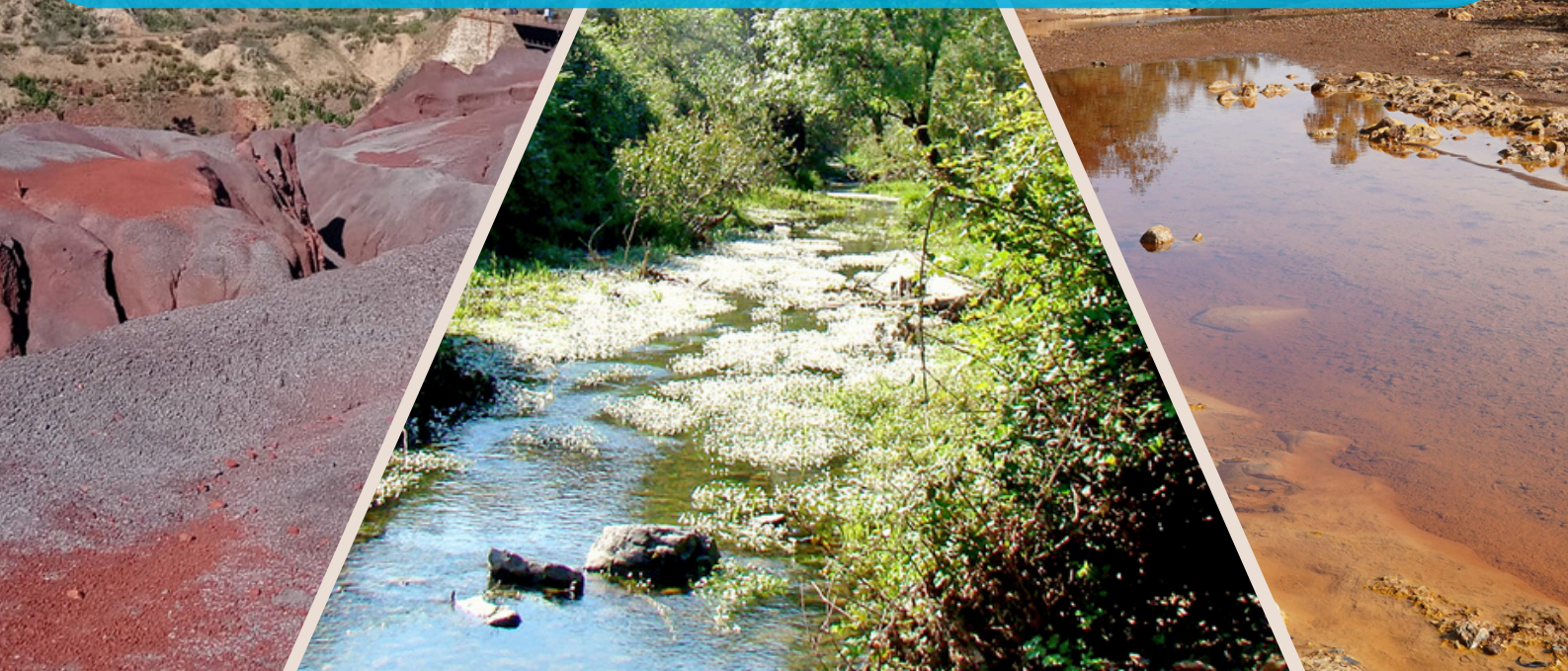




LOS IMPACTOS DE LA MINERÍA EN ANDALUCÍA OCCIDENTAL

Fundación
Nueva
Cultura
del Agua



Maquetación

Fundación Nueva Cultura del Agua (FNCA)

Cita sugerida

Beltrán M.J.; Castillo, J.; Hernández, L.A.; Martínez, J.; Muñoz C.; Pérez J.D.; Talego F. (2025). *Los impactos de la minería en Andalucía Occidental*. España. Fundación Nueva Cultura del Agua.



Esta obra tiene una licencia Creative Commons Atribución-NoComercial-SinObraDerivada 4.0 Internacional

Contacto

Fundación Nueva Cultura del Agua
C/Pedro Cerbuna, 12, 4ºD
50009 Zaragoza

<https://fnca.eu>
fnca@unizar.es

[Informe FNCA "Los impactos de la minería en Andalucía Occidental"](#)

Presentación	1
1. Contexto e impactos generales de la minería metálica	6
<i>Cristian Muñoz Maluenda</i>	
1.1. Características de la minería metálica	
1.2. Impactos generales de la minería	
1.3. Conclusiones	
2. Geografía e historia de la devastación minera entre el Guadalquivir y el Guadiana	12
<i>Félix Talego y Juan Diego Pérez</i>	
2.1. Introducción	
2.2. Geografía del daño minero desde mediados del siglo XIX. Secuelas permanentes de la minería del pasado	
2.3. El impacto social de la contaminación	
2.4. Conclusiones: la extensión de las fronteras de la minería nos podría abocar a un colapso hídrico	
2.5. Referencias	
3. Contaminación por Drenaje Ácido de Mina en la Faja Pirítica Ibérica	45
<i>Jesús Manuel Castillo</i>	
3.1. Introducción	
3.2. Metodología	
3.3. Contaminación minera en suelos	
3.4. Contaminación minera en aguas subterráneas	
3.5. Contaminación minera en cauces fluviales	
3.6. Contaminación minera en embalses no mineros	
3.7. Contaminación minera en estuarios	
3.8. Contaminación minera en el golfo de Cádiz	
3.9. Contaminación minera en redes tróficas en la fpi	
3.10. Conclusiones	
3.11. Referencias	
4. La contaminación química en el marco de la Directiva Marco del Agua y otras directivas europeas	73
<i>Luís Ángel Hernández Lozano</i>	
4.1. El enfoque holístico de la DMA y la actividad minera	
4.2. Sustancias prioritarias y peligrosas prioritarias	
4.3. La Directiva de sustancias prioritarias. Panorámica general	
4.4. Metales en la Directiva de sustancias prioritarias	
4.5. Referencias	
5. El proyecto minero Las Cruces	79
<i>María Jesús Beltrán</i>	
4.1. Introducción	
4.2. Proyecto minero Cobre Las Cruces. Fase a cielo abierto (2009-2020)	
4.3. Proyecto minero Cobre Las Cruces. Fase subterránea (2026-2044)	
4.4. Referencias	
6. Embalse de Alcolea: historia de una sinrazón	86
<i>Julia Martínez Fernández</i>	
4.1. Antecedentes y objetivos del embalse de Alcolea	
4.2. Contaminación minera de las aguas del Odiel	
4.3. Los intentos por finalizar Alcolea	
4.4. Conclusiones	
4.5. Referencias	

Presentación

Julia Martínez

Fundación Nueva Cultura del Agua

La minería metálica ha sido y es una de las constantes en Andalucía Occidental. La provincia de Huelva es donde alcanza su mayor desarrollo la denominada Faja Pirítica Ibérica, una de las zonas con mayor concentración de yacimientos de sulfuros metálicos del mundo. Esto ha dado lugar a una intensa -y extensa- actividad minera, especialmente desde la segunda mitad del siglo XIX, actividad que sigue presente y que además pretende ampliarse a corto plazo.

La minería metálica genera múltiples impactos negativos, pero uno de los más importantes es la contaminación por el denominado Drenaje Ácido de Minas (DAM), resultado de los lixiviados de las zonas afectadas por las minas. Estos drenajes presentan un pH muy bajo y elevadas concentraciones en metales pesados y otras sustancias tóxicas o peligrosas, como cadmio, manganeso, hierro, aluminio, plomo, mercurio, níquel, arsénico, cobre, selenio, cromo y zinc. Esta contaminación tiene lugar durante la fase de explotación y también durante largos periodos posteriores a su abandono, que pueden durar siglos e incluso miles de años, periodos durante los cuales esta contaminación activa, de conocidos efectos ecotóxicos para muchos organismos, puede entrar en las cadenas tróficas y afectar a la salud humana.

Las consecuencias de la minería metálica en Andalucía Occidental son visibles: extensas áreas con los usos naturales, el suelo, la vegetación y el paisaje arrasados, la red fluvial profundamente contaminada por las aguas ácidas y con metales pesados, contaminación que se extiende a la Ría de Huelva (cuyos sedimentos están clasificados como “altamente tóxicos”) y a las aguas costeras atlánticas, constituyendo también una amenaza para las aguas subterráneas. De hecho, los ríos Tinto y Odiel constituyen el principal aporte mundial de contaminantes tóxicos de origen minero a los océanos, los cuales se extienden por las aguas costeras atlánticas y entran también al Mediterráneo a través del Estrecho de Gibraltar. El Estuario del Guadalquivir también está afectado por la contaminación minera, la cual amenaza además el valioso humedal del Parque Nacional de Doñana, que cuenta diversos estatus de protección internacional. La contaminación minera supone una amenaza de primer orden para la salud humana, la biodiversidad y el buen estado de los ecosistemas y constituye una gran hipoteca para el abastecimiento humano, la agricultura, la pesca y otras muchas actividades socioeconómicas actuales y futuras que dependen de la provisión de agua de buena calidad.

La gravedad y extensión del problema van a aumentar si se llevan a la práctica los numerosos proyectos de reactivación o desarrollo de nuevas actividades mineras en Andalucía Occidental, que recordamos a continuación en un rápido repaso y sin ánimo de exhaustividad. En 2024 la Junta de Andalucía autorizó la construcción de la planta E-LIX en las instalaciones de la mina de Riotinto, que promueve Atalaya Mining. La misma empresa ha obtenido autorización y ya recrece el muro de contención de las balsas de residuos mineros, pese a que se ha alertado ya de que tales balsas presentan filtraciones. La mina Cobre Las Cruces, la mayor mina a cielo

abierto de Europa y situada sobre un acuífero estratégico para Sevilla, arrastra un largo historial de ilegalidades, incumplimientos y contaminación, incluyendo una sentencia condenatoria en 2016 confirmada por el Tribunal Superior de Justicia de Andalucía por el delito continuado de contaminación del acuífero con arsénico y por extraer cinco veces más agua de la permitida. Pese a ello, la Junta de Andalucía ha aprobado la ampliación de la extracción minera en Cobre las Cruces, lo que supondrá un nuevo y mayor vertido contaminante en el Estuario del Guadalquivir, que se une al que ha venido vertiendo desde 2009 (estudios recientes muestran elevados niveles de cobre, cromo, níquel y plomo debido a la mina Cobre Las Cruces) y que agravará aún más la contaminación no sólo del Estuario sino también de las aguas costeras atlánticas, aumentando la amenazas de afección a Doñana, además de incrementar la pluma contaminante que entra al Mediterráneo a través del Estrecho. Además, la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir le ha otorgado a Cobre Las Cruces una concesión de agua aún mayor, descatalogando para ello el acuífero como “reserva estratégica” para Sevilla.

La Junta de Andalucía también ha aprobado el reinicio de la actividad minera en Aznalcóllar, por parte de Minera Los Frailes, propiedad de la multinacional Grupo México, responsable en 2014 del mayor desastre ambiental de México, un vertido minero que supuso el éxodo masivo de las poblaciones afectadas y que el 95 % de la población testada tenga plomo en la sangre, entre otros efectos. La nueva actividad minera en Aznalcóllar implicaría otro nuevo vertido en el Estuario del Guadalquivir, afectando al espacio Red Natura “Bajo Guadalquivir” y agravando la afección a Doñana, que ya recibe contaminación minera, sin que la Junta de Andalucía haya solicitado una valoración de los riesgos por parte de la Estación Biológica de Doñana. Además la nueva mina requiere una elevada cantidad de aguas superficiales y subterráneas, lo que reducirá los caudales disponibles en el río Guadiamar para los distintos usos y como principal aporte para Doñana y afectará a los pozos para riego y abastecimiento de ganado en pequeñas explotaciones de Aznalcóllar, Gerena y Sanlúcar la Mayor, con zonas en las que el descenso de la cota de agua superará los 250 metros, lo que dejaría secos muchos de los pozos afectados. Las nuevas actividades mineras de Cobre Las Cruces y de Aznalcóllar causarían un importante deterioro en las masas de aguas subterráneas Gerena y Guillena-Cantillana, que suponen una importante reserva estratégica de agua para abastecimiento en situaciones de sequía para Sevilla y su área de influencia.

Por otra parte, la Junta de Andalucía ha declarado de Interés Estratégico la apertura de la mina Romanera, de la multinacional Emerita Resources, ubicada en la cola del embalse de Andévalo, esencial para el abastecimiento humano de Huelva capital, buena parte de la población costera provincial y de riego de frutos rojos y cítricos del Condado y Costa. Esta mina supondría afectar al río Chanza, que ya sufre contaminación por DAM, así como al Guadiana, constituyendo una seria amenaza para el abastecimiento humano de buena parte de la población de la provincia de Huelva y de hecho ha contado con informes desfavorables de la Consejería de Agricultura y de la Comisión de Política Económica, pese a lo cual la Junta de Andalucía la ha considerado, como decimos, de Interés Estratégico.

Finalmente hay que añadir un proyecto minero de la empresa Geoland en la ribera de Alcalaboya, una de las pocas riberas sanas que aún persisten, que amenaza las comunidades de

erer

Cortegana, Aroche y Almonáster La Real, así como el proyecto minero Aguas Teñidas, de la empresa Matsa, que supondría talar más de 30.000 pinos y construir la mayor balsa de residuos tóxicos de Andalucía a sólo cientos de metros de Valdelamusa.

Lo más preocupante es que las administraciones públicas no sólo no están haciendo frente a esta oleada de nuevos proyectos mineros sino que se han erigido, especialmente la Junta de Andalucía, en promotora activa de los mismos. Es más: la Junta de Andalucía lanzó en 2024 un concurso público para otorgar 90 permisos de investigación (es decir, de prospección minera) en 30 municipios de la provincia de Huelva, añadiendo a las habituales justificaciones de puestos de trabajo (usualmente infladas en términos de cantidad y de calidad del empleo) la consideración de que la actividad extractiva es necesaria para la transición energética y digital en España y Europa.

Pese a que empresas mineras y autoridades repiten el mantra de que la minería moderna ya no contamina, la realidad muestra lo contrario. No existen ejemplos de minas reales que demuestren un “vertido cero”, entre otras cosas porque las condiciones reales se alejan mucho de las teóricas sobre el papel y porque las probabilidades de ocurrencia de contaminación, incluso en condiciones ideales, se van sumando y acumulando, de forma que todo lo que podría llegar a ocurrir, con tiempo suficiente termina ocurriendo en algún momento y en algún lugar. Pese a que las compañías mineras justifican que cumplen con la legislación aplicable, ello no ha evitado en ninguna parte del mundo el deterioro ambiental por debilidad de las normativas y por malas prácticas de diverso tipo. Hay ya muchas evidencias sobre las importantes deseconomías que el extractivismo minero supone, tanto en el presente como para el futuro, con beneficios privados muy concentrados fundamentalmente en manos de multinacionales y costes que se socializan en la forma de efectos ambientales y para la salud adversos, costosos programas de mitigación y restauración con fondos públicos que nunca son plenamente efectivos e importantes limitaciones para otras actividades socioeconómicas.

En los últimos años se ha generado un creciente conocimiento científico que cuantifica de manera cada vez más precisa la extensión y gravedad de la contaminación minera y que alerta de las amenazas que suponen estos nuevos proyectos, tanto en diversas publicaciones e informes como en jornadas científicas y de debate recientes, como las organizadas por la Universidad de Sevilla en junio y en noviembre de 2024. A las alertas científicas se unen las reacciones y movilizaciones ciudadanas, que incluyen las de vecinos afectados que se han organizado frente a las nuevas amenazas mineras (como el colectivo Alcalaboza, Itucci Verde o Valdelamusa Viva), plataformas ciudadanas (como la plataforma Salvemos el Guadalquivir), múltiples organizaciones ambientales, así como las posiciones contrarias de sectores socioeconómicos potencialmente afectados, como pescadores, mariscadores y agricultores. Los impactos no se limitan a las generaciones actuales, sino que hipotecan el futuro de las siguientes.

Es necesario un cambio frontal de perspectiva, empezando por recuperar el significado de las palabras. Pese a que en 2023 la Junta de Andalucía aprobó la denominada “Estrategia para una Minería Sostenible en Andalucía 2030”, no existen, hoy por hoy, evidencias de que tal cosa (minería sostenible) exista. Dadas las enormes facturas ambientales, sociales, económicas y

para la salud humana del extractivismo minero, es imprescindible, en primer lugar, no seguir agravando, por elementales razones de justicia ecológica, la pesada hipoteca que ya soportan las áreas más castigadas, como es el caso de Andalucía Occidental. En segundo lugar, hay que dirigir los esfuerzos a minimizar los requerimientos de nuevas materias primas, incluyendo las necesidades de la transición energética, a través de una reducción general del consumo, principal motor de las necesidades extractivas, de la recuperación y reutilización de materiales y del reciclaje de los mismos, con el fin de minimizar al máximo cualquier necesidad de nuevas extracciones.

El presente informe pretende contribuir a dicho cambio, presentando algunas claves, desde una perspectiva interdisciplinar, en relación con los impactos ambientales y sociales de la minería metálica en Andalucía Occidental. La primera contribución sobre la minería metálica y sus impactos generales, de Cristian Muñoz Maluenda, de la Fundación Nueva Cultura del Agua, presenta una breve introducción a la problemática general de la minería y sus impactos ambientales. Le sigue la contribución sobre el sector de la minería en Andalucía Occidental, de Félix Talego, de la Universidad de Sevilla y Juan Diego Pérez, de la Universidad de Huelva, que sitúa el marco general y contexto histórico y geográfico del extractivismo minero en dicho ámbito. A continuación Jesús Manuel Castillo, de la Universidad de Sevilla, presenta un exhaustivo análisis del conocimiento disponible sobre la contaminación por minería metálica de las aguas en Andalucía Occidental. A ello le sigue una visión sintética de la contaminación minera desde la perspectiva de las directivas europeas, elaborado por Luis Ángel Hernández, de la Fundación Nueva Cultura del Agua. Las dos últimas contribuciones presentan de forma breve dos casos concretos: la Mina Cobre Las Cruces, elaborado por María Jesús Beltrán, de la Universidad Pablo de Olavide y el embalse de Alcolea en relación con la contaminación minera, elaborado por la Fundación Nueva Cultura del Agua. Esperamos que este informe ayude a divulgar la problemática en torno a la contaminación minera en Andalucía Occidental y las grandes amenazas que los nuevos proyectos mineros representan.

Contexto e impactos generales de la minería metálica

Cristian Muñoz Maluenda
Fundación Nueva Cultura del Agua

1. Características de la minería metálica

La minería metálica consiste en la explotación de sustancias naturales agotables, desde donde se extraen elementos metálicos. Se les puede agrupar en cuatro tipos: a) minerales básicos, constituidos por cobre (Cu), plomo (Pb), zinc (Zn) y el estaño (Sn); b) los ferrosos conformados por el hierro (Fe), manganeso (Mn), molibdeno (Mo), cobalto (Co), tungsteno (W), titanio (Ti) y el cromo (Cr); c) los metales preciosos conformados por el oro (Au), la plata (Ag) y el platino (Pt) y, por último, d) los metales radioactivos, que incluyen el plutonio (Pu), uranio (U), radio (Ra) y el torio (Th).

En general, las producciones específicas de minerales de cada territorio dependen de las características naturales de sus reservas. Varios países son exportadores en el mercado de la minería metálica y muchas de estas explotaciones son realizadas mediante inversiones de países especializados. Las compañías más importantes del mundo[1] tienen operaciones en diferentes continentes, con distintos modelos de explotación y de reportes de sus actividades, dependiendo de las exigencias de cada país involucrado en la explotación y del valor que esta información pueda representar para estos empresarios, más aún si sus acciones se tranzan en bolsas de valores.

En España en particular, desde el punto de vista de los porcentajes de producción se observa que la minería más desarrollada y productiva es la de cobre, seguida por el zinc y el plomo. El hierro también es importante en volumen, pero en la nomenclatura española se considera dentro de la categoría de minería industrial y se reporta como óxido de hierro. La minería metálica al cierre del 2021 constituyó un 35 % de la producción minera nacional, lo que revela un aumento sustantivo, si se analiza el período 2005 – 2021 (MITECO, 2021). Andalucía es la Comunidad Autónoma líder a nivel nacional, concentrando alrededor del 40 % del valor total de la producción, debido al notable valor de los metales extraídos, según cita el mismo informe. Al cierre del período 2021 la minería metálica continúa siendo el motor de la minería española[2].

[1] Las principales empresas mineras reconocidas con explotaciones en diferentes continentes son: las anglo-australianas BHP Billiton y Río Tinto, la brasileña Vale, las norteamericanas Newmont y Southern Copper, la rusa Norilsk Nickel, agregándose además Fortescue Metals (Australia), Barrick (Canadá), Glencore (Suiza) y Anglo American (Inglaterra), completando las diez más reconocidas.

[2] En la pág. 12 de la Estadística Minera de España (MITECO, 2021) se indica que en la Faja Pirítica Ibérica (FPI) se mantienen en explotación tres minas subterráneas de sulfuros complejos, que obtienen concentrados de cobre, cinc y plomo, con importantes contenidos en plata, y otras dos a cielo abierto que producen cobre o concentrado de cobre. Han continuado también la mina de oro (Asturias), la de estaño-tántalo (Galicia), dos de wolframio (Castilla y León y Extremadura) y reiniciado su producción una de hierro (Andalucía).

La búsqueda de un escenario de cero emisiones netas de carbono en el planeta, en línea con el objetivo de limitar el calentamiento global por debajo de 1,5°C, se ha vinculado muy concretamente a la necesidad de favorecer las condiciones para acelerar la transición energética y la electromovilidad, lo cual implica necesariamente un aumento de la explotación de minerales que se encuentran en la categoría de estratégicos[3], dado que se estima que su demanda se incrementará fuertemente, en pos de concretar dicha transición energética, que se encuentra fuertemente enlazada con Objetivos de Desarrollo Sostenibles (ODS) específicos, como el ODS 7[4] que persigue garantizar el acceso a una energía asequible, segura, sostenible y moderna para todos y el ODS 9[5] que declara la necesidad de construir infraestructuras resilientes, promover la industrialización inclusiva y sostenible y fomentar la innovación, por lo que los incentivos se sostienen en el imperativo estratégico de lograr una transición energética dirigida a la descarbonización.

El mercado objetivo de la exportación industrial española tiene como principales destinos a Francia, Alemania y Reino Unido y esta relación se ha acentuado de manera importante en el último tiempo, principalmente por la promoción de las políticas de transición energética y también como una respuesta a los desafíos de competitividad que ha significado para todos los países, el fortalecimiento de la participación de países emergentes, entre los que podemos considerar a China, Rusia, India y Turquía, con una influencia relevante en los mercados y estimulado además por los volúmenes requeridos de productos estratégicos[6] relacionados con la reconversión energética, promovida fuertemente desde la UE. En este sentido la Fundación Nueva Cultura del Agua ha planteado observaciones concretas[7] (FNCA, 2023).

2. Impactos generales de la minería

Según múltiples estudios realizados en todo el planeta, se puede considerar que la minería es una actividad económica que genera impactos relevantes sobre los sitios en los cuales opera y que pueden ser analizados desde múltiples perspectivas (Scheidel et al. 2020; Luckeneder et al. 2021, Worlanyo & Jianfeng, 2021). Estos impactos son variados y dependerán del momento histórico y del rigor institucional que haya rodeado la puesta en marcha de estas iniciativas. Es evidente que, en aquellos casos donde la institucionalidad ambiental no está bien desarrollada o es permisiva, estos impactos se verán amplificados. Esto se acrecienta cuando, por coyunturas históricas, se asume institucionalmente que los beneficios de explotación serán superiores a los efectos socioambientales derivados de las mismas. En la actualidad esto sería asimilable a declarar una actividad como estratégica, invocando un bien superior para la comunidad.

[3] España dentro de su territorio cuenta con minerales considerados en categoría de críticos, que no necesariamente son metálicos, pero si son vitales para el desarrollo de los proyectos en curso (flúor (F), estroncio (Sr), Wolframio (W) y Tántalo (Ta) (MITECO, 2021, pág., 13).

[4] [ODS 7 Energía asequible y no contaminante](#) | Pacto Mundial ONU · Pacto Mundial.

[5] [ODS 9 Industria, innovación e infraestructura](#) | Pacto Mundial ONU · Pacto Mundial.

[6] Por ejemplo, materiales necesarios para fabricación de paneles solares, baterías de litio, automóviles eléctricos u otros necesarios para industrias avanzadas como la aeroespacial.

[7] <http://bit.ly/3Ax6RJm>

Existen numerosos registros bibliográficos que revelan esta situación compleja, donde se han subvalorado los efectos medioambientales inmediatos, generándose entonces una condición de contaminación estructural. Aquello es más evidente aun en zonas etiquetadas coloquialmente como áreas de “vocación minera” (Vázquez-Arias et al. 2023; Vázquez-Ugas et al. 2023). Esta circunstancia resultante, normalmente se ve asociada a la obligación de mitigar los impactos o recuperar la funcionalidad ambiental de los territorios afectados, lo cual se complejiza más aún cuando la responsabilidad del daño ya no puede ser perseguida, ni menos financiada, como es el caso de múltiples zonas afectadas por residuos mineros abandonados que liberan contaminantes al ambiente, sin control alguno. La figura 1 sintetiza los impactos generales de la minería.

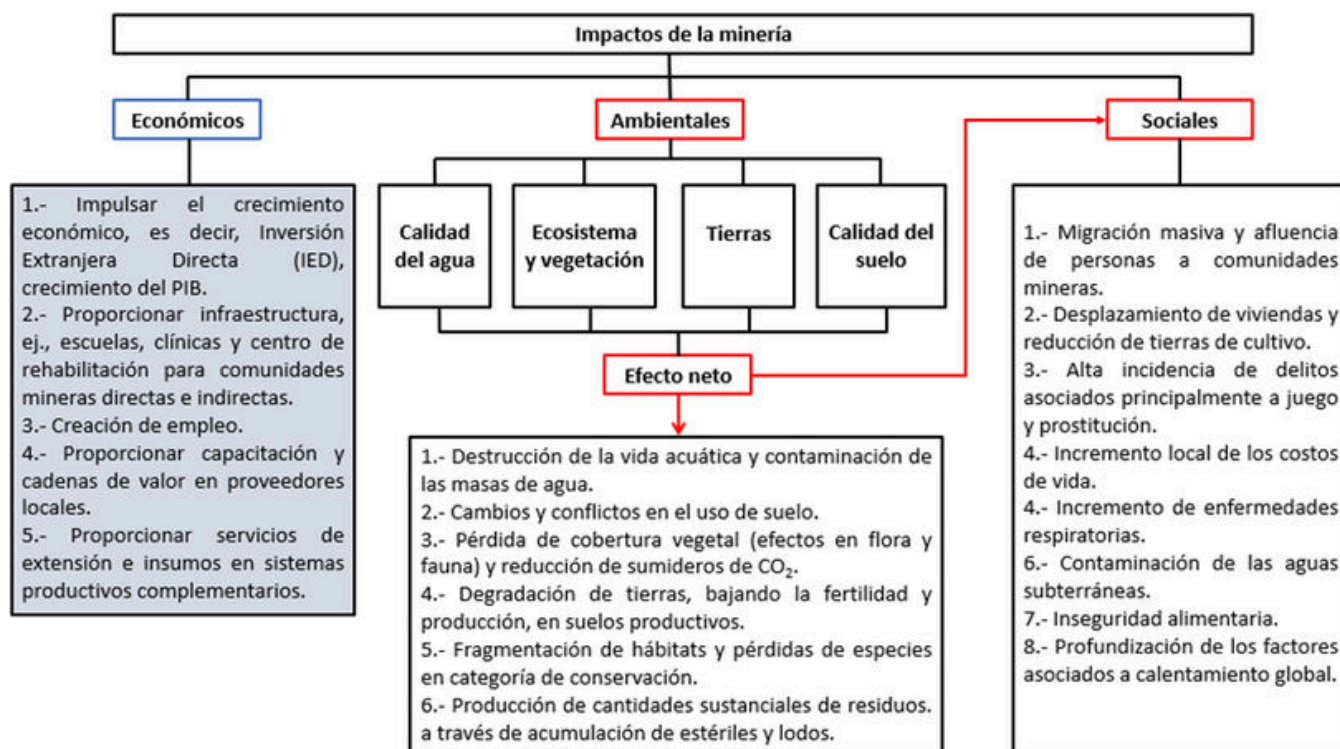


Figura 1. Impactos económicos, ambientales y sociales de la minería (adaptado desde Worlanyo & Jianfeng, 2021).

En términos generales se entiende que, en el corto plazo, los impactos económicos y sociales de la minería pueden ser beneficiosos (Figura 1), dadas las publicitadas repercusiones positivas en el crecimiento, empleo, infraestructura y servicios que se explicitan al defender estas iniciativas. Estos aspectos, ventajosos para cierta parte de la ciudadanía, normalmente colisionan con otras dimensiones sociales ligadas principalmente al desplazamiento de poblaciones, obligada por los requerimientos vinculados al desarrollo de estos proyectos a gran escala. En el mediano y largo plazo también se perciben impactos sociales, principalmente vinculados a enfermedades profesionales inherentes a la operación de los proyectos, que pueden derivar en patologías de diversa naturaleza, asociadas al remanente de sustancias tóxicas propias de los procesos y en último caso, del abandono (Parviainen et al. 2022). Este estado de contaminación latente se asocia además a problemas recurrentes como los drenajes ácidos de minas (DAM), cuyos lixiviados se ven favorecidos por los nuevos regímenes pluviométricos asociados al cambio climático, debido al incremento de la torrencialidad de las lluvias, con mucha mayor capacidad de movilización de materiales.

Para el caso del agua, los impactos son diversos y se manifiestan por ejemplo en pérdidas de su calidad, ya sean estas aguas superficiales o subterráneas, tanto en aguas continentales como de transición y costeras (Pérez-Ruzafa et al. 2023; Perni & Martínez-Paz, 2023). Para el caso de los acuíferos, con frecuencia los daños son difíciles de dimensionar, ya sea por falta de información o por sistemas de monitoreo de aguas deficientes. Esta condición se ve agravada cuando estas masas de agua no se encuentran correctamente caracterizadas en los planes hidrológicos de los territorios mineros y más aún en aquellas zonas ya contaminadas, lo cual desencadena tensiones importantes en zonas con vocaciones productivas mixtas, porque los usos potenciales del agua se ven claramente reducidos o requieren de tratamientos costosos. Se entiende por cierto que estas masas de agua, sea donde sea que se encuentren, cumplen roles fundamentales en la composición ecosistémica de estos territorios, más allá de su caracterización habitual como insumo productivo.

La fragmentación del territorio implica pérdida de hábitats de grandes extensiones de suelo funcional, debido a la obligada remoción de grandes cantidades de material para la obtención de los elementos de valor comercial, que amplifican el estrés en las zonas de extracción. Las implicaciones territoriales en la mayoría de los casos son irreversibles y, al aplicar esfuerzos de mitigación, solamente se podría aspirar a una recuperación marginal de la funcionalidad ecológica.

Los impactos, en este escenario de aumento de la demanda e incremento en la generación de desechos, obligan a revisar el modelo extractivista, considerando que, en muchos casos, sus efectos concretos se desenvuelven en zonas de alto valor ambiental (Luckeneder et al. 2021), lo que implica desafíos en la búsqueda de nuevas alternativas que disminuyan las externalidades negativas (Valenta et al. 2023), implicando la urgencia de cambios en las estrategias aplicadas, donde no es posible además, seguir minimizando la influencia directa sobre la salud de las personas (Reis et al. 2015).

Conclusiones

A pesar de que la transición energética busca reducir las emisiones de carbono y promover la sostenibilidad, el aumento de la demanda de minerales estratégicos implica una intensificación de la minería metálica, la cual genera impactos ambientales irreversibles, como la fragmentación de hábitats y la alteración persistente de aguas y suelos, perpetuando un ciclo de deterioro ambiental que trasciende generaciones. Este enfoque refleja una contradicción inherente en esta transición propuesta, que publicita objetivos sostenibles, desconociendo la amplificación de externalidades negativas, principalmente en regiones vulnerables y de alto valor ambiental. Urge, por tanto, replantear estrategias que prioricen la reducción de estos efectos indeseados, fomentando modelos de producción y consumo más circulares y menos extractivos.

Por otra parte, la dependencia geopolítica de minerales estratégicos exacerba desigualdades globales. La transición energética intensifica la concentración de la minería metálica en territorios en recursos, fortaleciendo relaciones de dependencia geopolítica y aumentando la presión

presión sobre países en desarrollo, con menor capacidad institucional para gestionar impactos ambientales y sociales. Esto no solo amplifica las desigualdades globales, sino que también crea un riesgo sistémico, al depender de cadenas de suministro vulnerables.

Para avanzar hacia una transición energética justa es esencial reducir el consumo global, diversificar las fuentes de materiales estratégicos, fomentar la innovación en reciclaje y materiales alternativos, y articular marcos regulatorios sólidos en los países extractores e inversores. Esto debe ir acompañado del cumplimiento de acuerdos internacionales que promuevan la equidad social y la sostenibilidad ambiental.

Referencias

FNCA (2023). Transición energética y sus implicaciones sobre el agua. 8 pp. <https://fnca.eu/biblioteca-del-agua/directorio/file/3047-transicion-energetica-y-sus-implicaciones-sobre-el-agua?search=1>

Liedholm-Johnson, E., Ericsson, M. and Löf, A. (2023). The mining permitting process in selected developed economies. *Land Use Policy*. 131. 106762. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2023.106762>

Luckeneder, S., Giljum, S., Schaffartzik, A., Maus, V. and Tost, M. (2021). Surge in global metal mining threatens vulnerable ecosystems. *Global Environmental Change*. 69. 102.303. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2021.102303>

MITECO. (2021). Estadística minera de España 2021. Catálogo de Publicaciones de la Administración General del Estado. <http://publicacionesoficiales.boe.es/>

Parviainen, A., Vázquez-Arias, A. and Martín-Peinado, A. (2022). Mineralogical association and geochemistry of potentially toxic elements in urban soils under the influence of mining. *Catena*. 217. 106517. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2022.106517>

Pérez-Ruzafa, A., Dezileau, L., Martínez-Sánchez, M.J., Pérez-Sirvent, C. Pérez-Marcos, M., von Grafenstein, U. y Marcos, C. (2023). Long-term sediment records reveal over three thousand years of heavy metal inputs in the Mar Menor coastal lagoon (SE Spain). *Science of the Total Environment*. 902: 166417. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.166417>

Perni, A. y Martínez-Paz, J.M. (2023). Socioeconomic assessment of the restoration of highly modified coastal ecosystems by mining activities. *Environmental Impact Assessment Review*. 103: 107251. <https://doi.org/10.1016/j.eiar.2023.107251>

Reis, S., Morris, G., Fleming, L.E., Beck, S., Taylor, T., White, M., Depledge, M.H., Steinle, S., Sabel, C.E., Cowie, H., Hurley, F., Dick, J.McP., Smith, R.I. y Asten, M. (2015). Integrating health and environmental impact analysis. *Public Health*. 129: 1383-389. <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/>

Salgora, M.D. (2021). El impacto geopolítico de las tierras raras en el orden internacional. *Revista Economía Industrial (Geoconomía Industrial)*. Vol. 420. Ministerio de Industria, Comercio y Turismo. Madrid, 2º trimestre 2021. (Pgs. 47-58). ISSN 0422-2784.

Sheidel, A., Del Bene, D., Liu, J., Navas, G., Mingorría, S., Demaría, F., Ávila, S., Roy, B. Ertör, I., Temper, L. and Martínez-Alier. (2020). Environmental conflicts and defenders: A global overview. *Global Environmental Change*. 63. 102104. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2020.102104>

Valenta, R.K., Lébre, É., Antoni, C., Frank, D.M., Jokovic, V., Micklethwaite, S., Parbhakar-Fox, A., Runge, K., Savinova, E., Segura-Salazar, J. Stringer, M., Verster, I. and Yahyaei, M. (2023). Decarbonisation to drive dramatic increase in mining waste-Options for reduction. *Resources, Conservation & Recycling*. 190. 106859. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2022.106859>

Vásquez-Ugaz, C.A., León-Roque, N., Núñez-León, J.N., Hidalgo-Chávez, D.W. and Oblitas, J. (2023). Geochemical and environmental assessment of potential effects of trace elements in soils, water, and sediments around abandoned mining sites in the northern Iberian Peninsula (NW Spain). *Heliyon*. 9. e14659. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e14659>

Vázquez-Arias, A., Martín-Peinado, F.J. and Parviainen, A. (2023). Effect of parent material and atmospheric deposition on the potential pollution of urban soils close to mining areas. *Journal of Geochemical Exploration*. 244. 107131. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2022.107131>

Worlanyo, A.S. and Jiangfeng, L. (2021). Evaluating the environmental and economic impact of mining for post-mined land restoration and land-use: A review. *Journal of Environmental Management*. 279. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111623>

Geografía e historia de la devastación minera entre el Guadalquivir y el Guadiana

Félix Talego y Juan Diego Pérez
Universidad de Sevilla

1. Introducción

Con un subsuelo rico en minerales estratégicos para el desarrollo del capitalismo, Andalucía (figura 1) se convirtió en un laboratorio global para la gran minería desde finales del siglo XIX. Es un rol, a escala europea, que vuelve a recuperar en la actualidad, con la remineralización de las dos últimas décadas (Pérez-Cebada & Beltrán, 2021). Como resultado, los ecosistemas se han visto profundamente modificados por las actividades extractivas en los últimos ciento setenta años.



Figura 1: Ubicación del área de estudio. Autor: Joaquín Márquez, Universidad de Sevilla

Resulta particularmente interesante estudiar las implicaciones en el tiempo y en el espacio de la afección de los cursos de agua mineros (figura 2), especialmente en la Faja Pirítica Ibérica (FPI). Bastará señalar al respecto que los dos ríos sobre los que se organiza la red hidrológica de la cuenca, el Tinto y el Odiel, representan casos extremos de acidificación (o Drenaje Acido de Minas, DAM) en el mundo o que el golfo de Cádiz, destinatario último de los residuos mineros de ambas corrientes de agua (y del Guadiana), se considera una de las zonas marinas más contaminadas del planeta.



Mapa 2: Ríos, embalses y marismas con algún grado de afectación por contaminación minera. Autor: Joaquín Márquez, Universidad de Sevilla

2. Geografía del daño minero desde mediados del siglo XIX. Secuelas permanentes de la minería del pasado

La expansión de la frontera minera en Andalucía no ha sido constante en estos ciento setenta años, como tampoco la intensidad de la extracción, sino que ha habido períodos intensísimos, en los que la obtención de cobre y sulfuros ha ocupado la primera posición en el ranking mundial de extracción de estos minerales. Pero a estos han sucedido períodos de declive, más o menos acusado. El período más intenso de actividad discurre entre 1870 y 1913, años en los que se abren la mayor parte de las minas, lo que implicó que la frontera de la minería de sulfuros alcanzara ya todas las cuencas importantes, y desde los cursos altos de los ríos, lo que añade gravedad al impacto contaminante que desde entonces padecemos.

Hoy se ha perdido en los lugares mineros la memoria viva, oral, de los años de actividad extractiva, que solo es rastreable, si acaso, por medio de investigación de archivos. Sin embargo, aquellos lugares mineros mantienen enormes extensiones de residuos que continúan tan activos como al principio. Porque se trata de minas que no pueden cerrarse o sellarse una vez abiertas y porque las montañas de escombreras, de muchos millones de toneladas ya en aquel período, no pueden aislarse eficaz y duraderamente de los flujos de agua, que redisuelven y movilizan los contaminantes. El resultado es que, desde las de Cala, vertientes al Guadalquivir a través de Rivera de Huelva, hasta la de Sao Domingos, vertiente al Guadiana a través del Chanza, mantienen contaminadas las arterias hídricas de Andalucía Occidental, los estuarios, las aguas freáticas, algunos acuíferos e, incluso, la plataforma continental del Golfo de Cádiz. En algunos casos, que señalaremos, esta contaminación alcanza el límite de la viabilidad de la vida acuática. Los cauces que ya en aquellos años fueron severamente afectados no se han

recuperado después, sino que su situación se ha visto agravada en todo caso, por la avenida de nuevos aportes atribuibles a las secuelas de la extracción practicada desde entonces hasta hoy.

Los daños no se han ceñido a las inmediaciones de las minas, sino que se extienden a muchos kilómetros, ríos abajo, hasta los humedales y los estuarios, con la disminución drástica de las pesquerías de agua dulce y de los bancos de pescado en las desembocaduras del Guadiana, Ría de Huelva y, en menor medida, Guadalquivir. Aunque las secuelas sociales de la contaminación minera permanecen bastante desconocidas, sí ha quedado constancia de algunos casos señalados, sobre todo cuando hubo reacciones de alarma, protestas y demandas que saltaron a la prensa y al debate parlamentario.

Procedemos a continuación a ubicar las principales minas que la extracción minera del último siglo y medio ha ido dejando, hasta ahora, en Andalucía Occidental. Las ordenaremos por la cuenca hídrica en la que se encuentran, pues los ríos son las arterias que vertebran el territorio. Nos limitaremos a reseñar las principales en orden a la superficie afectada o el impacto hídrico que tengan o puedan llegar a tener.

2.1. En la cuenca del Guadalquivir

La figura 3 muestra con mayor detalle la afección por DAM a los ríos y embalses situados en la margen derecha de la cuenca del Guadalquivir, evidenciando la gran extensión de dicha afección en las cuencas del Rivera de Huelva, del Guadiamar y Estuario del Guadalquivir.



Figura 3. Afección por DAM en la margen derecha de la cuenca del Guadalquivir. Cuenca del Rivera de Huelva, del Guadamar y Estuario del Guadalquivir. Autor: Joaquín Márquez, Universidad de Sevilla

A continuación se presenta con más detalle la situación en la cuenca del Rivera de Huelva, en la cuenca del Guadamar y en el Estuario del Guadalquivir.

2.1.1. En la cuenca del Rivera de Huelva

Minas de Cala, Tauler y La Sultana

Vierten al tramo alto de Rivera de Huelva y a Rivera de Cala (afluente del anterior) las minas de Cala, Tauler y La Sultana. Su período de mayor actividad fue a principios del siglo XX, entrando en crisis ya entonces. Se reinició la extracción en la mina de Cala en 1970, hasta 1981. En 1982, poco antes de las elecciones generales que dieron la mayoría absoluta al Partido Socialista

Obrero Español (PSOE), Felipe González, candidato entonces a la Presidencia del Gobierno, visitó a los trabajadores encerrados en la mina, que protestaban por el cese de las operaciones, asumiendo sus demandas. La “bajada a la mina” del que sería el tercer presidente del régimen democrático anunciaba la posición extractivista de las autoridades del PSOE, en el gobierno central y en el Andalúz, que se ha hecho extensiva al Partido Popular y a todos los partidos del arco parlamentario, tanto en el gobierno central como en el andalúz.

Aguablanca

También se encuentra en el curso alto del Rivera de Huelva la mina de Aguablanca. Actualmente está sin actividad por problemas con la tramitación de las autorizaciones, pero hay proyecto vigente para su reapertura. El complejo tiene dos balsas de lodos, de las que desconocemos su altura y los millones de toneladas de lodos y aguas extremadamente ácidas y metálicas, así como la proporción relativa de la humedad de los lodos, lo que es importante para su seguridad. Los acuíferos más cercanos a esta mina son los de Guadalcanal-San Nicolás, Constantina-Cazalla y Almadén de la Plata, sin que podamos asegurar que las aguas freáticas o de escorrentía afectadas por la mina hayan incidido o puedan incidir en el futuro sobre ellos.

Gran relevancia tienen los embalses del Rivera de Huelva, que forman parte de la red de abastecimiento de agua de Sevilla. Son, ordenados desde la cabecera, Aracena, Zufre, La Minilla y Gergal, que, sumadas sus capacidades, hacen un total de 397 hectómetros. Solo el embalse de Aracena está a salvo -hasta ahora- de lixiviados de sulfuros, pues el de Zufre ya comienza a recibirlos desde las minas de Cala, a través de Rivera de Hierro. El embalse de Gergal, que recibe las aguas afectadas del embalse de Zufre, recibe además las que proceden de la mina de Aguablanca, a través del Rivera del Cala.

Cobre las Cruces

Cerca de la desembocadura del Rivera de Huelva se encuentra la mina Cobre las Cruces, entre los términos de Gerena, Guillena y Salteras. Comenzó a operar en 2009 en una corta a cielo abierto, la segunda más grande de Europa actualmente. Por volumen de extracción es la más importante del continente.

El yacimiento está situado debajo del acuífero Niebla-Posadas, Reserva Estratégica de Agua del área metropolitana de Sevilla, habiéndose recurrido ya en la sequía de los años 90 a utilizar sus aguas para complementar sus necesidades de abastecimiento. Confederación Hidrográfica del Guadalquivir, el organismo competente, concedió a la empresa autorización para utilizar estas aguas una vez que esta garantizó que el procedimiento de extracción que se iba a aplicar no iba a tener ningún tipo de afectación al acuífero. Sin embargo, la compañía no solo ha detraído una cantidad de agua muy superior a la permitida, sino que también ha envenenado con arsénico el acuífero, lo que ha sido denunciado en reiteradas ocasiones por Ecologistas en Acción y confirmado en los tribunales.

A pesar de ello, la Junta de Andalucía y la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir han autorizado un nuevo proyecto de extracción de mineral en 2021 y una nueva planta de

ssssfsffasf

procesamiento con el que la empresa promete prolongar las labores hasta 2034, en galería subterránea ahora. Lo llaman “Proyecto PMR” (Poly Metallurgical Refinery). Para ejecutarlo, la minera necesita hacerse con un volumen muy superior de agua de la que ya venía detrayendo: de 1.000.000 m³/año a 3.300.000 m³/año. A tal fin, la compañía canadiense que actualmente tiene los derechos de explotación, First Quantum Minerals, ha obtenido de la Junta el otorgamiento de la categoría de “Interés Público Superior” (2021), uno de los requisitos necesarios para que la Confederación Hidrográfica le haya aplicado la excepción que contempla la Directiva Marco del Agua en su artículo 4.7 para proyectos que supongan un deterioro del estado de las masas de agua, como es la sobreexplotación o la contaminación de ríos y acuíferos.

Por otro lado, la inicial autorización permitía a la compañía verter al Guadalquivir 900.000 m³/año. Según consta en la documentación que entregó la empresa a la Administración, el agua de las operaciones es sometida a un tratamiento previo al vertido, pero reconoce que se ha estado vertiendo al Guadalquivir arsénico, cadmio, plomo, cobre, cinc, níquel y mercurio. Cuando escribimos estas líneas, Cobre Las Cruces tiene ya la nueva autorización para continuar vertiendo al Guadalquivir, incrementando, además, la cantidad anual hasta 2.340.000 m³/año. La elección del Guadalquivir como destino del vertido, en lugar de los arroyos inmediatos o el Rivera de Huelva, tienen que ver con su mayor caudal, que facilitaría, de acuerdo con la empresa, su precipitación al fondo del río y su aparente dilución: sin embargo, como el capítulo de J.M. Castillo en este mismo informe señala, antes de conceder estos permisos se deberían estudiar en profundidad los poco conocidos efectos de estos contaminantes en el estuario y en la cadena trófica.

En lo que refiere al acuífero, su contaminación no se producirá solo por el contacto en la corta, sino por las filtraciones procedentes de los miles de toneladas que acumulan ya las escombreras, y que aumentarán con el nuevo proyecto. Lo cierto es que ninguna escombrera es inerte y estas se sitúan, además, justo encima del acuífero. Pero existen otros residuos, con concentraciones tóxicas muy superiores a la media de los residuos que contienen las escombreras. Son los que la propia documentación minera reconoce como residuos “no inertes”, un eufemismo para evitar nombrar los residuos tóxicos y peligrosos. Se trata de los lodos procedentes del tratamiento hidrometalúrgico que suelen depositarse en cortas abandonadas o en balsas de lodos. Cobre las Cruces ha descartado desde el principio estas balsas. Debió pesar en la decisión el interés de las compañías mineras que se han sucedido en el control del proyecto, y especialmente de la primera, Rio Tinto Group, de que el proyecto Cobre las Cruces no se viera confundido con el proyecto vecino de Aznalcóllar, que, debido a la rotura de su balsa de lodos, causó en 1998 el desastre de la contaminación del Guadiamar, que trataremos en el apartado siguiente. La alternativa que propone la empresa para estos residuos peligrosos es depositarlos en “cápsulas” (sic) con un revestimiento de polietileno, que serán enterradas en suelos de margas que supuestamente garantizan su impermeabilidad. Muy poco sabe la ciudadanía de estas cápsulas, a las que más vale darle la denominación de sarcófago, más acorde con el uso que tendrán. No conocemos su número, ni su grado de colmatación. La compañía apenas nombra de pasada su existencia en los informes de sostenibilidad, sin ofrecer apenas información, y en la prensa no se encuentra nada reseñable. Y no pudimos estudiar la documentación que la Administración expuso a información pública, pues fue retirada poco después.

Vierten al Guadiamar la mina del Castillo de las Guardas, muy cerca del nacimiento del río Agrio (llamado Crispinejo antes de su afectación por DAM), afluente principal del Guadiamar. Desde 1963 no está operativa, pero sigue siendo una fuente de lixiviados al Guadiamar. También se hallaban en la cuenca de este río, en el término municipal de Aznalcóllar, varias minas subterráneas que operaban al menos desde mediados del siglo XIX y de las que se tiene constancia de un aumento muy notable de la extracción desde finales de dicho siglo. Hoy han desaparecido “tragadas” por las dos grandes cortas a cielo abierto que se han explotado desde los años 70 del siglo XX, corta Aznalcóllar y corta Los Frailes.

Episodios extremos y secuelas permanentes de la contaminación de las minas del Castillo de las Guardas y de la mina Cuchichón de Aznalcóllar

Desde 1847 se suceden en la localidad de Aznalcóllar denuncias sobre la contaminación del río Crispinejo (hoy Agrio) provocadas por la actividad minera de la mina Cuchichón, cercana a la población, hoy desaparecida por la apertura de las cortas Aznalcóllar y Los Frailes. Tres años después, las aguas del río ya no eran aptas para el consumo humano o animal y había quedado inutilizada la fuente de La Higereta. Se dice en los documentos conservados que esta situación se debe al "derrame de las minas cuyas aguas perjudiciales a la salud pública infestan hasta el último extremo las de este río, habiendo dado lugar a que infinitas personas padezcan dolores agudos, bómitos, y otros padecimientos".

Relacionado con el mismo problema de envenenamiento “por aguas vitriólicas” (así se llamaba a las aguas ácidas procedentes de las minas) del río Crispinejo, se produjo un conflicto entre el Ayuntamiento de Aznalcóllar y el de El Castillo de las Guardas, a treinta kilómetros de distancia río Crispinejo arriba. Reiteran los documentos que desde hace tiempo se habían venido notando determinadas dolencias en aquellos que beben del agua del río. También se declara que, como los vertidos han acabado con la única fuente de agua potable del pueblo, las mujeres tienen que realizar grandes caminatas para traer el agua a sus casas, o contratar caballerías a tal fin, con los consiguientes gastos añadidos que pesan sobre economías muy debilitadas. Se dice también que esas aguas decoloran la ropa. Y que los animales que beben de sus aguas enferman y, en algún caso, mueren, enfatizándose este perjuicio por la importancia de la ganadería en el pueblo. Para solucionar el problema se recurre a un experto, Roberto Kith, que confirma que las aguas del Crispinejo son irrecuperables y propone que el pueblo se abastezca de otro curso de agua distante de la población. La compañía minera se debía encargar de su canalización aunque la obra, probablemente, nunca se realizó.

En la actualidad, en la antigua zona de explotación minera del Castillo de las Guardas, abandonada desde los años sesenta del siglo XX, se encuentra la Reserva de Animales del Castillo de las Guardas. Las escombreras que se extienden por toda el área siguen siendo, además de polvo tóxico para los empleados de la reserva y para los animales, foco de lixiviación que discurre por el río Agrio, afluente del Guadiamar. Justo en su desembocadura, la empresa Andaluza de Piritas S. A. (APIRSA) construyó en 1977 la presa del río Agrio para las necesidades extractivas de corta Aznalcóllar. Desde entonces, parte de los residuos mineros que escapan al

Agrio se depositan en los sedimentos de dicha presa. No se dispone de información sobre el estado del agua de este embalse, regulador importante del curso del Guadiamar. Finalmente, el exiguo potencial de agua embalsable de la cuenca, que solo cuenta con este embalse, de apenas 20 Hm³ de capacidad, es otra de las secuelas permanentes de la supeditación de toda la cuenca del Guadiamar a la extracción minera.

Las cortas a cielo abierto y el siniestro de la balsa de lodos de Aznalcóllar

La compañía Andaluza de Piritas S.A. (APIRSA) compró los derechos de explotación de las minas de Aznalcóllar, y mantuvo la extracción subterránea, hasta que comenzó el desmante de la corta Aznalcóllar en 1975. Poco antes, en 1974 Dragados y Construcciones construyó la balsa que alojaría los lodos procedentes de la planta de tratamiento del mineral. El todavía príncipe Juan Carlos inauguró la construcción del centro minero en 1975, comenzándose la explotación de la corta en 1979, que continuó hasta 1995. En 1987 la multinacional sueca Boliden compró la práctica totalidad de las acciones de APIRSA.

Tras finalizar la explotación de mineral en la corta Aznalcóllar, en 1995, Boliden-APIRSA abrió la corta Los Frailes, a escasos dos kilómetros de la anterior, que estuvo operativa de manera discontinua hasta el año 2001, dos años después del desastre ambiental de la rotura de la balsa de lodos, que referiremos enseguida. Los estériles de la nueva corta fueron en parte vertidos a la corta Aznalcóllar y en parte a una de las escombreras que ya había iniciado APIRSA. Los residuos más tóxicos del tratamiento del mineral continuaron vertiéndose a la balsa de lodos que había construido Dragados y Construcciones.

Las dos cortas se han inundado de agua en los 23 años transcurridos desde el abandono de la última, Los Frailes. Son aguas que siguen un proceso de acidificación e impregnación progresiva de los metales de la superficie de contacto de los sulfuros. Además, para evitar el envenenamiento directo del acuífero Guadiamar y las aguas subterráneas interconectadas del acuífero Niebla Posadas y Almonte Marismas, el nivel del agua de las dos balsas deberá mantenerse por debajo de la cota a la que se encuentra el nivel del acuífero, lo que conllevará (o conllevaría) un control por muchas generaciones.

El desastre ambiental de la balsa de lodos

La balsa de Aznalcóllar se encuentra en la zona sur del área minera, ocupando unas 190 ha, con capacidad para 32 hm³ de lodos piríticos. El muro de contención se hizo en 1975 con estériles de la propia mina y estuvo recibiendo lodos piríticos y reactivos químicos indeterminados desde entonces hasta que colapsó en abril de 1998. Los lodos procedían primero, de la corta Aznalcóllar, después, de la corta Los Frailes, para lo que se hizo un recrecimiento del dique de contención en 1996. En el momento de la rotura del muro albergaba 25 hm³ de lodos y aguas ácidas. Si bien, otras fuentes estiman en 15 hm³ la cantidad total de lodos y agua que contenía (Olías y Galván, 2010; Delgado et al, 2019).

El 25 de abril de 1998 se rompió el muro de la balsa, provocando una riada de lodos tóxicos que en pocas horas anegó, con 5,5 millones de m³ de lodos y 1,9 millones de m³ de aguas ácidas, 63 kilómetros del Guadiamar y sus riberas, hasta el mismo límite del Parque Nacional de Doñana. Los lodos contenían elevadas concentraciones de arsénico, cobalto, cromo, cobre, mercurio, etcétera. La riada arrasó a su paso 4.600 ha agrícolas y afectó, con mayor o menor gravedad, al acuífero aluvial del Guadiamar y al de Niebla-Posadas. A pesar de la pronta intervención de retirada de los lodos que se puso en marcha por las administraciones andaluza y central, las aguas ácidas y con gran carga de metales llegaron e incluso penetraron en el Parque Nacional los días 25 y 26 de abril.

La riada pudo ser retenida en los días siguientes construyendo sucesivos diques en la zona de Entremuros, a 63 km de la balsa. El mes de agosto pudieron por fin ponerse en funcionamiento instalaciones de depuración en Entremuros, vertiéndose al Guadalquivir el agua, parcialmente depurada. Boliden logró taponar la balsa en pocos días y evitar la salida de más lodos, y poco después se procedió a cubrirla en su totalidad con capas de distintos materiales coronados por grava y arena.

Las autoridades prohibieron la actividad agraria, la caza, la recolección, la pesca y el bombeo de agua de los pozos en el área afectada. Se prohibió también la pesca en el estuario del Guadalquivir. La Junta compró toda la tierra agrícola afectada por el lodo, lo que supuso un desembolso de unos 66 millones de euros. Evitaba así la implicación en el conflicto de los agricultores, que ya los primeros días amenazaban con llevar un camión de lodos a la sede de la Presidencia de la Junta.

Los suelos contaminados del lecho del río y las riberas, más los lodos, fueron depositados en el área minera, donde permanecieron hasta el verano del 2002, que fueron arrojados a la corta Aznalcóllar. Desde 2003 se han seguido arrojando a esta corta vertidos procedentes de distintas escombreras. Como consecuencia, las características del agua que contiene son extremas, alcanzando una acidez del 2,7 y una conductividad eléctrica de 12 mS/cm (datos de 2011). Además, continúa recibiendo escorrentías de aguas ácidas procedentes de las escombreras, a donde son conducidas por la compañía minera que se ha hecho cargo desde 2015 del entorno minero, para evitar que lleguen a los cauces y poder mostrar a la prensa que su gestión está mejorando la calidad de estos.

El coste total de limpieza y mitigación de los daños ascendió a 377 millones de euros, que la Junta de Andalucía ha demandado a Boliden por infracciones y negligencia. El juicio, celebrado en julio de 2023 en Sevilla, ha desestimado la demanda de reembolso de 89,8 millones de euros interpuesta por la Junta de Andalucía contra Boliden por los costes de restauración ambiental afrontados por la Administración autonómica.

La repercusión mediática del desastre fue enorme: «España, al borde de la catástrofe» (Le Monde), «Cosechas de tomates cubiertos por el lodo tóxico en Andalucía» (Agencia Reuter); «Vertidos tóxicos amenazan la reserva natural» (The Independent). Los canales de televisión suecos enviaron equipos de reporteros a Sevilla. La Junta de Andalucía contrató a la consultora Price Waterhouse para «reducir en los mercados nacionales e internacionales el posible impacto del accidente».

Es interesante destacar el papel que jugó el mundo académico en esta ocasión. Al respecto, el Programa de Investigación del Corredor Verde (PICOVER), puesto en marcha por la Junta de Andalucía entre los años 1999-2002 para coordinar las investigaciones y las actuaciones de mitigación del desastre, ascendió a 4.808.000 de euros. En el marco del PICOVER se firmaron 20 convenios con 28 centros de investigación de todas las universidades andaluzas, muchas españolas y los más importantes institutos del CSIC. En conjunto, se contaban más de 200 profesores/as e investigadoras acogidos a estos convenios. Nadie de aquel plantel de expertos/as había cuestionado públicamente la conveniencia de la extracción minera vertiente a un río y una marisma cuya biodiversidad conocían y encomiaban. A este respecto es muy reveladora la opinión de Antonio Estevan (2002): “No está de más recordar, sin embargo, que la Ciencia Española estaba presente en Doñana desde mucho tiempo atrás... la amenaza de Aznalcóllar era... un lugar común en los ambientes relacionados con los estudios sobre Doñana. Sin embargo, no se tiene noticia de una sola denuncia de este problema procedente de los ámbitos científicos y académicos oficiales” (Estevan, A., 2002)

La contaminación marrón del Corredor Verde del Guadiamar

La Junta de Andalucía ha bautizado los 63 km del cauce y las riberas directamente afectadas con el nombre de “Corredor Verde del Guadiamar”. La llamada “restauración” se dio por finalizada en 2003, con la declaración de la zona restaurada como Paisaje Protegido y su inclusión en la Red de Espacios Naturales Protegidos de Andalucía (RENPA). La gestión del desastre de la rotura de la balsa, la retirada de los lodos a depósitos menos visibles (corta Aznalcóllar) y el adecentamiento superficial de todo el espacio anegado, es presentado por las autoridades y el estamento profesional y científico que ha intervenido en el proceso, como un modelo de recuperación y “restauración”, que, afirman, ha dejado el curso del río y las riberas incluso mejor de lo que estaban antes del desastre. El “Corredor Verde del Guadiamar” es mostrado al mundo como ejemplo de valle mediterráneo en condiciones ambientales óptimas. Este relato, comúnmente aceptado, del éxito del “Corredor Verde” divulga entre líneas un mensaje fundamental: que la contaminación que provoca la minería de sulfuros, incluso en episodios extremos como el de la rotura de la balsa, es solucionable y que, por tanto, definitivamente, la “restauración” y el “sellado” son hechos fehacientes e incontrovertibles, gracias a los conocimientos técnicos hoy disponibles y a la solvencia profesional y científica.

No hay que negar que se hizo lo que podía hacerse, y con la mayor celeridad que las circunstancias permitían, y que mucha gente dio lo mejor por salvar todo lo salvable, y que las administraciones no escatimaron recursos. Sin embargo, la contaminación persiste, los focos emisores de acidez y metales siguen ahí, y ahí seguirán. Al pasear por el Corredor “Verde” la impresión que se obtiene es de un valle frondoso y sano, pero la cartelería nos va recordando (aunque muchos carteles son derribados por recolectores y furtivos, y los empleados se han cansado de reponerlos) a lo largo del recorrido: prohibido pescar, prohibido pastar, prohibido recolectar, prohibido cazar. Y no se siembra, porque el Estado compró toda la tierra afectada, y porque no se puede garantizar que las cosechas no incorporen trazas metálicas. La fauna menudea por todas partes, y criadores de caballos han soltado en el entorno ejemplares que pastan libremente, pero llevan un collar con GPS, para controlar que no entre su carne en la cadena trófica.

2.1.3. La afección metálica del estuario del Guadalquivir

El Guadalquivir recibe en su tramo sevillano aguas con lixiviados metálicos desde el comienzo de la minería a escala industrial en nuestra tierra, a mediados del siglo XIX. A través del río Rivera de Huelva recibe metales desde los siguientes focos tóxicos: mina de Aguablanca, Cala, Tauler, La Sultana y, muy especialmente, desde Cobre Las Cruces, que comenzó en 2009 un vertido directo de 900.000 m³/año a la altura de La Algaba. Por el Guadiamar recibe las aguas que provienen de la Mina de El Castillo de las Guardas, diversas minas de Aznalcóllar, como Cuchichón, y, desde 1974 de las cortas de Aznalcóllar y Los Frailes (que han “engullido” a Cuchichón y otras más pequeñas).

La huella de metales pesados en los sedimentos del Guadalquivir, y el paso diario de metales diluidos por su columna de agua está menos estudiado que la que incide sobre las cuencas y estuarios del Tinto-Odiel y Guadiana. Este menor conocimiento se debe en parte a que los efectos de tal contaminación en el Guadalquivir no han sido, hasta ahora, sensibles para las poblaciones ribereñas y del estuario, pero también a la desatención del problema por las administraciones. Es seguro que todos estos aportes han venido incidiendo en la calidad del agua del curso bajo del Guadalquivir y en sus sedimentos. A este respecto, un gran incremento de zinc y cobre entre 1840 y 1890 detectado en los sedimentos de la desembocadura del Guadalquivir puede ser relacionado con las minas sevillanas (van Geen et al., 1991; Palanques, 2024).

2.2. En la cuenca y estuario del Tinto-Odiel

La figura 4 muestra la afección por DAM en los cauces fluviales y embalses de la cuenca y estuario del Tinto, Odiel y Piedras.



Figura 4. Cuenca y estuario del Tinto, Odiel y Piedras. Autor: Joaquín Márquez, Universidad de Sevilla

En el entorno de los ríos Tinto y Odiel se localizan una buena parte de las minas de la FPI, hecho que ha determinado los usos y funciones de esta cuenca hidrológica. La simplificación y degradación de los ecosistemas característica de la gran minería se ha visto agravada por los procedimientos hidrometalúrgicos aplicados a gran escala en la segunda mitad del siglo XIX. Esto implicó una compleja reordenación de los cursos de agua, que, a su vez, ha dado lugar a una intrincada infraestructura hídrica (canales, tuberías, balsas, diques, cortas...) que se extiende desde finales del siglo XIX y que va a formar parte del paisaje minero hasta la actualidad: de hecho, es en esta área donde se localizan la mayor parte de las 22 cortas inventariadas de la FPI.

La cementación natural era el método tradicional practicado desde tiempos remotos, rescatado por los empresarios mineros que desde 1725 venían explotando las minas de Riotinto: ofrecía ventajas como su baratura, su fácil explotación o su aplicación a minerales con bajo contenido metálico. Pero era lento, se utilizaban elevadas cantidades de agua y necesitaba una compleja red de canales (canaleo) y balsas de decantación que regaban montañas de minerales (terreros). Este método tradicional coexiste con la flotación diferencial desde los años treinta del siglo XX, un procedimiento hidrometalúrgico que revoluciona la gestión del agua y de las instalaciones de vertidos, pero implica la multiplicación de residuos y, sobre todo, requiere la utilización de diversos reactivos químicos con poder contaminante.

En todo caso, el impacto ambiental de la gran minería es percibido por la población de forma inmediata. Primero en la cuenca del Odiel, adonde había llegado en 1854 el ingeniero y hombre de empresa Ernesto Deligny, considerado el redescubridor de las minas de la FPI y que había

iniciado la explotación de los yacimientos de Tharsis. Sólo tres años después, un propietario vecino de esas instalaciones inicia un contencioso relacionado con los daños que provocaban los humos de hornos de calcinación al aire libre (teleras) en sus cultivos y, especialmente, los derrames de los pilones de cementación en los abrevaderos de su dehesa.

2.2.1. El Año de los Tiros en “el país de los humos”

Río-Tinto Company Limited (RTLCL) adquiere las minas de Riotinto en 1873 y solo tres años más tarde los nocivos efectos de las teleras provocan la multiplicación de demandas en los tribunales, dando pie a un “enjambre” de conflictos que preceden y suceden al conocido como Año de los Tiros, en febrero de 1888. Se trata de un caso de contaminación atmosférica que terminó en masacre a las puertas del ayuntamiento de Riotinto y que hoy se considera un hito fundamental en la historia de las movilizaciones de contenido ecológico. Pero, aunque en un segundo plano, la contaminación hídrica fue también una cuestión que preocupó a los anti-humistas. Un argumento recurrente, del que también se hicieron eco los periódicos en las dos últimas décadas del siglo XIX, fue que los vertidos de las minas habían provocado la “esterilización” de los cursos medio y bajo de la red hidrológica provincial. Hay que tener presente que la solución tecnológica para el problema de los humos derivada de ese conflicto pasaba por la sustitución de las teleras por procedimientos hidrometalúrgicos: en ese sentido, no es extraño que a medida que se apagaba el conflicto sobre los humos de las teleras resurgiera con fuerza la controversia sobre las aguas agrias.

2.2.2. Cementación, flotación y balsas de lodos

A pesar de los problemas por los que atraviesa la minería, especialmente en las dos primeras décadas del franquismo, la cementación natural va a seguir siendo un procedimiento utilizado por la mayor parte de las empresas, como muestran los Planes de Labores, durante la segunda mitad del siglo XX. Y las grandes empresas, como las que con capital y gestión españoles explotan las minas de Riotinto desde 1954, siguen manteniendo y ampliando esas instalaciones. Así, para la producción de cáscara de cobre con destino a la fundición de la Compañía Española de Minas de Río Tinto, se consume anualmente, en los años sesenta del siglo XX, entre 2,5 y 3 millones de m³ de agua y necesita para su funcionamiento de 22 balsas de precipitación y canales que ocupan una superficie de 5.292 m². En Cementación Naya también se produce sulfato de cobre: para ello se dispone de otro grupo de presas de evaporación y cristalización que se extienden en tres zonas que ocupan algo más de 68.000 m².

Sin embargo, como se adelantaba, la implantación de la flotación en la FPI supone un hecho decisivo en el deterioro de sus aguas. En primer lugar, por una cuestión cuantitativa: las expectativas de negocio a partir de los sesenta del siglo XX coincidieron con una inédita multiplicación de este tipo de plantas en el territorio, aumentando exponencialmente la producción y, con ella, los residuos. Otra vez, la densidad de estas instalaciones convierte a esta cuenca en un caso extremo. Pero, sobre todo, las plantas de flotación obligaron a las empresas a construir balsas de lodos que, supuestamente garantizarían su inocuidad.

En la FPI las primeras dos plantas de flotación se construyeron en plena Guerra Civil, tanto en Riotinto como en Tharsis (el otro gran grupo de minas explotadas por la compañía inglesa Tharsis Sulphur and Copper Company, TSCC), y se dedicaron al tratamiento, mediante cianurización, del oro de las piritas. Los directivos de RTCL decidieron reacondicionar en 1942 la planta para la producción de cobre con una capacidad de 1000 Ton de pórfidos diaria, de las que 900 Ton son estériles que se depositan en dos represas. En cinco años ya habían quedado obsoletas y son sustituidas por una tercera represa que puede acoger algo más 100.000 m³ de residuos. Dos ampliaciones más son realizadas para responder al incremento de estériles y el grave deterioro de su muro principal en los años cincuenta y sesenta: así se construye una nueva represa, la cuarta, ampliada poco después.

La llegada de las compañías de capital español en 1954 supuso una completa remodelación de las instalaciones con profundas repercusiones en la red hídrica. A finales de los sesenta la compañía Rio-Tinto Patiño (RTP) propone un nuevo proyecto industrial basado en la explotación a cielo abierto de oro y cobre en Cerro Colorado para su tratamiento en dos modernas plantas de cianurización y de flotación. Las elevadas necesidades de agua que plantea el proyecto (7 m³/min) y la regulación de los vertidos de dichas plantas obligan a reordenar el sistema hídrico local. Éste se organiza en torno a dos grandes tuberías que nutrían los procesos de tratamiento de las dos plantas. De 6 km cada una y construidas de fibrocemento, surtían de agua del pantano Odiel-Perejil (construido en 1971) el embalse de Campofrío que actuaba como un “depósito de regulación”. Para la recepción de los vertidos se habilitó un arroyo, el Rejondillo, afluente del Odiel, que se represa (presa del Agua) y alimenta dos grandes presas de lodos, la de Gossan u Oro, de 36,3 Hm³, y la de Cobre, de 22,3 Hm³. En 1972, cuando la presa de Gossan y la mayor parte del muro de la de Cobre estaban levantados, los ingenieros comprobaron que los materiales de construcción, que eran los estériles procedentes de la propia mina, eran claramente insuficientes, por lo que hubo que modificar el proyecto inicial. La “solución” adoptada fue el método de ciclonado (procedimiento para producir arenas más gruesas que faciliten el drenaje) para el recrecimiento de 38 m. de la presa de Cobre (cuya altura final sería de 100 m).

En 1987 Rio Tinto Minera (RTM) levanta una tercera balsa de lodos, Aguzadera, que complementa las de Gossan y Cobre. Las razones que esgrime la empresa para su construcción se basan en las optimistas previsiones de producción y en la práctica colmatación de las dos balsas anteriores. Sin embargo, se debe señalar que la de Cobre desde los primeros años ochenta presentaba serios problemas de filtraciones: de hecho, en 1983 la compañía había acometido un proyecto de recuperación de esas aguas que escapaban al Odiel a través de un sistema de tuberías y bombas por un montante inicial de más de 13 millones de pesetas.

En la actualidad, las tres balsas, conectadas en cascada, ocupan una superficie de 595 Ha y contienen aproximadamente 240 millones de Ton de lodos tóxicos. La rotura de una de ellas podría provocar la rotura en cascada de las otras. Los lodos almacenados tienen una composición básicamente coincidente con los acumulados en Aznalcóllar, que provocaron, al romperse la balsa, la gran catástrofe de 1998. El Informe “La Junta oculta una bomba de relojería en Huelva, redactado por J. M. Florencio, publicado por ABC de Sevilla el 28 de abril de

1994

1994, dio a conocer el tráfico ilegal desde el Polo químico de Huelva y varias balsas y cortas abandonadas de la Faja Pirítica. Según ABC, dicho informe revelaba parte la auditoría ecológica que la Junta de Andalucía guardaba en sus cajones. Uno de los autores del referido informe fue José Manuel Cantó, miembro entonces del Comité Científico Asesor de Doñana y funcionario del Cuerpo Superior Facultativo de la Junta de Andalucía. Cantó expuso la situación de descontrol en este tráfico en diversos foros científicos y ante responsables políticos (Cantó, 1999; Ecologistas en Acción, 2008). En la entrevista que le hicimos en 2014 declara lo siguiente:

"El caso de Minas de Riotinto es aún mucho más espeluznante, ya que existe una balsa de residuos mineros (Presa de Aguzaderas) que multiplica por diez veces el volumen de la que se ha roto en Aznalcóllar, con el agravante de contener residuos de procedencia industrial (Polo Químico de Huelva) y minera en una gama de sustancias que van desde los metales pesados, con una gran cantidad de mercurio procedente de la mineralurgia del oro, pasando por arsénico, cadmio y plomo de los ácidos procedentes de la Fundición de Cobre de Atlantic Copper en Huelva, a cianuros de los sistemas de lixiviación de los minerales auríferos del gossan. La rotura de esta balsa podría arrasarse el Paraje de Marismas del Odiel"

2.2.3. Las cortas a cielo abierto. San Telmo y La Zarza

Entre las muchas y pesadas cargas para esta tierra que ha dejado ya la minería, se cuentan las cortas a cielo abierto. Son, como se adelantaba, 22 cortas, todas inundadas y todas necesitadas de control para que sus aguas no se desborden, agravando el ya perjudicado estado de los ríos. Vamos a detenernos en los casos de dos cortas que se encuentran en la cuenca del Odiel y son representativas, cada una a su modo: San Telmo y La Zarza.

La corta de San Telmo se encuentra en el término de Cortegana y es uno de los focos de contaminación importantes del río Oraque, afluente del Odiel. El inmenso boquete anegado de agua, más los cientos de hectáreas de escorias y escombreras de aspecto marciano que hoy sobrecogen a los visitantes, es obra realizada en solo quince años (1970-1989). Hasta ese año, el socavón estaba seco, merced a la continua labor de achique practicada por los mineros, pero en el año 2001 ya estaba completamente inundada de agua que había ido acidificándose (pH 2,8) y cargándose de metales. El balance de esta mina es sobrecogedor: en términos de la métrica propia de la teoría económica ortodoxa, ha habido quince años de beneficios por la venta del cobre y habrá décadas y centenas de años de pérdidas monetarias por imposibilidad de aprovechamiento de los afluentes y todo el río Oraque para cualquier actividad económica, además del aporte continuo de metales pesados a la Ría del Odiel y al Golfo de Cádiz.

La corta de La Zarza y los silos o galerías subterráneas asociadas del complejo minero se encuentran en el término de La Zarza-Perrunal, cercano a Calañas. Desde finales del siglo XIX se combinaron las labores subterráneas, primero, con la minería a cielo abierto hasta su cierre en 1991. La compañía explotadora contaba con una extensa área dedicada a cementación a la que añadió en los años sesenta una moderna planta de flotación con su correspondiente balsa de lodos e instalaciones anejas. El 17 de mayo de 2017 se rompió el dique de hormigón que taponaba una de las galerías, lo que dio lugar a la salida de unos 270.000 m³ de agua

sdfasdfsfs

extremadamente ácida y metálica que desde el barranco de Mojafre y Olivargas llegaron al Odiel, intensificando la contaminación de todo el cauce. Las causas de la rotura del dique no se han hecho públicas. La corta ha seguido después incrementando el agua retenida, proveniente, más que de las precipitaciones, de infiltraciones subterráneas indeterminadas, que podrían seguir subiendo el nivel y la presión consecuente sobre los taponamientos de las galerías, que están hechos de cemento, material que es corroído por el ácido de las aguas. Estos taponamientos (que no “sellados”, palabra que utilizan las compañías y la administración) de cemento abundan por toda la zona minera y necesitan una vigilancia permanente.

2.2.4. Los embalses. El caso de la presa mortífera de El Sancho

Todos los embalses del Tinto-Odiel-Piedras suman solo 229 hectómetros de capacidad, cantidad muy baja si la relacionamos con la superficie y los caudales medios de los dos ríos, y si las comparamos con la capacidad embalsable en la cuenca del Chanza (975 Hm³) y en la cuenca del Rivera de Huelva (397 Hm³). En el caso de los ríos Tinto y Odiel, la baja capacidad de embalse se debe a que las presas se encuentran en las cabeceras, cuando todavía sus cursos tienen escaso caudal. Los tramos medio y bajo, con mayores recursos hídricos, carecen de presas. La razón es que sus aguas ya son tóxicas, inaprovechables, como ha demostrado un estudio reciente sobre los costes y calidad del agua que tendría la proyectada presa de Alcolea (Corominas et al., 2020).

Muchas investigaciones sobre la evolución de la calidad del agua de los embalses que reciben aguas afectadas por DAM, citan el caso extremo de la presa de El Sancho (Olías et al, 2023; Cerón et al, 2014; Castillo, J en este mismo informe). Es la de mayor cubicaje de la cuenca del Odiel, con 58 Hm³ de capacidad. Se encuentra en el término de Gibraleón, en el río Meca, cerca de su desembocadura en el Odiel. Fue construida por ENCE para abastecer a la fábrica de celulosa que la empresa, entonces pública, instaló en San Juan del Puerto. Desde el año 1962, fecha de su inauguración, hasta el año 2000 sus aguas han evolucionado desde una potabilidad aceptable a un líquido mortífero en el que solo sobreviven bacterias extremófilas. El caso de El Sancho podría ser el modelo de evolución de los embalses que reciben de modo continuo lixiviados de sulfuros.

2.2.5. La contaminación metálica de la Ría de Huelva

La afección muy grave de la Ría de Huelva (que suma las del Odiel y el Tinto) está contrastada, al menos desde la década de 1860, y es consecuencia del DAM que llega desde esos ríos (Borrego et al 2002 y Palanques et al 1995). Y algunos documentos de la época son muy elocuentes. Así, por ejemplo, en 1868, el comandante de Marina de Huelva escribía: “La costa ha sido muy abundante en ostras y otros moluscos, por todas partes, pero desde hace algunos años se ha ido reduciendo hasta la nulidad la producción, [por la causa probable del movimiento y embarque del mineral de cobre], que... empozoña las aguas...” (García del Hoyo, 2010, en Olías et al, 2023, p. 58).

En 1877 se desplazó a Huelva una comisión, encabezada por el Inspector General de Minas, Federico Botella, para estudiar las consecuencias de la contaminación de aguas mineras en la ganadería y la pesca. Entre la documentación recabada por dicha comisión se encuentran las declaraciones del ingeniero Yñíguez que afirma que “No es pequeña la cantidad de cobre soluble que arrastran lo que más perjudica las cualidades que debe tener el agua natural para la vegetación y otros usos domésticos y ganadería, sino la reacción ácida de los sulfatos férricos que lleva esta agua en disolución...teniendo las aguas que han servido a la cementación artificial hasta veinte veces más sales de esta especie (sulfatos férricos) que el agua que ordinariamente sale de los desagües de las minas” (Chastagnaret, 2017: 122). Y M. Jesús Florencio recoge la observación de un antiguo gobernador civil, de los mismos años: “... las aguas procedentes de la cementación..., que desaguan en los ríos Odiel, Tinto y Tintillo... van tan saturadas de vitriolo, que al mezclarse las inutilizan, no ya para que las personas puedan beberlas y los ganados abrevar en ellas, sino que son inútiles para todos los usos y menesteres de la vida, y así llegan al mar haciendo que el sabroso y notable pescado que se criaba en aquellas aguas haya desaparecido, con lo que la industria pesquera ha sufrido mucho... Y, lo que es más doloroso, que se hayan perdido del todo las frondosas huertas que en Gibrleón se regaban del Odiel y cuyo fruto de naranjas tenía fama en toda Andalucía” (Florencio, 2020: 328-337).

En 1888, Gonzalo y Tarín publicó un estudio que aporta evidencias de la merma severa de vida en la ría, imputándola a los aportes contaminantes del Tinto y el Odiel. Y un artículo del periódico provincial El Reformista, del mismo año, refiere que la pesca estaba desapareciendo de los dos ríos y de la Ría. En diciembre, el mismo periódico aseguraba que las rías “están completamente esterilizadas”. Desde los años ochenta del siglo XX muchos estudios documentan que, desde aquellos años del siglo XIX, los sedimentos de la ría experimentaron un incremento de metales pesados, hasta hacerlos tóxicos.

Quien mejor ha expresado este tránsito de un entorno limpio y colmado de vida a uno lastrado por la acidez metálica ha sido Juan Ramón Jiménez, en su poema El río (1902): “Mira, Platero, como han puesto el río entre las minas, el mal corazón y el padrastreo. Apenas si su agua roja recoge aquí y allá, esta tarde, entre el fango violeta y amarillo, el sol poniente... El cobre de Ríotinto lo ha envenenado todo”. Todavía Juan Ramón, en 1902, tiene memoria de un entorno no degradado, y lamenta su deterioro, lo que lo convierte para las generaciones posteriores en un testigo de excepción y excepcional.

Los focos mineros de contaminación cuyos efectos notaron las generaciones del tiempo de Juan Ramón, siguen todavía hoy igual de activos, de manera que una parte de la contaminación metálica que sigue llegando a la Ría tiene el mismo origen que tuvo entonces, pues tan largos son los efectos de esta minería en relación a la cortedad de su aprovechamiento crematístico. Pero la carga contaminante de la Ría como efecto del DAM ha seguido incrementándose durante el siglo XX, por la adición de más residuos mineros (Peña del Hierro, Cerro Colorado, Tharsis, Sotiel, La Zarza, San Telmo, Valdelamusa). La suma de todo es que el estuario es ya en los años sesenta del siglo XX uno de los sistemas hídricos más contaminados del mundo. La vida acuática y anfibia está muy mermada, según abundantes estudios (Braungardt et al, 2003; Sainz et al, 2004; Olías et al 2023). Toda la vegetación marismeña está envenenada, con

fsafsaf

concentraciones metálicas que se transfieren a la cadena trófica.

Por si era poca la contaminación para el estuario que suponen los aportes de DAM, en 1964 la Dictadura aprobó la creación del Polo Químico, para favorecer la instalación de industrias que necesitaran el empleo de ácido sulfúrico o que lo generasen como subproducto. La elección se debió a dos factores principales: la abundancia de piritas (abundantes en azufre) y la contaminación de la Ría. El ingeniero Pinedo Vara, en su libro de 1963, dice sobre las ventajas de Huelva: "...cuenta con que los dos ríos que en ella se unen no traen aguas normales, sino cargadas de ácido sulfúrico, sales de hierro y otras que impiden la vida animal y vegetal. Esta fatal circunstancia puede ser un bien a la hora de establecer determinadas industrias...los ríos Tinto y Odiel pueden ser unos vertederos ideales" (p. 936). Es significativa la descripción de la Ría en los años ochenta del onubense Jaime Montaner, Consejero de Política Territorial de la Junta de Andalucía, como "una cloaca a cielo abierto". La instalación del Polo Químico de Huelva aporta una enseñanza relevante: la minería de sulfuros ha sido un factor de atracción de la industria tóxica y peligrosa y, además, de basureros también tóxicos y peligrosos a este territorio, como el que se inauguró en Nerva en 1995.

Y la polución del Tinto, el Odiel y la Ría prosigue, de manera que continúa siendo apropiada la calificación de "ríos vertederos" o "ríos industriales" que se les daba en los años sesenta: los dos ríos aportan anualmente más de 12.000 Ton de distintos metales pesados y metaloides, que hacen de nuestro estuario uno de los sistemas acuáticos más contaminados del mundo.

2.3. En el Chanza-Guadiana

La figura 5 muestra la contaminación por DAM en los cauces fluviales de la cuenca del Chanza y del Guadiana.

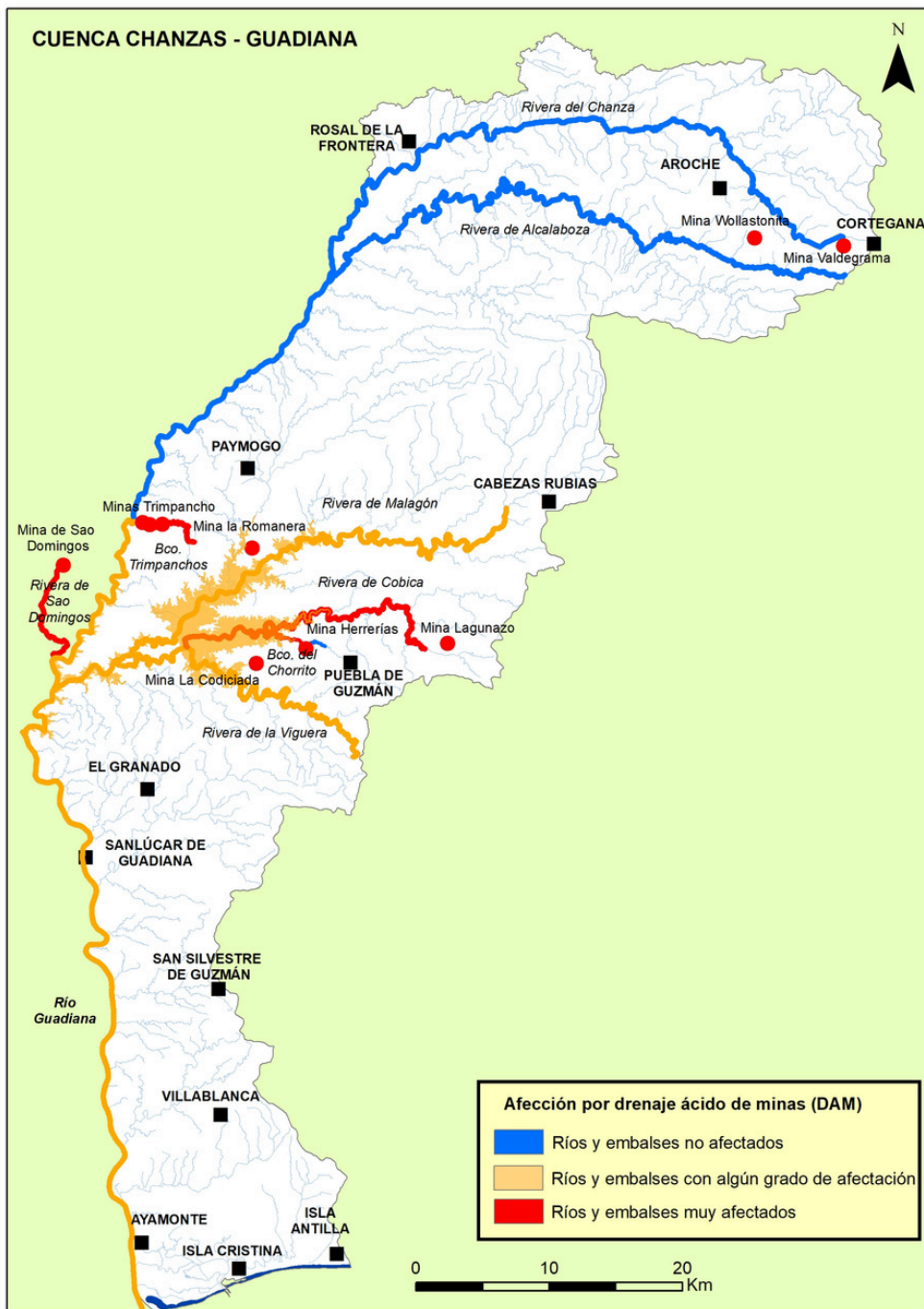


Figura 5. Contaminación por DAM en la cuenca del Chanza y del Guadiana. Autor: Joaquín Márquez, Universidad de Sevilla

El Chanza es el afluente principal del Guadiana en su tramo andaluz-portugués. En la cuenca del Chanza es reseñable el afluente Trimpancho, donde se abrieron antes de final del siglo XIX una sucesión de minas en el propio cauce, que lo han convertido en un vertedero minero carente de vida. Su cauce podría servir de museo ilustrativo de las secuelas indelebles de la minería de sulfuros. El Malagón es otro afluente del Chanza que tampoco se ha librado de las secuelas del extractivismo de la segunda mitad del XIX, si bien está menos afectado por tratarse de minas subterráneas de tamaño menor que la media. Pero por los afluentes Cobica y Chorrillo, cursos también muy importantes del Chanza, discurren aguas muy tóxicas: Cabezas del Pasto, Dedi y especialmente Herrerías y Lagunazo le aportan continuamente veneno. Al otro lado de la raya portuguesa se encuentra Sao Domingos, otro afluente del Chanza, que las minas del mismo nombre mantienen agriado desde hace más de 100 años.

Las evidencias de la contaminación por DAM de las aguas del Chanza y del Guadiana desde 1870 son claras, con documentos de la época que la atestiguan, coincidiendo en que las aguas del Guadiana bajaban vitriólicas por los residuos mineros, afectando de forma severa a la pesca de río y a la del estuario. Así, mientras que en 1845 el diccionario de Pascual Madoz refiere que “los vecinos de Ayamonte, Isla Cristina, y parte de los de Redondela y Lepe dependen casi exclusivamente de las abundantes pesquerías que se hacen en aquellas costas” (Madoz, 1845: 192), veinte años después, en la década de 1870 los pescadores de Ayamonte se vieron obligados a alejarse de la desembocadura del Guadiana y del estuario del Tinto-Odiel a causa de las aguas sulfurosas de la minería. Otros documentos de aquellos años hablan de almadrabas consumidas en Ayamonte por las aguas ácidas, de bancos de ostras y almejas que desaparecen, de sardinas que no se acercan a las playas y de atunes espantados y almadraberos que renuncian a sus concesiones (García del Hoyo et al, 2019).

El artículo del periódico *El Reformista* de 5 de mayo de 1888 (que referimos en el apartado sobre la Ría de Huelva) asegura que los vertidos de Lagunazo y otras minas próximas causaban graves problemas a las almadrabas de Ayamonte e Isla Cristina y habían contaminado el término de Puebla de Guzmán. Otro artículo posterior de ese periódico, de diciembre, vuelve a tratar el tema. Respecto del Guadiana, afirma que comienza a presentar una contaminación tan grave como la Ría onubense, porque las aguas contaminadas de las minas “afluyen en libertad, inficionando los abrevaderos, perjudicando a la agricultura y acabando por matar la piscicultura...”. Y los pescadores portugueses, en 1890, se quejaban ante la Cámara Municipal de Mértola: “[...] las aguas evacuadas de las presas de la mina de S. Domingos...entran en el río Guadiana, matando a todos los peces y arruinando las redes...”

La compañía que explotaba Sao Domingos, decidió indemnizar a los pescadores y se comprometió a construir un sistema de presas de decantación que retuviera las aguas de mina. La continuación de las quejas de los pescadores permite inferir que el compromiso fue incumplido muchas veces. La misma empresa publicó en 1893 un informe que aseguraba que la contaminación del Guadiana provenía de las minas de la parte española, señalando como focos principales las minas Lagunazo, Cabezas del Pasto, Voltafalsa y Romanera.

La contaminación minera del Guadiana ha continuado en el siglo XX. En abril de 1913, un artículo del diario *Futuro* de Mértola afirma que la mina de Sao Domingos “... ha hecho verter las aguas de la mina tres veces durante la mejor temporada de pesca... colocan varias embarcaciones y hombres en Pomarão [puerto de embarque del mineral de Sao Domingos en el Guadiana] para recoger los peces que flotan muertos y luego ordenar que los entierren”. En 1930, J. Méndez Pérez, vecino de Isla Cristina, acusaba también a esa empresa de verter enormes cantidades de agua contaminada al Guadiana, que alcanzó a la ría de Isla Cristina y su litoral “habiendo causado enormes perjuicios en las especies que pueblan estas aguas... por la gran cantidad de pescado de varias clases que se ha cogido muerto tanto en las orillas de los ríos como en la orilla del mar...”. Y avisa incluso del peligro para el incipiente turismo: “la mayor parte de los bañistas... han tenido que suspender los baños ante el temor de que puedan ser nocivas para la piel las materias que en disolución contienen las aguas del mar”.

Estos episodios de mortandad piscícola masiva no se produjeron necesariamente por incremento puntual de los vertidos, sino que han podido deberse a la convergencia de factores ambientales modificadoras de la acidez a grados más extremos, con la mayor biodisponibilidad consecuente de metales. Es muy probable que se hayan producido más, de los que no podemos dar cuenta aquí. No cabe duda en todo caso que la contaminación de la cuenca del Chanza, y la del Guadiana, ha continuado durante el siglo XX, comportándose, al igual que el sistema Tinto-Odiel-Ría de Huelva, como un foco de propagación de metales pesados a la cadena trófica con origen en la minería de sulfuros. Una contaminación permanente -aunque con picos estacionales o debidos a otras causas ambientales-, de tal forma que los residuos generados por los mineros son focos activos, actuales durante cincuentenas y siglos, una “perpetua maquinaria de polución”, según expresión recogida por Grande Gil (2016).

La actividad extractiva en la cuenca del Chanza durante el siglo XX ha tendido a concentrarse en unas pocas explotaciones que se iniciaron ya en el siglo XIX, pero que han incrementado muy considerablemente la extracción, y la generación de residuos, de manera que se han convertido tras su abandono en colosales basureros de sulfuros metálicos, que ocupan cientos de hectáreas cada una, con montañas de escombreras y cortas inmensas, inundadas de agua tóxica. Son las minas Lagunazo, Herrerías, Sao Domingos y, de relativa menor dimensión, Cabezas del Pasto. Siguen lixiviando libremente a los afluentes del Chanza.

Sin embargo, no tenemos constancia de que continuaran las protestas después de la segunda década del siglo pasado: ¿Por qué los ribereños se adaptaron o asumieron después unos ríos de vida mermada y tóxicos?; ¿por qué perdieron la memoria de cauces limpios y boyantes de vida?... No lo sabemos: hacen falta estudios sobre historia socio-ecológica que nos permitan explicar cómo y por qué los habitantes del territorio ribereño y la costa conviven sin sobresalto, estupor o indignación con ríos y estuarios en estado comatoso o completamente muertos.

De los afluentes del Chanza, los que presentan contaminación extrema, mortífera, son Cobica, Chorrito y Trimpancho, siendo baja la de Viguera, Malagón y Albahacar, y permaneciendo a salvo de DAM -hasta ahora- Ribera del Aserrador, Alcalaboza, y el curso alto y medio del propio Chanza. Los afluentes más afectados tienen valores medios de acidez de 2,7, lo que hace inviable incluso la vida de invertebrados. Los elevados niveles de contaminantes y la gran extensión afectada impiden alcanzar, sea cual sea el procedimiento, un buen estado ecológico de estos cursos de agua.

2.3.2. Los embalses Chanza y Andévalo son potables, ¿hasta cuándo?

Pero el comportamiento de la contaminación minera del Chanza y Guadiana ha experimentado un cambio importante con la construcción de los embalses Chanza y Andévalo, inaugurados en 1989 el primero y en 2003 el segundo. Son las dos presas de mayor cabida desde el Rivera de Huelva. La presa Chanza está construida justo a la llegada del río al Guadiana, en la frontera con Portugal. La presa Andévalo, aunque de mayor capacidad, es un embalse de regulación suplementaria de la cuenca, cuyas aguas desembocan en la presa Chanza. Para sopesar la importancia de estos dos embalses en Andalucía Occidental, basta saber que los dos suman más capacidad de agua embalsable que todos los demás embalses juntos: 975 hectómetros frente a 826 de los demás embalses desde el Ribera de Huelva al Guadiana.

Pero el agua que reciben los dos embalses está notablemente afectada por DAM: es la misma agua que antes de que existieran los embalses llegaba directamente al Guadiana afectando todo su curso bajo y el estuario. Es el agua que estuvo causando los graves problemas de contaminación que hemos referido. Los embalses están reteniendo desde su inauguración los metales pesados que siguen lixiviando las minas. Dicha retención ha repercutido en la mejora de la potabilidad del Guadiana y su estuario, pero está acumulando el problema en los dos embalses, vitales, como decimos. Desconocemos si se desaguan, o cuándo, las aguas del fondo de estos embalses, aprovechando circunstancias favorables que disimulen el vertido. Sea como sea, la contaminación continúa, pues es consustancial a los residuos sulfurosos que los mineros dejan para siempre tras el breve período en que explotan las menas.

Los estudios hidrogeológicos sobre el comportamiento del DAM en los embalses coinciden en afirmar que la tendencia general es a que porciones notables de los metales que llegan diluidos, precipiten al llegar a las presas. Pero ello está en función de varios factores, entre los que destacan dos: la proporción del agua contaminada que llega, y su grado de contaminación, respecto al agua embalsada, y la ratio entre el pH del agua que llega y la del agua envasada. De esto depende, aparte de otros muchos factores secundarios, que tenga lugar dicha precipitación. Pero hay que considerar que se trata de procesos complejos y que, ante ligeros cambios ambientales, la precipitación puede revertir en dilución. Además, se sabe que la peligrosidad de los metales en los sedimentos del fondo de los lagos y embalses, aun en condiciones de estabilidad de la columna de agua, no los convierte en inertes, sino que, en determinadas condiciones, especialmente algunos de estos metales y metaloides, pueden incorporarse a la cadena trófica y diezmar o incluso erradicar la vida acuática.

Los estudios disponibles sobre los embalses de Andalucía Occidental, sobre el estado de sus sedimentos, sobre la evolución estacional e interanual de los metales en suspensión y en el fondo, etc, es muy escasa. En particular, es mínima para el caso de dos de los embalses más importantes, el Chanza y el Andévalo. Hay, podría decirse, una desinformación que se va acumulando en paralelo a la acumulación de metales pesados. Un estudio sobre el embalse Andévalo dirigido por Grande Gil (2016), registró un valor medio de acidez de 2,8 a lo largo de todo el cauce de Cobica y un valor extremo en Chorrito de 1. Solo durante ese período del estudio (236 días) el aporte de sulfatos al embalse Andévalo fue de más de 6.000 Ton y 680 Ton de metales pesados diluidos. La conclusión del estudio es la siguiente: "...los precipitados metálicos se acumularán en forma de sedimento en el lecho de la Presa quedando siempre sujeta a las variaciones de pH del medio". Pero el pH del embalse no es una variable independiente, sino que está en función de varios factores entre los que destaca sobremanera la llegada continua de sulfatos, que no cesa. Ha de tenerse en cuenta también la variación de los parámetros del agua de los dos embalses cuando desciende su nivel en los estiajes, descenso más acusado en los periodos de sequía.

2.4. La contaminación metálica del Golfo de Cádiz

La contaminación que se genera en las minas llega al Golfo de Cádiz, desde la Ría de Huelva, pero también desde el Guadiana y desde el Guadalquivir. Así viene ocurriendo desde hace ciento setenta años, con distinta gravedad, mayor desde la Ría, pero significativa en los

estuarios del Guadiana y del Guadalquivir. Una parte de los metales diluidos que traen los ríos precipitan cuando las aguas ácidas de estos se mezclan con el agua del mar en los estuarios, almacenándose en los sedimentos y, según las condiciones, pueden ser biodisponibles e introducirse en los seres vivos. Otros metales mantienen su estado diluido en el ambiente estuarino y llegan al mar, contaminando los sedimentos del litoral y transportándose en el sentido dominante de las corrientes, de este a oeste.

Un estudio de 1997 documenta la contaminación por zinc y cobre de los sedimentos en la desembocadura del Guadalquivir entre 1840 y 1890, lo que podría corresponderse con los episodios de contaminación masiva del Guadiamar en esa época, de los que hemos dado cuenta. La contaminación del Golfo de Cádiz la constató por primera una expedición oceanográfica norteamericana en los años ochenta. A pesar de la relevancia, son escasas las investigaciones sobre este enorme problema ecológico y económico, pues, por ejemplo, no hemos encontrado publicaciones que analicen efectos sobre la vida acuática del área en la que estuvieron vertiendo los barcos Nerva y Niebla miles de toneladas de residuos altamente tóxicos procedentes de la elaboración de pinturas en el Polo de Desarrollo de Huelva y que provocaron protestas de los pescadores de Isla Cristina, Huelva y Sanlúcar en los años 1980, que aportaban evidencias de daños notorios y mortandad de peces.

La escasez de estudios sobre la contaminación del Golfo y el Estrecho como consecuencia de los aportes metálicos de los ríos es injustificable, y demuestra otra vez la desatención de las autoridades a este grave problema, que es acumulativo desde hace 170 años. Con todo, son crecientes las evidencias de esta contaminación en la plataforma continental, el Estrecho e, incluso, el Mar de Alborán, donde los sedimentos muestran un aumento progresivo de metales traza desde mitad del siglo XIX, coincidiendo bastante bien con el aumento de la extracción minera en Andalucía Occidental desde esos años (Laiz et al, 2020; Palanques, 2024).

3. El impacto social de la contaminación

Los procesos de contaminación minera severa como los que se han analizado en el epígrafe anterior tienen efectos multidimensionales (económicos, políticos, legales, científico-tecnológicos, culturales, identitarios, etc.) y, como tales, desencadenan tensiones sociales en las comunidades que se ven afectadas. Las investigaciones recientes muestran que los conflictos sociales relacionados con la contaminación no son circunstanciales o anecdóticos: son consustanciales a la mina. Esa conflictividad ambiental es un buen indicador del grado de malestar de las comunidades afectadas ante las negativas consecuencias de las actividades extractivas. Una perspectiva temporal permite detectar la distinta intensidad de esos movimientos y, en términos de ecología política, si se producen en coyunturas de incremento de la actividad extractiva. Dicho de otro modo, si coinciden con un súbito incremento en el uso de materiales y fuentes de energía relacionado, a su vez, con cambios en las fuentes energéticas, la tecnología o el contexto político. En este sentido se pueden señalar tres grandes fases que se estudian a continuación[1].

[1] Este apartado parte del estudio de los casos registrados en el Mapa de Conflictos Ambientales Mineros de Andalucía y Portugal (www.uhu.es/mcm). Una revisión de la aplicación de esta herramienta a los conflictos ambientales en el sector y su adaptación al caso de Andalucía en Zampier, Talego & Pérez-Cebada (2022). En este artículo se analizan los casos históricos (caso hist. 8, 9, 10, 11, 12, 21, 27, 32) y los actuales (caso act. 1, 5, 6, 7, 8, 11, 12, 16) de contaminación de aguas de ese mapa. La información primaria sobre la que se elabora este apartado 2 está extraída de los fondos de la Jefatura de Minas del Archivo Histórico Provincial de Huelva.

3.1. Gran minería y contaminación fluvial durante la primera globalización

Aunque desde finales del siglo XVIII hay acusados procesos de deforestación en algunas cuencas, es a mediados del siglo XIX cuando surgen los primeros conflictos sociales relacionados con contaminación atmosférica y fluvial, a menudo combinados. Estallan en un nuevo contexto institucional, marcado por las Leyes de Minas de 1825 y, especialmente, de 1849 y 1859 que impulsan una primera transición energética ligada a una aplicación limitada del carbón, que se ve acompañada de un inicial proceso de innovación tecnológica. Precisamente, los vertidos de la cementación natural asociados a las teleras en las explotaciones mineras de Castillo de las Guardas y Aznalcóllar, como se ha adelantado, van a contaminar el arroyo Crispinejo que bordea la localidad de Aznalcóllar. Sus perjudiciales efectos sobre personas y ganados dan lugar a la airada protesta del ayuntamiento de Aznalcóllar y a fuertes tensiones entre ambos pueblos en la segunda mitad del siglo XIX. La temprana intermediación del Gobernador Civil, garante del “bien estar de los pueblos”, según el alcalde de Aznalcóllar, se justifica para preservar la salud pública amenazada por los vertidos de las minas. Los argumentos de los afectados se sintetizan en una frase que muy bien podría servir como eslogan de un movimiento de resistencia anti-minero actual: “primero es un pueblo que no una mina”.

La conflictividad alcanzará su clímax con la llegada de las grandes compañías y la consiguiente globalización de las cuencas andaluzas desde las décadas finales del siglo XIX. Su establecimiento en Andalucía coincide, no casualmente, con una profunda transición energética (con la expansión del carbón y la aparición de la electricidad) y tecnológica y con un contexto institucional muy favorable, marcado por la liberal Ley de Minas de 1868. Los impactos sobre la calidad del aire y del agua son inmediatos, a gran escala y, en muchos casos, irreversibles. La demanda de Rodrigo Rebollo, el propietario de la Dehesa de la Tiesa contigua a las instalaciones mineras de Tharsis llegó al Tribunal Supremo que, en una pionera sentencia en 1866, obligó a la empresa concesionaria al pago de una elevada cantidad de dinero (70.000 R., más costas).

En 1868 una respuesta de la Comandancia de Marina de Huelva a una encuesta oficial señalaba por primera vez que la reducción de la pesca del molusco en el litoral podía tener su causa en las actividades mineras. Y en 1877, como hemos referido al tratar la contaminación del Tinto-Odiel, ante el aumento de protestas de particulares y ayuntamientos, se desplazó a Huelva una comisión, encabezada por Federico Botella, Inspector General de Minas, para estudiar las consecuencias de la contaminación de aguas mineras en la ganadería y la pesca. Sin embargo, los problemas de humos son los que van a atraer la atención de la opinión pública local, como se sabe, especialmente desde la llegada en 1873 de RTLC. La propia compañía, como alternativa a las teleras, va a promover desde principios del siglo XX la recuperación a gran escala de la cementación natural. La extensión de los procedimientos de beneficio por vía húmeda en Riotinto y en la FPI explica en parte las quejas que presenta una comisión de pescadores ante la Comandancia de Marina de Ayamonte (que dan lugar a una Real Orden 26 de abril de 1888): su escrito refleja que los vertidos incontrolados están afectando no sólo a la pesca fluvial sino también a la pesca del litoral.

No hay que olvidar que las empresas mineras onubenses, en un caso único en este país, lograron quedar exentas de la aplicación del Reglamento de aguas sucias (1900) y, con ello, de la obligación de construir balsas para filtrar los residuos. El asunto adquirió un cariz internacional precisamente porque las empresas que explotaban los yacimientos del otro lado de la raya fronteriza en el Alentejo (sobre todo Mason and Barry) acusaron a las empresas onubenses de no usar medios adecuados de decantación y, por tanto, de ser responsables de la extrema degradación del río Guadiana en torno al cambio de siglo.

Desde el final de la etapa dorada de la minería tras la Primera Guerra Mundial hasta la Guerra Civil se percibe una disminución del número de conflictos. En realidad, solo son dos y uno de ellos es otro interesante ejemplo de contaminación de las aguas internacionales del Guadiana que afecta a la pesca de bajura en el Golfo de Cádiz. Las tensiones entre pescadores y mineros estuvieron a punto de causar un incidente diplomático en 1928. El cónsul portugués denunció, de nuevo, la falta de medios de control de la contaminación de las empresas onubenses. De modo que los vertidos de residuos de esas minas habían acabado con “los pastos de los fondos marinos”, causa inmediata de la escasez de sardinas en las costas algarvías, según la prensa portuguesa.

3.2. La dictadura franquista y la (casi) inexistencia de conflictividad ambiental

Los conflictos de contaminación minera en el periodo franquista se reducen en número e intensidad drásticamente en Andalucía. Con la excepción del problema que enfrentó al ayuntamiento de Huelva con las grandes compañías mineras en plena Guerra Civil, relacionado con el polvo de las operaciones de descarga de minerales, los otros cuatro casos registrados en el mapa en el entorno del Polo Industrial de Huelva y en el puerto de Almería se suceden en las décadas de los sesenta y setenta. Esas últimas movilizaciones se enmarcan en el contexto institucional y económico del Desarrollismo franquista, a su vez vinculado a una nueva transición energética (electricidad-petróleo) y tecnológica en el sector.

Con la excepción de la movilización ciudadana desde el tardofranquismo contra los humos del Polo de Huelva, que derivó en protestas contra la contaminación de la ría, el resto son casos de contaminación atmosférica. Sin embargo, las actividades mineras van a provocar graves alteraciones de los cursos de agua, especialmente desde la década de los sesenta, según se adelantaba. Hay que esperar prácticamente que pasen las cuatro décadas de la dictadura para que surja la protesta social contra las infraestructuras hidráulicas heredadas de esta época. La casi inexistencia de contestación social, además de por el carácter represivo del régimen, estuvo determinada por la alianza tácita de los dos agentes implicados, las empresas y el propio estado.

Las reformas legales de la dictadura introducen una clasificación de los cauces españoles de enorme relevancia: se dividían éstos en cuatro tipos, el último de las cuales, denominado “cursos de aguas industriales”, incluían a aquellos cauces que “podrán admitir cualquier grado de impurificación”. En virtud de esas legislaciones, a partir de 1960, los ríos Odiel, Tinto (aguas abajo del pantano de Campofrío), Piedras, Oraque y Meca (aguas abajo del pantano del Sancho) adquieren esa nueva situación legal convirtiéndose, en la práctica, en “ríos vertederos” (Pinedo, 1963).

La consecuencia a medio plazo es el incremento de la contaminación por metales pesados en los sedimentos de la ría de Huelva y del Golfo de Cádiz desde los años setenta. A finales de esa década, pero ya en democracia, la reiteración de expedientes de vertidos desde estas plantas que se encuentran depositados en el Archivo Histórico Provincial de Huelva son una prueba evidente de los graves problemas que generaron estas balsas.

3.3. Declive, remineralización y conflictividad

A pesar de las expectativas de negocio y del decidido apoyo de los tecnócratas tardofranquistas y de los gobiernos de la UCD a las empresas mineras, el sector va a experimentar un paulatino declive en las dos últimas décadas del siglo XX. Las dos crisis petrolíferas de los setenta y la competencia derivada de la integración en la Comunidad Europea en 1986 afectaron negativamente a unas empresas con graves problemas estructurales. Ni siquiera la entrada del capital internacional en las minas de Riotinto (Kio, Atlantic Copper), Aznalcóllar (Boliden) o Sotiel-Aguas Teñidas (Navan Resources) lograron detener el declive y en torno al cambio de siglo las grandes explotaciones andaluzas cesaron en sus actividades.

Al mismo tiempo, resurgen los problemas de polución de aguas, agravados por el cierre de las instalaciones mineras. En Huelva, las consecuencias a largo plazo de la intensa contaminación del Odiel se ponen en evidencia con el contestado proyecto de la construcción del pantano de Alcolea, iniciado en 1995. La presa, en la actualidad paralizada por el gobierno nacional, almacenaría agua con elevados niveles de metales pesados destinada al riego de las tierras agrícolas del sur de la provincia.

Pero el caso sin duda más relevante en esta etapa es el de la rotura de la balsa de lodos de Aznalcóllar en 1998, propiedad de la multinacional sueca Boliden, al que ya se ha hecho referencia. El riesgo de accidente de la presa, ubicada en el curso del río Crispinejo-Agrio y afluente del Guadiamar, había sido advertido por diversas instancias desde años antes. En 1985, la Coordinadora Ecologista y Pacifista de Andalucía (CEPA), que pasaría después a ser Ecologistas en Acción, había advertido de deficiencias en su construcción. Tres años después la Sociedad Española de Ornitología/BirdLife presentó una queja ante la Comisión Europea por la existencia de focos de contaminación que amenazaban Doñana, entre ellos la balsa de lodos de Boliden. También el Instituto de Recursos Naturales y Agrobiología (IRNAS) había señalado en sucesivos informes durante los 1980 y 1990 la elevada presencia de metales pesados en el cauce del Guadiamar. En noviembre de 1995, el facultativo de minas Manuel Aguilar Campos denunció ante la Consejería de Medio Ambiente irregularidades en la construcción de los recrecimientos de la balsa y la incapacidad de la depuradora al tratar apenas el 25 por ciento del residuo, sin ningún efecto práctico. En enero de 1996 la CEPA elevó una denuncia al Comisario de Medio Ambiente de la Unión Europea, también sin consecuencias. Del mismo modo, nuevas denuncias fueron archivadas, como la interpuesta en 1997 por la Plataforma Salvemos Doñana ante el Defensor del Pueblo.

Aunque se evitó la llegada de la riada a Doñana, aún hoy en día no ha habido, después de un largo y proceloso proceso legal, asunción de responsabilidades legales o económicas por parte

de la empresa sueca. El accidente tuvo una decisiva influencia en la normativa europea sobre estas instalaciones mineras. Se considera uno de los más graves desastres ecológicos originados por la minería en todo el mundo.

Tres años después, Boliden-Apirsa puso fin a la explotación de Aznalcóllar (2001). El coetáneo cese de actividades en otras grandes minas como Filón Sur en Tharsis (2001), Sotiel-Coronada (2001) o Riotinto (2002) coinciden, paradójicamente, con una etapa de acusada expansión del sector que desembocará en el super-ciclo minero (2005-2008). La recuperación del sector después de la Gran Recesión (2008-2012) enlazará con otra fase de sólido crecimiento hasta la actualidad. La remineralización de Europa desde entonces va a ser abiertamente apoyada por las instituciones europeas, especialmente a partir de la publicación de la Raw Materials Initiative (2008). Esta disposición impulsará distintas legislaciones mineras nacionales y territoriales, como las Estrategias Mineras de Andalucía 2020 y 2030 promovidas por el gobierno autónomo. Por su parte, las grandes transnacionales mineras se están viendo inmersas en el tránsito a una Cuarta Revolución Industrial (Industry 4.0) basada en las tecnologías digitales, que las compañías presentan como el “avance tecnológico” que hace compatibles eficiencia económica y sostenibilidad ambiental. A la vez, se reclaman como agentes necesarios, por su papel en la extracción y procesamiento de minerales críticos, para la que llaman “transición energética”.

Sin embargo, está habiendo una relativa respuesta de la sociedad civil a esta nueva fiebre minera en distintas áreas periféricas del continente europeo, que se nota también en Andalucía, aunque débilmente, en relación a la enorme dimensión de los potenciales impactos ecológicos. En sus cuencas históricas hay problemas heredados de tiempos pasados que hoy siguen inquietando a las comunidades allí asentadas. La persistencia de residuos minero-metalúrgicos de antiguas instalaciones industriales que dificultan nuevos usos residenciales, culturales, deportivos, etc. han derivado en algunos movimientos vecinales que han advertido sobre su peligrosidad: es el caso de los suelos y aguas subterráneas contaminados del antiguo poblado minero de Corrales, nacido para responder a las necesidades logísticas e industriales de las minas de Tharsis. El vertido de la mina La Zarza en 2017 fue objeto de denuncias de negligencia a la Junta por parte de varias asociaciones y particulares y de preguntas en sede parlamentaria, si bien no hubo ninguna reacción en las poblaciones ribereñas.

Finalmente, hay que reseñar que todas las empresas que gestionan las minas actualmente operativas en Andalucía se han tenido que enfrentar a denuncias diversas de grupos como Ecologistas en Acción, especialmente relacionadas con contaminación de aguas. MATSA-Sandfire, que explota la mina subterránea de Sotiel, así como las de Aguas Teñidas y Magdalena, ha sido acusada de la tala ilegal de una dehesa de encinas para una escombrera y tuvo que paralizar unas obras destinadas a balsas de depósitos en Cortegana. En otro relevante caso al que se ha hecho alusión anteriormente, la canadiense First Quantum, y antes Immet, se habían comprometido con la Administración, desde la apertura de la explotación en 2009, a aplicar en la mina Cobre-Las Cruces un innovador método de captación del agua, el Sistema de Drenaje y Reinyección (SDR), que debía garantizar la protección del acuífero Niebla-Posadas, reserva estratégica de agua del área metropolitana de Sevilla. Sin embargo, las reiteradas denuncias de Ecologistas en Acción por sobreexplotación y contaminación del acuífero con

ararí

arsénico, derivados de ese sistema, condujeron a una inédita sentencia judicial en 2016 contra tres directivos y contra la propia empresa, por delito medioambiental.

Un caso de especial interés al que también se ha hecho referencia en el capítulo anterior, que está lejos de resolverse, es el de las tres presas de lodos de Cerro Colorado, gestionadas en la actualidad por Atalaya Mining. Improvisación y fallos en el diseño, la construcción y el mantenimiento, como las que han experimentado estas instalaciones que indicábamos más arriba, son las causas más comunes de los accidentes en estas infraestructuras hidráulicas, accidentes que están experimentando un incremento en el mundo desde 2010 (Islam & Murakami, 2021). Un estudio de 2014 encargado por la empresa concesionaria de Cerro Colorado ya advertía que la ola de lodos tóxicos arrasaría toda la cuenca del Odiel, incluyendo poblaciones como Gibraleón y Corrales, barriadas bajas de la ciudad de Huelva, infraestructuras estratégicas y el Puerto de Huelva, arrasando los espacios protegidos de Marismas del Odiel y extendiendo la contaminación a las costas de Doñana. Organizaciones como Ecologistas en Acción y Mesa de la Ría han interpuesto diversas denuncias sobre filtraciones, problemas de mantenimiento o incumplimientos de la empresa desde la reapertura de la mina en 2015. Estas demandas han recibido impulso tras la publicación de un informe de un reconocido especialista internacional (Emerman, 2019) que advierte sobre el riesgo de rotura y, sobre todo, de las graves consecuencias ambientales y de seguridad de una masiva riada de lodos tóxicos que alcanzaría a la propia capital de provincia, en la desembocadura del Odiel.

Conclusiones: la extensión de las fronteras de la minería nos podría abocar a un colapso hídrico

La contaminación por drenaje ácido de mina de los sistemas acuáticos de Andalucía Occidental está causada por la minería de sulfuros, y no es un efecto de la geología de la región, aunque en el subsuelo se encuentre la llamada Faja Pirítica Ibérica, pues ese cinturón mineral ha estado geológicamente aislado de la biosfera antes de que las perforaciones mineras lo pusieran en contacto con los meteoros y los agentes biológicos. Los sulfuros son estables y muy insolubles en el subsuelo, y no causan contaminación cuando están aislados de la superficie, en condiciones anóxicas y abióticas, o solo una contaminación muy lenta, llamada drenaje ácido de roca (proceso geológico), que debe distinguirse del drenaje ácido de mina (DAM), que provoca la minería al poner en contacto el suelo y el subsuelo.

El estado actual de estos ríos tampoco es imputable al pasado de la minería en general, desde el Calcolítico. Sabemos que el estado de los ríos y de los acuíferos de Andalucía Occidental era saludable todavía en 1850. La causa de la contaminación de estos ríos y sistemas acuáticos es la minería del período industrial, cuya escala no tiene parangón, por su desmesura, con toda la historia anterior de la minería. Como media, entre 1850 y 2000, cada tres años se ha estado extrayendo el equivalente a lo que se extrajo en los 4000 años anteriores. La dimensión del problema de esta contaminación es enorme y gravísima, pues la presencia en las aguas de sulfatos, metales y metaloides los convierte en biodisponibles con facilidad, pasando al metabolismo ecosistémico de la vida. La lixiviación continúa muchísimo tiempo después del final de la actividad minera.

La restauración es inviable en la minería de sulfuros a la escala industrial en que se realiza, como se explica a continuación. Los yacimientos minerales son rarezas de la corteza terrestre en los que determinadas sustancias se concentran en proporción muy superior a la media del subsuelo y suelo terráqueo, y constituyen por ello concentraciones de energía de calidad (exergía), aprovechables para actividades humanas. En el caso de la Faja Pirítica, la extracción masiva está suponiendo un agotamiento de sus reservas y su diseminación por el globo en condiciones a menudo irre recuperables, o solo parcialmente recuperables mediante reutilización y reciclado, pero que, ni aún en estos casos, comportan restitución al depósito del que fueron extraídas, y no se trata por tanto de restauración. Respecto al reciclaje, puede mitigar o retardar solo en parte esta diseminación, y considérese además que, cuando los minerales primarios son fundidos en aleaciones complejas, como es cada vez más frecuente, son muy difíciles de recuperar, o a costes energéticos y monetarios elevadísimos.

La restauración es inviable además porque, como hemos referido, la perforación pone en contacto con los meteoros y la biosfera lo que antes estaba aislado, en condiciones anóxicas y abióticas, desencadenando con ello un proceso imposible de controlar, no digamos ya parar y revertir. Se suma a ello que el desequilibrio de presiones entre el subsuelo y la biosfera es tal que son imposibles de “sellar” las intervenciones mineras. No es posible un cierre hermético y una impermeabilización segura e irreversible, no ya a largo plazo, sino incluso, según los casos, a corto y medio plazo.

En ese sentido, lo que ocurre, y no puede dejar de ocurrir, con los residuos de la minería de sulfuros, no es en absoluto restauración ni sellado. Palabras adecuadas para señalar lo que puede hacerse con estos residuos son mitigación, disminución, retardo y ocultación bajo capas de grava y tierra, o de lo que ahora llaman “tecnosuelos”. Se trata de obras todas precarias y de mínima duración en proporción a la actividad del drenaje.

Desde 1850 se han sucedido varios períodos de incremento y de descenso de la extracción, pero mientras los ciclos de extracción se reflejan gráficamente en dientes de sierra, el ciclo de la contaminación de este tipo de minería se plasma en un escalonamiento, con oscilaciones, pero siempre ascendente, pues la nueva generación de residuos se suma, inexorablemente, a la anterior. Por eso, la afirmación machaconamente repetida de que la minería actual ya no genera residuos, o los “restaura” y los “sella”, es falsa: la extracción de sulfuros del subsuelo produce residuos a una escala que los hace intratables.

Hemos puesto de manifiesto que dos de nuestros ríos, el Tinto y el Odiel, han quedado ya solo para arrastrar desde los focos mineros hasta el estuario onubense y el Golfo de Cádiz la carga venenosa permanentemente renovada de un siglo y medio largo de minería industrial. Son, lamentablemente, dos “ríos vertederos”, que así los llamaban los prohombres de la minería y la industria hasta los años setenta. Hemos mostrado también que los otros ríos que articulan nuestro territorio sufren ya en grado importante de contaminación metálica, aunque no tanta que la vida acuática haya desaparecido, pero sí para que haya mermado y esté más o menos intoxicada. Hemos evidenciado la situación crítica en la que se encuentran nuestros embalses, cómo de algunos de ellos ya no podemos beber, y de otros, los más grandes, están recibiendo, año a año, importantes aportes de DAM.

Pues bien, a pesar de todo ello, otras compañías pretenden reabrir las minas que sus antecesoras abandonaron y abrir otras nuevas. Es decir, vienen decididos a extender las fronteras de la minería, un propósito que cabe calificar de “conquista” del territorio. Por su parte, las jefaturas de los partidos de gobierno coinciden en considerar la minería un “factor de desarrollo fundamental” y cifran su éxito, según consta en el Portal Andaluz de la Minería, en lograr que “la región andaluza sea líder en valor de su producción”. Si es tal el propósito “conquistador” de las compañías mineras y si las autoridades prometen recibirlas agradecidas, no es de extrañar que, en unos años veamos proliferar por doquier minas. De hecho, ya se anuncian por la prensa muchas. Veámoslo en un vuelo rápido:

En el Guadalquivir se anuncia el reinicio de la actividad de Aguablanca y Mina Las Cruces ha obtenido las autorizaciones para ampliar la extracción y duplicar el vertido de agua residual y metales disueltos que ya ha venido realizando al Guadalquivir desde que iniciara su actividad en 2009. En el Guadiamar, cuando escribimos estas líneas, acaba de recibir aprobación la reapertura de la mina Los Frailes, que proyecta también verter al Guadalquivir aún más carga tóxica que la anunciada por Mina Las Cruces. No hay ningún estudio que haya calculado qué va a suponer para el estuario la suma de los dos vertidos, toda una dejación de responsabilidad de la Administración. En el mismo valle del Guadiamar han sido admitidos para su consideración los proyectos Salomé y La Romana. Además de lo que contaminen durante su período activo, los residuos que quedarán supondrán una elevación exponencial de los focos perennes de emisión de DAM al entorno, al estuario del Guadalquivir y al Parque Nacional de Doñana.

En el Tinto-Odiel asistimos al incremento de la extracción de Cerro Colorado y a la apertura de otras minas, como Masa Valverde. Para alojar la demasía de residuos tóxicos la Junta ha autorizado el recrecimiento de las balsas de lodos de Ríotinto, ya hoy con filtraciones preocupantes. Otra empresa anuncia la construcción de una nueva balsa en los términos de Almonaster, Cortegana y Cerro del Andévalo, vertiente a la cuenca del Odiel, de las características y dimensiones de la siniestrada en Aznalcóllar, así como la reapertura de la mina Concepción. Mientras, en Tharsis y en La Zarza-Perrunal se realizan investigaciones para reabrir Filón Norte y La Zarza, respectivamente. Y otras diversas compañías solicitan reaperturas o aperturas en diversos lugares de estas cuencas ya tan castigadas por la minería.

En el Chanza-Guadiana nos encontramos dos proyectos que, de ejecutarse, envenenarán, con mayor o menos letalidad, años antes o después, el conjunto de la cuenca. Valdegrama se ubicaría en el nacimiento de la Rivera de Alcalaboza, cauce que mantiene una excelente biodiversidad en todo su recorrido. Considerando la cuenca del Chanza en su conjunto, solo Alcalaboza, Rivera del Aserrador y el tramo alto y medio del propio Chanza permanecen, hasta ahora, a salvo de DAM. El segundo proyecto, Romanera, se ubicaría en pleno centro del área que recoge las aguas que alimentan al embalse Andévalo, vital para el abastecimiento humano y para las actividades económicas de buena parte de las comarcas de El Condado, Huelva y la costa. Y aun otras multinacionales anuncian ufanas que buscan minerales en la misma área del Andévalo.

La Junta de Andalucía, respondiendo solícita al furor extractivo que conlleva la llamada “transición energética” y la demanda de “materias primas estratégicas” ha declarado francos,

sdf

solo en la provincia onubense, más de noventa proyectos mineros caducados, que suponen unas 65.000 Has de tierra de 30 municipios, desde Ayamonte en el sur hasta Cortegana en el norte y Escacena y Paterna del Campo al este (Boja 16-7-2024).

Si los proyectos que están en fase de exploración y los que se anuncian son ejecutados, o siquiera algunos de ellos, la situación de nuestros ríos se acercará peligrosamente al colapso hídrico, es decir, a la incapacidad para mantener riveras y valles no ya ecológicamente viables, sino económicamente aprovechables para todas las actividades humanas que necesitan agua potable, como son la agraria, la pesquera y la turística. Si no ocurre durante el breve período de las labores mineras (15-20 años), podría muy bien ocurrir tras su finalización, dada la persistencia de esta contaminación. Esta en nuestras manos evitarlo, y es nuestra responsabilidad.

Referencias

Braungardt, Ch. et al. (2003) Metal geochemistry in a mine-polluted estuarine system in Spain, Applied Geochemistry, Vol 18, nº 11

Borrego, J. Et al (2002) Geochemical characteristics of heavy metal pollution in surface sediments of the Tinto and Odiel river estuary (southwestern Spain), Environmental Geology, nº 41

Cantó, J.M. (1999) El problema de las cuencas vertientes a Doñana y Marismas del Odiel", 1ª Reunión Internacional de Expertos para la Regeneración Hídrica de Doñana"

Cerón, J. C. et al (2014) Caractérisation hydrochimique d'un réservoir affecté par un drainage de mine acide: Le réservoir de Sancho, Huelva, Sud-Ouest espagnol, Hydrological Sciences Journal, Vol. 59, nº 6

Chastagnaret, G. (2017) Humos y sangre. Protestas en la cuenca de las piritas y masacre en Rio Tinto (1877-1890), Universidad de Alicante

Corominas, J; et al (2020). Estudio de casos para la aplicación de la metodología sobre la recuperación de costes de los servicios del agua. El embalse de Melonares y la presa de Alcolea. España. Fundación Nueva Cultura del Agua/ WWF España.

Delgado, J. et al (2019) Niveles de contaminación por metales pesados en el acuífero aluvial del Agrio en el entorno minero de Aznalcóllar (Sevilla) durante el periodo 2012-2018, Geogaceta, nº 66.

Ecologistas en Acción (2008) Crónica de una catástrofe anunciada. El desastre de la mina de Aznalcóllar diez años después, ejemplar mimeografiado.

Emerman, S. H. (2019) Análisis de riesgo de las presas de relaves en la mina Riotinto, Andalucía, España [Risk analysis of the tailings dams at the Riotinto mine, Andalusia, Spain]. Report to London Mining Network, 62 p.

García del Hoyo, J. J. (2010) El impacto económico de la expansión minera del siglo XIX: efectos inducidos en el tejido productivo de la provincia de Huelva, Romero Macías, E. (Coord.), Patrimonio geológico y minero. Una apuesta por el desarrollo local sostenible, Universidad de Huelva.

García del Hoyo, Juan José, Jiménez de Madariaga, C. (2019) La pesca tradicional en Huelva: de las salazones y las conserveras al congelado, PH Instituto Andaluz del Patrimonio Histórico, n.º 96.

Grande Gil, J. A. (2016) Drenaje ácido de mina en la Faja Pirítica Ibérica: técnicas de estudio e inventario de explotaciones, Universidad de Huelva

Florencio, M. J. (2020) Gibrleón, punto a punto, Amazon Kindle

Islam, K. & Murakami, S. (2021) "Global-scale impact analysis of mine tailings dam failures: 1915–2020", Global Environmental Change, 70: 102361.

Laiz et al. (2020) "The role of the Gulf of Cadiz circulation in the redistribution of trace metals between the Atlantic Ocean and the Mediterranean Sea", Science of The Total Environment, 719

Madoz, P. (1845) Diccionario Geográfico-Estadístico-Histórico de España y sus posesiones de ultramar, Vol. III

Olías, M., Galván, L. (2010) Contaminación actual del acuífero aluvial de los ríos Agrio y Guadamar (Aznalcóllar, España), Geogaceta, nº 48.

Olías, M. et al (2023) El problema del drenaje ácido de minas en la Faja Pirítica Ibérica, Servicio de Publicaciones de la Universidad de Huelva, Huelva.

Palanques, A. et al (1995) Contamination of heavy metals in the suspended and surface sediment of the Gulf of Cadiz (Spain): The role of sources, currents, pathways and sinks, Oceanologica Acta, n 18.

Palanques, A. et al. (2024) "Influence of the Atlantic inflow on trace metal enrichments in sediments and particulate matter of the NW Alboran Sea", Marine Pollution Bulletin, Vol 202

Pérez-Cebada, J. D. & Beltrán, M. J. (2020) "La remineralización de Europa: una aproximación", Estudios Críticos del Desarrollo, 19: 207-237.

Pinedo Vara, I. (1963) Piritas de Huelva: su historia, minería y aprovechamiento, Summa, Madrid.

Sainz et al (2004) Characterisation of heavy metal discharge into the Ria of Huelva, Environment International, Volume 30, nº 4.

van Geen et al. (1991) Trace metal enrichments in waters of the Gulf of Cadiz. Spain, *Geochimica et Cosmochimica Acta*, vol. 55, nº 8.

Zampier, M., Talego, F. & Pérez-Cebada, J. D. (2022) “Mapa de conflictos ambientales mineros de Andalucía” en Ortiz, G., Aledo, A. & Domínguez, J. A. (Eds) *Impacto social y desarrollo. Contribuciones y retos desde la experiencia iberoamericana*, Ed Universidad de Alicante, Alicante, pp. 207-233.

Contaminación por Drenaje Ácido de Mina en la Faja Pirítica Ibérica

Jesús Manuel Castillo
Universidad de Sevilla

1. Introducción

Los sulfuros suelen estar asociados con depósitos de metales y carbón. Los sulfuros se oxidan al entrar en contacto con la atmósfera debido a la actividad minera, generando un lixiviado ácido altamente tóxico con grandes concentraciones de sulfatos y metales, proceso que se conoce como drenaje ácido de mina (DAM). Así, los desechos reactivos de las explotaciones mineras metálicas, típicamente almacenados en pilas y presas de relaves (desechos mineros tras su procesado) donde se ha reducido el tamaño de grano, aumentando la reactividad, son una fuente antrópica de aguas ácidas de drenaje de minas ricas en sulfatos, metales y metaloides, como el arsénico (As). Estos drenajes ácidos de minas pueden llegar a cauces fluviales próximos a las minas, contaminarlos y degradar sus ecosistemas. Muchos de estos impactos son irreversibles (Wei et al. 2017).

El DAM puede hacer que los embalses se acidifiquen y contaminen con sulfatos y metales, lo que pone en riesgo o elimina la función de mejorar la disponibilidad de agua que suele asociarse a los embalses. Por lo tanto, el DAM debería generar una gran preocupación, especialmente en zonas áridas y semiáridas, debido a su severo impacto sobre los recursos hídricos durante cientos e, incluso, miles de años después del cese de la actividad minera, siempre que no se implementen las medidas de mitigación adecuadas (Masindi et al. 2022, Nthunya et al. 2024). Esta preocupación aumenta en el escenario actual de cambio climático en el que las sequías son cada vez más frecuentes e intensas en las zonas áridas y semiáridas (Gomes et al. 2018).

A pesar del avance del cambio climático, la fluctuación de los precios de los metales debido al desarrollo técnico y la industrialización ha sido un importante impulsor de la exploración durante los últimos 100 años y más aún durante los últimos 50 años cuando la exploración, además de los metales básicos y el hierro (Fe), se ha centrado en materias primas críticas para la transición energética (Weihed 2022). Así, el aumento de los precios de los metales, en un contexto de intento de electrificación de parte del sistema de transporte energético, está impulsando la apertura de nuevas minas, lo que conllevaría un aumento de los impactos socio-ambientales asociados.

La Faja Pirítica Ibérica (FPI) está situada al suroeste de la Península Ibérica tiene una extensión de 230 km de largo y aproximadamente (c.) 50 km de ancho, siendo una de las regiones metalogénicas más grandes del mundo, con enormes reservas de sulfuro de aproximadamente 1700 millones de toneladas (Leistel et al. 1998). De hecho, la FPI es una de las zonas más

afectadas por el DAM en el mundo (Mourinha et al. 2022). Aunque la actividad minera en la FPI se remonta a más de 4500 años, los impactos ambientales derivados de la minería que podemos identificar ahora se deben a la explotación minera industrial que comenzó a mediados del siglo XIX (Olías et al. 2015). Esta explotación minera industrial ha dejado casi un centenar de minas diseminadas por toda la FPI, que siguen provocando altos niveles de degradación hidroquímica en la red fluvial (Grande et al. 2018a). Esta situación representa un escenario único en el mundo, considerando la magnitud e intensidad de los procesos de contaminación (Couto & Ribeiro 2022). De hecho, los ríos y otros ecosistemas de la FPI tienen un gravísimo problema de contaminación por DAM procedentes de minas de sulfuros abandonadas. El caso más extremo y conocido es el del Río Tinto, pero este problema afecta a otros muchos cauces fluviales en la zona, como la Rivera del Chanza, la Ribera de Cobica, el Río Odiel y muchos de sus afluentes y el Río Guadiamar. También hay embalses contaminados por el DAMs cuyo ejemplo paradigmático es el Embalse del Sancho. Además, el Estuario de los ríos Tinto y Odiel es uno de los estuarios más contaminados del mundo debido a la alta actividad minera ácida, junto con las industrias químicas ubicadas en sus márgenes.

Esta revisión bibliográfica tiene como objetivo ofrecer un análisis general del problema de contaminación derivada de DAM en la FPI.

2. Metodología

Esta revisión bibliográfica se realizó utilizando el buscador de Web of Science (<https://www.recursoscientificos.fecyt.es/>) que consulta las siguientes bases de datos: Web of Science Core Collection, Current Contents Connect, Derwent Innovations Index, Grants Index, KCI-Korean Journal Database, MEDLINE®, ProQuest™ Dissertations & Theses Citation Index, y SciELO Citation Index. Las búsquedas se realizaron utilizando las siguientes combinaciones de palabras claves: ‘mine acid drainage Huelva’ (obteniendo 130 referencias), ‘Iberian Pyrite Belt acid mine drainage’ (obteniendo 362 referencias). Finalmente, incluimos en esta revisión cerca de 200 artículos.

Tras esta búsqueda general, realizamos una búsqueda específica con la palabra clave ‘bioaccumulation’ seguida de algunas de las zonas geográficas de la zona de estudio, de la que utilizamos 15 referencias. Aunque hay más trabajos publicados en las bases de datos consultadas relacionados con el tema abordado en esta revisión que no han sido incluidos y que podrían haberse encontrado con otras palabras claves, las referencias consultadas incluyen a los principales autores que han tratado el tema de estudio y dan una visión general y suficientemente detallada del mismo.

3. Contaminación minera en suelos

Los residuos mineros en la FPI son muy heterogéneos, destacando escorias, cenizas de fundición, desechos de tanques de lixiviación, vertederos industriales y otros residuos procedentes de la extracción de minerales, como residuos de gossan (rocas formadas por la oxidación de sulfuros de Fe).

A pesar de que la contaminación minera en la zona aumentó significativamente desde el siglo XIX, cuando comenzó la minería industrial, y que los procesos naturales de formación de drenaje ácido de roca pueden considerarse insignificantes (Olías et al. 2015), la publicación de artículos científicos en revistas internacionales de impacto comenzó, principalmente, en los primeros años del siglo XXI. Es entonces cuando comenzaron a publicarse estudios científicos en revistas de impacto que alertaban sobre altos niveles de contaminantes en suelos y sedimentos en la FPI. Así, Galán et al. (2003) describen sedimentos severamente contaminados por arsénico, cadmio, cobre, plomo y zinc (As, Cd, Cu, Pb y Zn, respectivamente), especialmente en las cercanías de las fuentes de contaminación minera, donde las concentraciones de metales estaban varios órdenes de magnitud por encima de los niveles de fondo (sin contaminación).

La pirita extraída en explotaciones mineras y sus fases secundarias producto de meteorización, son las principales fuentes de contaminación en la FPI (Romero-Baena et al. 2018). Los estudios edáficos realizados en zonas de residuos mineros muestran altos niveles de contaminación por metales, muy biodisponibles por la acidez (Mourinha et al. 2022). Por ejemplo, este fue el caso en la Cueva de la Mora y Minas de Riotinto-Zarandas, donde la presencia de residuos mineros conllevaba una oxidación continuada (González et al. 2012). Igualmente, en diferentes zonas en la Comarca Minera de Riotinto los residuos mineros mostraban concentraciones muy elevadas de metales y metaloides, de hasta 8.6 g As/kg, 14.8 g Pb/kg y 1 g Cu/kg (Arranz-González et al. 2021).

Los residuos mineros de la Faja Pirítica Ibérica muestran valores elevados de generación neta de ácido (hasta 663 mmol H⁺/kg). En el suelo contaminado con escoria se encontraron contenidos notables de As y metales pesados tóxicos en suelos de la Mina de Río Tinto. Cobre, zinc y plomo fueron los elementos más abundantes en la lixiviación de estos suelos, con valores máximos de 55.6 mg Cu/L, 2.8 mg Zn/L y 2.6 mg Pb/L (Fernández-Landero et al. 2023). En esta línea, en la Mina de Lousal, que cerró en 1988, los suelos cerca de los depósitos de relaves están contaminados con Cu, Pb, Zn, As, Cd y mercurio (Hg) (entre 871-12930 mg Pb/kg, 597-6377 mg As/kg, 292-7013 mg Cu/kg, 126-7481 mg Zn/kg y 1-130 mg Hg/kg) (Da Silva et al. 2005). En la Mina de Lousal, Luis et al. (2011) registraron altas concentraciones de Cu, Pb, Zn, As, Cd y Hg dentro de sedimentos de aguas corrientes (hasta 4373 mg Zn/kg, 1568 mg Cu/kg, 1059 mg Pb/kg, 817 mg As/kg, 82.4 mg de antimonio (Sb)/kg y 6.7 mg Cd/kg). Se trata de valores geoquímicos locales que el Contaminated Sediment Standing Team de Estados Unidos clasifica como muy tóxicos. De hecho, según la legislación de la Unión Europea (UE), la alta movilidad del Cu, Zn y sulfatos confiere a algunos de estos residuos mineros la clasificación de residuos peligrosos (Millan-Becerro et al. 2024).

Como vemos, las minas se convierten en fuentes continuas de contaminantes. La mayoría de las minas abandonadas en la FPI son fuente del DAM que afecta a suelos, cauces fluviales, embalses y la biodiversidad. Pérez-Ostale et al. (2013) reportaron la existencia de un total de 88 minas de sulfuros en la FPI en una superficie de más de 4800 ha en las cuencas hidrográficas de los ríos Chanza, Odiel, Tinto y Guadamar. La Cuenca del Odiel incluye la mayoría de estas minas, representando el 48 % del área total ocupada por explotaciones mineras. Según este estudio, las zonas ocupadas por residuos mineros son el principal foco de impactos socio-ambientales, representando aproximadamente el 60 % del suelo degradado,

seguidos de depósitos de relaves, tajos a cielo abierto e instalaciones mineras.

En este contexto, los niveles de contaminación por metales y metaloides derivados de las minas destacan por sus elevados valores en comparación con otras zonas mineras europeas y exceden los límites establecidos en la legislación europea, como en el caso de la zona afectada por la Mina de Sao Domingos con altas concentraciones de Zn, As y Pb en DAM (Andras et al. 2021). De hecho, el Distrito Minero de Sao Domingos es una de las zonas más contaminantes de la FPI. La explotación minera de Sao Domingos se remonta a la época prerromana y acabó en 1966. Solo considerando la fracción biodisponible, los desechos mineros de Sao Domingos pueden lixiviar hasta 172.514 Tn de hierro (Fe), 10564 Tn S, 6644 Tn Pb, 2610 Tn Zn, 1126 Tn manganeso (Mn), 1032 Tn Cu, 183 Tn Cromo (Cr), 109 Tn As, 34 Tn Sb y 0.9 Tn Cd (Pérez-López et al. 2008). Grande et al. (2014) estimaron unos vertidos ácidos y contaminados de 31503680 m³/año derivados de unas 4847 ha afectadas por residuos mineros en la FPI, con una precipitación media anual de 650 L/m². Estos vertidos conllevarían un aporte total anual de 260056 Tn/año de sulfatos. En el caso del As, elemento muy tóxico, el aporte total anual sería de más de 20 Tn As.

4. Contaminación minera en aguas subterráneas

En general, llama la atención la escasez de estudios sobre afectación a acuíferos por parte de DAM en la FPI. Esta escasez es grave cuando los pocos análisis que hay constatan contaminación de origen minero en aguas subterráneas. Por ejemplo, Arranz-González et al. (2021) describieron la conexión entre residuos mineros extremadamente salinos y ácidos y las aguas subterráneas que reciben sus lixiviados, con concentraciones muy altas de sulfatos y elementos tóxicos, superando los valores de 2600 mg SO₄/L, 980 mg Fe/L, 30 mg Al/L y 17 mg Cu/L. Ya en un estudio previo, Blanco et al. (2013) describieron que la oxidación de minerales de sulfuro de los desechos mineros liberaba productos contaminantes al agua subterránea en la FPI. En este sentido, Gomes et al. (2019) mostraron preocupación porque las aguas subterráneas podrían presentar concentraciones de elementos potencialmente tóxicos (ej. Al, As) por encima de los límites establecidos en la Directiva Marco del Agua de la UE. El estudio que más claramente evidencia contaminación minera en aguas subterráneas en la FPI es el de Caraballo et al. (2016), que llama la atención sobre la importancia de incluir una etapa de monitoreo larga, de al menos 5 años, antes del diseño de cualquier sistema de remediación de zonas mineras. Por otro lado, Moreno-González et al. (2022) analizaron los efluentes mineros en la Minas de Tharsis, encontrando una correlación positiva entre la conductividad eléctrica y flujos de agua subterránea que podrían ser el principal impulsor de contaminación por Pb.

5. Contaminación minera en cauces fluviales

La mayoría de estudios sobre DAM y sus consecuencias que se han realizado en la FPI se centran en el estudio de movilización/inmovilización de diferentes elementos químicos. Por ejemplo, Montes-Botella & Tenorio (2003) estudiaron las Minas de El Lomero en el alto Río Odiel, registrando que el agua del Río Odiel presentaba pH muy ácidos (2.8-3.5), altos contenidos en metales y alta conductividad eléctrica (1410-3648 µS/cm). En este contexto, es el

sulfato el que principalmente controla la conductividad eléctrica en efluentes mineros (Grande et al. 2010c, Pérez-Ostale et al. 2016, Grande et al. 2021). Además, las aguas suelen ser más ácidas a mayor conductividad eléctrica (Jiménez et al. 2009, Grande et al. 2010b).

En un contexto geográfico de contaminación minera generalizada en muchas zonas de la FPI, Gomes et al. (2018) y Gomes et al. (2019) evaluaron la calidad de decenas de cuerpos de agua superficiales, incluidos embalses, arroyos permanentes y efímeros, e instalaciones mineras con agua acumulada (lagos de tajo, es decir, asociados a la corta y represas mineras). A partir de estos análisis, clasificaron los cuerpos de agua en tres grandes grupos: aguas de río y subterráneas ricas en cloruros y bicarbonatos, lagos con firmas alcalinas (aguas básicas con pH relativamente elevados) y de sodio (Na) y aguas ácidas con altas concentraciones de sulfatos y metales. Casi todos los estudios publicados se centran en el tercer grupo de cuerpos de agua contaminados por DAM.

5.1. Lagos de tajo y embalses mineros

La calidad de las aguas de los 23 principales lagos de tajo de la FPI fue analizada por Cerón et al. (2013). En base a sus pH, establecieron tres grupos: grupo 1 ($\text{pH} < 3$ y un valor mínimo de 1.9; conductividad eléctrica 1005-12280 $\mu\text{S}/\text{cm}$), grupo 2 ($\text{pH} 3\text{-}5$; 139-2652 $\mu\text{S}/\text{cm}$) y grupo 3 ($\text{pH} > 5$; 80-750 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Todos estos lagos de tajo acumulaban grandes cantidades de sulfatos disueltos, alcanzando valores de hasta 6200 mg/L en el grupo 1, donde el pH ejerció control sobre la disolución de la mayoría de los metales y los sulfatos controlaban la conductividad. En el grupo 2, la precipitación fue la principal variable que controlaba la disolución de metales, siendo menor la influencia del pH. Quispe et al. (2013) analizaron dos lagunas de relaves en el Distrito Minero de Monte Romero. En estas lagunas, la oxidación de sulfuros liberaba sulfatos que se concentraban por evaporación en superficie, provocando la precipitación de sales solubles de sulfato de hierro en estaciones secas. Estas sales actuaban como sumideros de metales como Cd, Co, Zn, Ni, Cu y Mn, que se liberaban durante las lluvias. En una de estas lagunas se daba precipitación de fases secundarias de Fe (III), como jarosita, goetita y schwertmannita. En consecuencia, esta laguna presentaba una capa de oxidación amarillenta en la parte superior. Por el contrario, la otra laguna presentaba aguas extremadamente ácidas ($\text{pH} < 0.5$), tanto en la estación seca como en la húmeda, por lo que no precipitaban fases secundarias de Fe (III). La ausencia de precipitados secundarios explicaba el aspecto aparentemente inalterado de sus relaves, a pesar de que removilizaban más contaminantes hacia escorrentía superficial y aguas subterráneas (Quispe et al. 2013).

Valente et al. (2015) estudiaron el Embalse Minero de Marismillas en la Zona Minera de Riotinto. Vieron que la sedimentación de partículas y la precipitación química han provocado su colmatación y cada vez puede acumular menos agua. Así mismo, registraron altas concentraciones promedio de metales y metaloides en agua y sedimentos. Los sedimentos estaban fuertemente enriquecidos en As, Pb, Cu y Zn, con concentraciones > 1000 mg/kg. La mayor acumulación se observó para As y Pb, con niveles de contaminación extrema.

5.2. Cauces acidificados y cargados de metales

Los residuos mineros están expuestos a meteorización química, para la que es necesaria la presencia de agua. Así, las lluvias conllevan oxidación de piritas en residuos mineros, generando DAMs. Estas aguas de drenaje son muy ricas en sulfatos, hierro y otros muchos metales y metaloides. Las aguas de los DAM pueden infiltrarse en suelos y contaminar aguas subterráneas (como hemos visto anteriormente), pero también circulan como aguas de escorrentía contaminando numerosos cauces en la FPI. Ej., Da Silva et al. (2005, 2009) analizaron DAM con pH entre 1.9-2.9 en la Mina de Lousal y encontraron concentraciones de 9249-20700 mg SO₄²⁻/L, 959-4830 mg Fe/L, 136-624 mg Al/L y altas concentraciones de Cu, Pb, Zn, Cd y As.

5.2.1. Las aguas contaminadas de los ríos Tinto y Odiel

Los ríos Tinto y Odiel son los más estudiados respecto a la contaminación minera en la FPI. España et al. (2005a) analizaron en 2003-2004 64 vertidos ácidos de 25 minas que drenan a la Cuenca del Río Odiel. Estos efluentes mineros fueron muy ácidos (pH 1.4-4.0) con contenidos extremos de sulfato (hasta 44 g/L) y metales (por ejemplo, hasta 7.7 g Fe/L, 2.6 g Al/L o 1.4 g Zn/L). Así, como consecuencia de la oxidación de sulfuros en residuos mineros, los ríos Tinto y Odiel son muy ácidos ($1.5 < \text{pH} < 3.9$) y presentan altas concentraciones de sulfatos (hasta 1190 mmol/L) y hierro disuelto (hasta 420 mmol/L) (Egal et al. 2008). De la Torre et al. (2011) estudiaron las aguas del Río Tinto y llegaron a la conclusión de que el Río Tinto está muy contaminado por DAM en todo su recorrido, destacando que los valores de concentración de As aportados al Río Tinto en las fuentes generadoras, con valores medios de 640 µg/L, y con un máximo de 1540 µg/L, superan ampliamente los 10 µg/L, valor establecido por la UE como concentración máxima permisible en el agua potable por su alta ecotoxicidad.

En total, los ríos Tinto y Odiel transportan enormes cantidades de contaminantes procedentes de zonas mineras, cuya cantidad y distribución espacial están relacionados con las lluvias (Sainz et al. 2004, Galván et al. 2016). Según las estimaciones de Braungardt et al. (2003), los flujos brutos de metales de los ríos Tinto y Odiel fueron importantes a escala global y ascendieron, por ejemplo, al 8.1 % y al 1.6 % de los flujos fluviales mundiales estimados de Zn y Cu disueltos, respectivamente. Sainz et al. (2004) llegaron a medir descargas máximas diarias de 72475 kg de metales a la Ría de Huelva, de los cuales 1481 kg fueron de As, 470 kg de Pb y 170 kg de Cd. Es decir, las aguas que llegaron a la Ría de Huelva presentaban una elevada toxicidad. En la situación más frecuente (el 77 % de los días), el Río Odiel vertía el 90-100% del agua dulce que recibía la Ría de Huelva. Pese a ello, las altas concentraciones de metales en el Río Tinto provocaban que éste vertiera el 12.5 % del total de metales disueltos a la Ría de Huelva. Según Olías et al. (2006), los ríos Tinto y Odiel transportaron en disolución entre 1995/96 y 2002/03: 7900 Tn Fe/año, 5800 Tn Al/año, 3500 Tn Zn/año, 1700 Tn Cu/año, 1600 Tn Mn/año, y cantidades menores de otros metales. Estos valores representaban el 60% del flujo bruto global de Zn disuelto transportado por los ríos al océano y el 17 % del flujo bruto global de Cu disuelto; estimaciones muy superiores a las realizadas anteriormente (Braungardt et al. 2003). Sarmiento et al. (2009) estimaron que la carga de As (III) transportada por los ríos Tinto y Odiel al Océano Atlántico fue de 60 kg As/año y 2.7 Tn As/año, respectivamente. Llama

la atención que el Río Odiel transporte la forma de As más tóxica mucho más que el Río Tinto. Solo en octubre de 2005, el Río Tinto acarreó alrededor de 8100 Tn de SO₄, 1300 Tn de Fe, 400 Tn de Al y 100 Tn de Zn y Cu al Océano Atlántico, poniendo de relieve la importancia de los procesos de lavado de sales evaporíticas solubles (ver más adelante) (Cánovas et al. 2010). La carga de contaminantes disueltos en el Río Tinto durante el año hidrológico 2017/18 alcanzó las 5000 Tn Fe, 2600 Tn Al y 680 Tn Zn (Olías et al. 2020).

Estas cifras de cargas contaminantes pueden sorprender por lo elevado, pero se comprenden cuando se analiza el aporte que los ríos Tinto y Odiel reciben desde las minas situadas en sus cuencas hidrográficas. Por ejemplo, solo la Mina de San Telmo aporta al Río Odiel una carga contaminante media de 520 kg Fe/día y 38 kg Zn/día (Fuentes-López et al. 2022). La carga contaminante derivada de las Minas de Tharsis a los cursos de agua circundantes presentan valores medios de 2757 Tn Fe/año y 733 Tn Al/año (Moreno-González et al. 2022).

Diferentes estudios describen el Río Tinto como un río extremadamente contaminado desde su cabecera hasta su desembocadura (Olías et al. 2016, Grande et al. 2018^a, Moreno-González et al. 2020, Olías et al. 2020). Por otro lado, Riera et al. (2017) describen que el Río Odiel en su nacimiento es un río limpio, pero a lo largo de un tramo de 7 km recibe 5 descargas de aguas ácidas de las minas Concepción, San Platón, Esperanza, Poderosa y del Río Agrio (de la Torre et al. 2014). Además de aguas ácidas ricas en sulfuros y metales, los ríos Tinto y Odiel presentan contaminación radioactiva al contener radionucleídos, como ²³⁸U y ²³²Th, disueltos en DAM (Guerrero et al. 2023).

5.2.2. Otros cauces contaminados y menos conocidos de la Faja Pirítica Ibérica

Aunque los ríos más conocidos y estudiados son el Tinto y el Odiel, hay muchos cauces fluviales que están siendo contaminados por explotaciones mineras. En este sentido, tras analizar toda la FPI, Grande et al. (2018c) concluyeron que todas las grandes cuencas hidrológicas (Guadiamar, Tinto, Odiel y Guadiana) se ven afectadas por DAM durante todo el año. Por ejemplo, el Río Meca, afluente del Odiel, está altamente contaminado por DAM procedente del Distrito Minero de Tharsis, transportando al Embalse de Sancho (58 hm³ con pH c. 4.2) una carga contaminante de 8024 Tn SO₄/año, 418 Tn Al/año y 121 Tn Zn/año (Galván et al. 2009). La carga metálica transportada por el Río Meca para el año hidrológico 2009/10 fue de 1933 ± 129 Tn Fe, 990 ± 155 Tn Al y 378 ± 41 Tn Zn (Galván et al. 2012). Por otro lado, el Arroyo Grandola (pH < 2) que discurre a lo largo de 14 km desde la Mina de Caveira muestra altas concentraciones de Al, As, Ca, Cd, Cu, Fe, Hg, Mg, Mn, Ni, Pb y SO₄²⁻ (da Silva et al. 2015).

Es importante destacar al final de este apartado, que la dilución de drenajes ácidos de minas no elimina contaminantes, solo baja su concentración. Tanto es así que esos contaminantes pueden reconcentrarse por evaporación (González-Toril et al. 2011).

5.4. Precipitación de contaminantes

Una vez que los elementos contaminantes están disueltos en DAM pueden seguir disueltos y, por lo tanto, biodisponibles, o precipitar, dejando de estar biodisponibles, al menos temporalmente (Sánchez-Donoso et al. 2021). Las facies o perfiles hidrogeoquímicos del DAM como respuesta a la oxidación e hidrólisis continua del Fe disuelto son: Fe (II)/anóxico, Fe (III)/subóxico y aluminoso/óxico (ej. basaluminita). En este proceso, la mineralogía de los precipitados de Fe está correlacionada con el pH del agua (con jarosita a pH c. 2, schwertmannita a pH 2-4, basaluminita a pH 4-5, y ferrihidrita a pH > 6). La schwertmannita (sulfato hidroxilado e hidratado de hierro con aniones adicionales óxido) parece ser la fase mineral más importante como sorbente de elementos contaminantes (As, Cu, Zn) (Galán et al. 2003, España et al. 2005a, Acero et al. 2006, Egal et al. 2008). Así, una primera precipitación de Fe y otros elementos químicos se da por la oxidación de los drenajes ácidos de mina. Sin embargo, durante esta oxidación también se liberan metales unidos a sulfuros (Pérez-López et al. 2008). Además, las cargas contaminantes son tan altas que aún reteniéndose metales en precipitados, sus concentraciones disueltas siguen siendo elevadas.

5.4.1. Oxidación bacteriana del hierro

La oxidación de DAM está controlada por factores fisicoquímicos y por la actividad bacteriana (Rowe et al. (2007). Por ejemplo, Ferris et al. (2004) encontraron que sedimentos del fondo del Río Tinto contenían abundantes depósitos de bacterias altamente mineralizadas, apuntando a que estos compuestos bacterianos-minerales contribuían a una mayor partición de la fase sólida de los metales disueltos. España et al. (2007a) investigaron la oxidación de Fe (II) en DAM de las minas de Lomero, Esperanza, Tharsis y Poderosa con diferentes pH (1.9-3.1) y concentraciones de hierro (290-1940 mg Fe (II)/L). Las tasas de campo calculadas, entre 5.5×10^{-6} y 4.0×10^{-7} mol por litro en cada segundo, fueron características de la oxidación bacteriana acidófila. La cinética de oxidación del Fe (II) dependió en gran medida de la temperatura del agua. Además de la oxidación del Fe (II) también se produce, en aguas ácidas mineras, la fotorreducción de Fe (III), lo que provoca acumulación de Fe (II) disuelto al mediodía, que juega un papel importante en la bioenergética de comunidades bacterianas (Gammons et al. 2008, González-Toril et al. 2011).

La precipitación de grandes cantidades de Fe en los ambientes de DAM de la FPI lleva a la formación, a lo largo de los cauces, de terrazas de hierro, unas estructuras sedimentarias únicas formadas por procesos orgánicos como inorgánicos (España et al. 2007b). Las bacterias acidófilas no actúan solo en efluentes mineros y cauces fluviales en la FPI. También hay actividad microbiana especialmente interesante en lagos ácidos de minas (González-Toril et al. 2013, van der Graaf et al. 2020).

5.4.2. Precipitación de contaminantes y el pH del agua

La precipitación de diferentes elementos también depende del pH del agua, de manera que hay elementos menos móviles que otros, ya que precipitan a pH más bajos. Es decir, precipitan antes en el proceso de neutralización de DAM conforme este se aleja de su fuente. Así,

esfsdfsafas

elementos como Zn, Cd y Cu suelen estar presentes en forma fácilmente soluble en sedimentos contaminados por residuos mineros (Galán et al. 2003). Muchos cauces fluviales derivados de zonas mineras en la FPI tienen pH muy ácidos, lo que promueve la biodisponibilidad de elementos contaminantes, la cual va disminuyendo conforme sube el pH aguas abajo por coprecipitación/adsorción a Fe y Al (España et al. 2005b, 2006b, da Silva et al. 2009, Delgado et al. 2009, Grande et al. 2010c, 2011, 2016, 2017, Duraes et al. 2017). Los metales presentes en cauces fluviales contaminados por DAM pueden también unirse, además de a Fe (III), a materia orgánica, aunque esto suele tener una importancia marginal (Maia et al. 2012). Recientemente, Santisteban et al. (2019) confirmaron, en un muestreo de 24 h durante época de lluvias, procesos de hidrólisis y precipitación de contaminantes a lo largo de 14165 m del Río Meca que recibe los lixiviados de relaves del Complejo Minero de Tharsis. Igualmente, Grande et al. (2022) describieron el proceso de atenuación de contaminantes mineros para dos cursos de agua mineros en las Minas San Telmo y El Carpio, controlado por diferentes procesos químicos y biológicos, afectados por procesos de disolución, hidrólisis, precipitación y coprecipitación. Los indicadores biológicos estaban dominados por algas de los géneros *Euglena* y *Klebsormidium*, que son muy importantes en los fenómenos de atenuación de contaminantes. Viers et al. (2023) también apuntaron, trabajando en el Río Meca, al papel de las algas en los procesos de atenuación, ya que las algas asimilarían ciertos metales como el Cu, sumándose así a la disminución de la concentración de metales por precipitación de minerales secundarios.

5.5. Atenuación contrastada entre elementos contaminantes

Como hemos visto, diferentes elementos contaminantes disueltos en aguas afectadas por DAM precipitan conforme aumentan los niveles de oxidación y se neutralizan. Sin embargo, el proceso de atenuación afecta de manera desigual a diferentes contaminantes (España et al. 2006b, Riera et al. 2016). Tenemos que tener en cuenta que la precipitación de diferentes elementos está controlada por diferentes factores ambientales. Así, la disolución de As y Zn está controlada fundamentalmente por el pH, mientras que Mn, Cu y Cd están controlados más por el potencial redox en los ríos Tinto y Odiel (Grande et al. 2010c).

Cánovas et al. (2014) estudiaron el Río Tinto registrando, aguas abajo, una disminución en la mayoría de elementos disueltos. Sin embargo, no todos los elementos disminuyeron en la misma medida, e incluso algunos no disminuyeron (por ejemplo, bario (Ba) y Pb). Los elementos Al, Cd, Co, Cr, Cu, Mg, Mn, Ni y Zn se comportaron de forma casi conservadora, afectados solo por dilución, excepto en la parte inferior de la cuenca donde podrían verse afectados por procesos de sorción/coprecipitación. Sin embargo, Fe y As exhibieron un comportamiento no conservador por precipitación y sorción, respectivamente. Por otro lado, Ca, Na, Sr y litio (Li) no se comportaron de forma conservadora, ya que las aguas se enriquecieron en estos elementos por disolución de carbonatos y aluminosilicatos de lechos rocosos. Moreno-González et al. (2020) estudiaron el DAM en la Mina de Tharsis, donde registraron que el Pb era el elemento menos móvil en disolución. Además, As, Cr y vanadio (V) también coprecipitan con el Fe. Duraes et al. (2017) analizaron las aguas ácidas de las Zonas Minera de Lousal, Aljustrel y Sao Domingos. En ellas encontraron mayor movilidad de Zn que de Cu y Pb. En la misma línea, Moreno-González et al. (2022) investigaron DAM en las Minas de Tharsis y encontraron que la precipitación de minerales secundarios de Fe limitaba la movilidad de As y V. Sin embargo, la

concentración de Zn, elemento más móvil, pareció estar controlada por composición original y la edad de los residuos mineros.

5.6. Cuando la dilución y precipitación de contaminantes se ven desbordadas

Los dos grandes procesos de atenuación de la contaminación de las aguas, es decir, la dilución y la precipitación, se ven desbordados por grandes cantidades de contaminantes en muchos cauces fluviales de la FPI. España et al. (2006a) describieron esta situación para el Río Odiel, que nace como un río limpio (pH c. 7). A 20 km de la cabecera y a lo largo de 7 km, recibe 4 vertidos de DAM. A pesar de esta contaminación, el pH del río permanecía casi neutro (pH = 7-8), ya que la alcalinidad del río (108-155 mg/L CaCO_3 eq) neutralizaba la acidez. Posteriormente, el Río Odiel converge con el Río Tintillo (pH = 2.5-2.8), consumiendo toda la alcalinidad del Río Odiel y el pH disminuía hasta c. 3. En consecuencia, las concentraciones de metales disueltos aumentaban desde casi cero a decenas de mg/L hasta la Ría de Huelva.

Además de la contaminación minera recibida de manera habitual por los ríos de la FPI, también hay aportes catastróficos de contaminación debido a accidentes mineros. Por ejemplo, Olías et al. (2019) analizaron el vertido desde el lago ácido de la Mina La Zarza al Río Odiel en Mayo de 2017. Este accidente provocó el vertido de c. 270000 m³ de aguas extremadamente ácidas, con 780 x 10³ kg Fe, 170 x 10³ kg Al, 2.15 x 10³ kg As y grandes cantidades de otros metales, que afectaron a 53 km del Río Odiel. Las concentraciones disueltas de algunos elementos aumentaron hasta 450 veces (ej. 435 mg Fe/L y 0.41 mg As/L). Debido a los bajos valores de pH (c. 2.5), la mayoría de los metales fueron transportados en fase disuelta al estuario. En la zona superior del estuario también se registró un notable incremento (hasta 77 veces) de la contaminación metálica.

Gran parte de la Cuenca del Río Guadiamar resultó contaminada por la rotura de un depósito de residuos mineros el 25 de abril de 1998, lo que provocó bioacumulación de metales en, por ejemplo, cangrejos (Martin-Díaz et al. 2006). Según Romero-Baena et al. (2018), los lodos residuales de pirita siguen liberando contaminantes mineros al suelo en la Cuenca del Guadiamar, de manera que Cd y Zn eran móviles a pH < 6, y As a pH > 8. Este gran vertido de contaminantes mineros debería haber servido para que las empresas mineras y las administraciones públicas competentes (Junta de Andalucía) hubieran aumentado sus controles y acciones preventivas de accidentes en instalaciones mineras. Sin embargo, se produjo, de nuevo, un gran vertido minero incontrolado desde la Mina La Zarza al Río Odiel en 2017.

Como vemos, algunas presas de relaves mineros de la FPI han colapsado. Esto podría servir de alarma para tomar medidas contundentes y evitar nuevos vertidos catastróficos. Sin embargo, muchas de estas presas de relave y lagos de tajo continúan a día de hoy en condiciones inadecuadas. Este es el caso de la Presa de Relaves de Almagrera en la Mina Sotiel-Coronada, construida sobre una falla tectónica y cuyo peligro está documentado por desechos liberados después de una fuerte tormenta (Álvarez-Valero et al. 2009).

5.7. Estacionalidad del clima mediterráneo y contaminación minera

A pesar de la precipitación de muchos metales conforme aumenta la oxidación y el pH, algunos elementos precipitados pueden resolubilizarse, volviendo a estar biodisponibles. Esta dinámica de precipitación / resolubilización depende, en gran parte, de la marcada estacionalidad del clima mediterráneo que afecta a la FPI. En verano, se forman depósitos de sales eflorescentes de SO_4 con Mg-Fe-Al ricas en metales. La precipitación de estas sales se da por mayores tasas de evapotranspiración y actividad microbiana a temperaturas altas en verano (Montes-Botella & Tenorio 2003, Olías et al. 2004, España et al. 2005a, Sobron et al. 2009, Arranz-González et al. 2021). Estas sales son lavadas en otoño cuando llueve, removilizando contaminantes altamente biodisponibles como sulfatos, Fe, As, Cd, Cu, Mn, Pb y Zn (Olías et al. 2004, de la Torre et al. 2009, Cánovas et al. 2010, 2012, González et al. 2012, Valente et al. 2013, Cánovas et al. 2019b). Este proceso de precipitación y redisolución de las sales se repite estacionalmente, lo que provoca una autoalimentación anual de la fracción biodisponible con gran potencial contaminante de cursos fluviales (Pérez-López et al. 2008).

Braungardt et al. (2003) registraron las máximas concentraciones de contaminantes en los ríos Tinto y Odiel (pH 2.2-3.6) durante otoño y principios de invierno (ej. Río Tinto: 460-856 μM Cu) y más bajos a finales del invierno, primavera y verano (121-175 μM Cu). Cánovas et al. (2010) describieron en el Río Tinto cómo después del primer evento de lluvias tras el verano, en octubre de 2005, hubo un fuerte enriquecimiento de As y en menor medida en Fe, Cr y Pb, debido a la redisolución / transformación de oxihidroxisulfatos de Fe. Sin embargo, durante el tercer evento de lluvias, las sales de sulfato evaporítico se agotaron y se observó una disminución en la mayoría de las concentraciones de elementos. Debemos tener en cuenta que los ríos mediterráneos transportan la mayor parte del agua, partículas en suspensión y contaminantes disueltos durante y justo después de lluvias (Nieto et al. 2013, Moreno-González et al. 2020, Olías et al. 2020).

Las primeras lluvias de otoño disuelven las sales evaporíticas acumuladas durante el verano y empeora la calidad de las aguas, pero en muchas zonas de la FPI las mayores concentraciones de contaminantes se registran en verano, debido a la concentración de contaminantes por la evaporación y a una mayor oxidación de residuos de pirita y minerales secundarios por temperaturas elevadas (Delgado et al. 2009, Sarmiento et al. 2009, 2012, da Silva et al. 2015, Moreno-González et al. 2020, Dávila et al. 2021, Moreno-González et al. 2022). En este sentido, Ferris et al. (2004) y Allman et al. (2021) caracterizaron, en las cabeceras del Río Tinto, charcos con agua salada (pH 1.9) con niveles notablemente más altos de Fe, Mg, S, Si y Al en comparación con el agua de arroyos (pH c. 2.7).

Gomes & Valente (2024) acaban de analizar efluentes de minas abandonadas en la FPI. Así, la mayoría de los sitios muestreados presentaron un riesgo ecológico potencial fuerte, muy fuerte e incluso extremo. Estos autores señalan que la región sufre ya escasez de agua y prevén un empeoramiento de la calidad de las aguas en la FPI debido a la combinación de contaminación minera con disminución de lluvias y aumento de la evapotranspiración debido al cambio climático.

La precipitación, como la dilución, no elimina contaminantes del ecosistema fluvial. Los contaminantes precipitados se remobilizan en suspensión durante grandes avenidas fluviales (Ferris et al. 2004, Cánovas et al. 2012, Olías et al. 2020, Ferreira et al. 2021). Además de remobilizarse como partículas en suspensión, los contaminantes precipitados también pueden volver a disolverse, si cambian las condiciones ambientales (Masbou et al. 2020, Sánchez-Donoso et al. 2021). Maia et al. (2012) estudiaron los procesos geo-químicos en DAM en la Ribeira da Agua Forte en la Zona Minera de Aljustrel. Este arroyo ácido (pH 3.9-4.5) fluye a lo largo de poco más de 10 km y se mezcla con aguas residuales reducidas, ricas en materia orgánica y de alto pH (8.4). Este aporte de aguas residuales produce 2 resultados diferentes dependiendo de la estación. En invierno, el flujo de agua ácida es continuo y se produce una mezcla efectiva de aguas, provocando precipitación del Fe. Los niveles de precipitación con oxihidróxidos fueron del orden del 60-70 % para Pb, 50 % para Cu y 30-60 % para Zn. Sin embargo, en verano, el drenaje ácido se interrumpe y las aguas residuales reductoras disuelven hidróxidos e hidroxisulfatos de Fe sedimentados, liberando metales en solución.

6. Contaminación minera en embalses no mineros

Como en el caso de las aguas subterráneas, llama la atención que no haya más artículos publicados en revistas internacionales sobre la contaminación que afecta a los embalses no mineros en la FPI. Además, la mayoría de las publicaciones existentes se centran en un solo embalse, el Embalse del Sancho, mientras que embalses claves para el riego y el suministro a núcleos urbanos, como los embalses del Chaza y el Piedras, han recibido muy poca atención, si alguna. Aunque la Cuenca Hidrográfica del Río Piedras no se encuentra afectada por explotaciones mineras importantes de manera directa, el Embalse del Piedras recibe aguas, a través de un canal, del Embalse del Chanza situado en una cuenca hidrográfica altamente impactada por minería.

Como hemos visto hasta ahora, los residuos mineros y los suelos contaminados adyacentes son lavados por aguas de lluvia y afloramientos de aguas subterráneas. Estas aguas muy ácidas y contaminadas con sulfatos, metales y metaloides, pueden acumularse temporalmente en lagos de tajo y lagunas mineras, pero habitualmente circulan en forma de aguas de escorrentía y efluentes mineros. Rápidamente, debido a las altas pendientes de la mayoría de las zonas mineras de la FPI, estas aguas de escorrentía llegan a cauces fluviales temporales o permanentes y circulan por ellos, contaminándolos, a pesar de los procesos de atenuación de contaminación. En muchos casos las aguas de los cauces fluviales llegan a embalses. A nadie se le escapa que la descarga de DAM en un embalse con uso de riego, industrial o para abastecimiento humano puede afectar gravemente la calidad del agua para tales usos. ¿Qué ocurre con los contaminantes derivados del DAM en los embalses de la FPI?

Para contestar a esta pregunta, Grande et al. (2013b) analizaron la calidad del agua de todos los principales embalses y balsas mineras en la FPI y llegaron a la conclusión de que todos superaron las concentraciones máximas establecidas por la Directiva de Agua Potable (75/440/CEE) para la mayoría de los parámetros determinados. Mn, Cd, Pb, Fe y Al destacaron por presentar valores que superaban los límites en porcentajes más altos. Los valores promedio más bajos de pH y las mayores concentraciones de metales y sulfatos se registraron en las

sdddD

Marismillas, Aguas Ácidas, Gossan, Andévalo-Cobica, Cueva de la Mora, Andévalo-Chorrito, Sancho y Olivargas, los embalses más afectados por el DAM.

6.1. El Embalse del Sancho, un embalse acidificado

El Embalse del Sancho fue construido en 1962 y recibe aguas contaminadas por DAM del Río Meca. Cánovas et al. (2016) investigaron las tendencias de acidificación del agua de este embalse en los últimos 20 años. La acidez (pH 3-5) y las altas concentraciones de metales disueltos (ej. 4.4 mg Al/L, 2.1 mg Mn/L, 1.9 mg Zn/L), junto con el gran volumen almacenado (entre 37-55 Hm³), convierten a este embalse en un caso extremo de contaminación de aguas superficiales a nivel mundial. La acidificación fue progresiva desde 2003, y especialmente notable desde 2007. El aumento de la acidez se originó por el mayor aporte de metales y acidez tras el cese de explotación en 2001. Esta tendencia no se detectó en el Río Meca debido a su gran variabilidad hidrológica e hidroquímica, propia del clima mediterráneo. La acidificación desde pH 4-5 a 3-4 se produjo más tarde que el aumento de sulfatos y metales, debido al amortiguamiento del pH por parte del Al. Según la modelización realizada, la tendencia a la acidificación continuará si persiste la presión del DAM, hasta alcanzar pH c. 2.5. De la Torre et al. (2015) midieron leves aumentos del pH por dilución (lluvias) y por sorción por oxihidroxisulfatos de Fe, que precipitaron como consecuencia del mencionado aumento del pH, conllevando una reducción en la concentración de metales. Aún así, el efecto de dilución no fue suficiente para neutralizar los aportes provenientes de la actividad minera (Cerón et al. 2014).

Grande et al. (2015) registraron en el Embalse de Sancho una clara estratificación de temperatura, pH, conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, y cargas de metales y sulfatos asociadas con la profundidad. Así, las cargas metálicas aumentaron cerca del fondo. Esta estratificación térmica incluye al Embalse del Sancho en el grupo de lagos monomícticos (lagos cuyas aguas se mezclan una vez al año) (Cerón et al. 2014). En verano, cuando el Embalse estaba estratificado térmicamente, Torres et al. (2016) registraron que la oxidación del Fe era el principal factor responsable del agotamiento de oxígeno en el hipolimnion (fondo del embalse). El pH disminuyó debido a la precipitación de schwertmannita y la liberación de H⁺, favoreciendo la disolución de hidróxidos de Al e hidroxisulfatos en la superficie del sedimento. Así, el aumento de Al disuelto fue el principal contribuyente a la acidez de la columna de agua (Grande et al. 2015, Corzo et al. 2018). Las tasas de mineralización aeróbica de materia orgánica y oxidación de compuestos inorgánicos reducidos aumentaron en condiciones óxicas, cuando el embalse no estaba estratificado térmicamente más allá de la época estival (Corzo et al. 2018). Además, el CO₂ disuelto era uno de los nutrientes limitantes debido a las pérdidas por alta acidez (pH c. 3.5) (Torres et al. 2016).

Parte de los metales precipitados en el fondo del embalse fueron removilizados en la columna de agua durante la estación óxica por la redisolución de la schwertmannita. Esto provocaba la liberación de Fe y As a la columna de agua. La mayor parte de los contaminantes quedaron disueltos (Torres et al. 2013), moviéndose a 1 cm/s desde la cola del Embalse hasta su presa (de la Torre et al. 2017).

Finalmente, dos estudios han comparado las condiciones del Embalse del Sancho con otros embalses en la FPI. Valente et al. (2016) compararon 4 embalses que almacenan agua para diferentes usos: 2 presas mineras (Gossan y Aguas Acidas), un embalse de uso industrial (Sancho), y uno con agua utilizada para abastecimiento humano (Andévalo). El orden de contaminación por cargas metálicas fue: Aguas Acidas > Gossan > Sancho > Andévalo. Más recientemente, Olías et al. (2022) compararon 2 embalses no afectados por aguas ácidas de mina (Jarrama y Corumbel), 2 embalses con niveles intermedios de contaminación (Andévalo y Olivargas) y 1 embalse altamente contaminado (Sancho). Los embalses no afectados por aguas ácidas de mina presentaron pH c. 7 y concentraciones muy bajas de sulfatos (< 12 mg/L). Los embalses con niveles intermedios de contaminación también tenían pH c. 7, pero el contenido de sulfatos era mayor (c. 60 mg/L). En el caso de Olivargas, las concentraciones de algunos metales fueron relativamente altas, especialmente Cd y Zn. El Embalse del Sancho presentó un pH medio de 3.6 y un nivel de contaminación muy elevado, con altas concentraciones de sulfatos (promedio 184 mg/L) y metales tóxicos (ej. Al, Cd, Cu, Fe, Zn).

6.2. Alcolea, ¿un nuevo embalse acidificado y contaminado?

En 2014, comenzó la construcción del Embalse de Alcolea en el Río Odiel, principalmente para uso agrícola, con una capacidad de almacenamiento de 274 Hm³ y un presupuesto inicial c. 164 millones de euros. Esta construcción se detuvo en 2017, pero actualmente hay una fuerte presión por parte de regantes para retomarla. Debido a las condiciones del Río Odiel en esta zona (pH < 4 y altas concentraciones de metales), existe una gran incertidumbre sobre la calidad del agua que almacenaría este embalse. Olías et al. (2011, 2022) lo tienen claro en función de los conocimientos adquiridos analizando las aguas en la zona del Embalse de Alcolea y en el estudio del Embalse del Sancho. Según sus estudios, el agua del Embalse de Alcolea sería ácida y nada útil. De hecho, las condiciones en el Embalse de Alcolea serían similares o peores que las del Embalse de Sancho según la concentración de sulfatos. Por lo tanto, apuntan que no parece prudente acabar de construir este embalse que requiere una gran inversión económica y tendrá un enorme impacto socioambiental. Además, estiman que para asegurar una buena calidad del agua en el Embalse de Alcolea sería necesario eliminar el 70% de los vertidos ácidos en la Cuenca del Río Odiel.

6.3. El Embalse del Andévalo, un embalse en riesgo de acidificación

El Embalse del Andévalo, situado aguas arriba del Embalse del Chanza, recibe vertidos de aguas ácidas cargadas de metales procedentes de varias minas. Por ejemplo, el Arroyo Chorrito lleva aguas muy ácidas con altas concentraciones de sulfatos y metales provenientes de la Mina Herrerías. Además, el Arroyo Higuera también está contaminado con aguas ácidas y metales posiblemente debido a procesos de drenaje ácido de rocas en su cuenca de drenaje inducidos por afloramientos rocosos (Grande et al. 2005).

Las mayores concentraciones de metales y sulfatos en el Embalse del Andévalo se presentan en octubre, coincidiendo con las primeras lluvias. El vertido de aguas ácidas de mina con su correspondiente carga metálica al Embalse del Andévalo supone, en un solo año hidrológico, más de 6000 Tn sulfatos, c. 600 Tn Fe y 1 Tn As, de especial relevancia para la calidad

DSDADADA

hidroquímica de las aguas almacenadas. Cuando llegan a la presa, estos metales precipitan, ya que el pH del agua es c. 7, y permanecen latentes en el sedimento del fondo mientras no cambie la composición química del agua (Grande et al. 2010a). De esta manera, los metales precipitados podrían removilizarse en la columna de agua si esta se acidificase debido, por ejemplo, a una disminución del nivel por sequía y/o un mayor aporte de aguas contaminadas. En este sentido, hay que destacar que Valente et al. (2016) ya registraron valores de pH entre 2.3-6.2 en el Embalse del Andévalo.

En la FPI, hay embalses menos contaminados que los del Sancho y el Andévalo, pero que aún así son un riesgo de contaminación importante. Por ejemplo, Galván et al. (2021) analizaron el Embalse del Río Olivargas que recibe lixiviados ácidos, principalmente del afluente Arroyo Los Peces (pH promedio de 2.8 y concentraciones de hasta 736 mg Zn/L y 291 mg Al/L) que aporta hasta 65 Tn Zn/año. Aún así, el pH del Embalse del Olivargas permanecía neutro ya que el volumen de agua ácida de mina vertida era relativamente bajo. En estas condiciones, la mayoría de los metales (especialmente Al y Fe) formaban precipitados en los sedimentos, mostrando concentraciones disueltas bajas (0.2 mg Al/L, < 0.1 mg Fe/L). Sin embargo, algunos elementos potencialmente tóxicos, como el Zn y el Cd, permanecían disueltos, superando las concentraciones límite marcadas por la legislación medioambiental.

6.4. Un coctel de contaminaciones

Muchos contaminantes de diferentes fuentes tienden a solubilizarse en agua, por lo que son transportados por los cauces fluviales aguas abajo y pueden acabar acumulados en embalses. Este es el caso de la acidez, los sulfatos y los metales y metaloides derivados del DAM, pero no solo de estos contaminantes. Palma et al. (2015) estudiaron el Embalse de Alqueva en la Cuenca del Río Guadiana. Encontraron que la mayoría de los metales estaban en las fracciones oxidable y residual, es decir, escasamente biodisponibles. Sin embargo, el Cd presentó un riesgo alto de contaminación, mientras que el Pb, As y Zn mostraron un riesgo medio. Pero lo más importante fue que hubo zonas en este embalse de altísimo riesgo de contaminación relacionadas con altas concentraciones de As total y, en menor medida, de Pb y Cd, asociadas a DAM. Esta contaminación minera se sumaba a vertidos de aguas residuales y escorrentías de productos fitosanitarios procedentes de campos agrícolas. Además, Blasco et al. (2016) estudiaron las concentraciones de Po-210, un isótopo del polonio extremadamente tóxico para humanos, en embalses mineros y no mineros en la FPI. Encontraron que la acidez (pH < 3) provocada por el DAM aumentaba la biodisponibilidad del Po-210. Como vemos, en los embalses de la FPI se genera un coctel muy contaminante que ejemplifica que la contaminación minera puede interactuar con otros tipos de contaminantes, agravando el deterioro ambiental. Sin embargo, los estudios que abordan esta problemática de contaminación de múltiples fuentes son prácticamente inexistentes en la FPI.

Además de la problemática derivada de la contaminación del agua y los sedimentos de los embalses, también existe un problema de colmatación en los mismos. Así, como hemos visto, cuando los cursos de agua afectados por DAM llegan a embalses, parte de la carga metálica disuelta precipita y se acumula en el fondo. La colmatación de embalses puede afectar a la pérdida de capacidad de almacenamiento de agua y al funcionamiento como ecosistemas acuáticos (Santisteban et al. 2015a).

7. Contaminación minera en estuarios

Como hemos visto, en las aguas de DAM que no se infiltran y no se evapotranspiran van acidez, sulfatos, metales y metaloides aguas abajo por cursos fluviales y embalses hasta llegar a la zona de los ríos influenciadas por las mareas, los estuarios. Las aguas pueden ir neutralizándose y los contaminantes pueden ir diluyéndose y precipitando en este flujo empujado por la gravedad. Aún así, muchos contaminantes llegan a los estuarios situados aguas abajo de la FPI: el Estuario del Guadalquivir, el Estuario conjunto de los Ríos Tinto y Odiel (también conocido como Ría y Estuario de Huelva), el Estuario del Río Piedras y el Estuario del Río Guadiana. Cabe destacar que casi todas estas zonas estuarinas están protegidas como Parajes Naturales y Reservas Naturales en la Red de Espacios Protegidos de Andalucía, y algunas son lugares RANSAR de protección de humedales y Reservas de la Biosfera de la UNESCO o transitan por el Parque Nacional de Doñana ¿Qué sucede con contaminantes de origen minero cuando llegan a estuarios?

7.1. Precipitación de contaminantes mineros en la Ría de Huelva

Los ríos Tinto y Odiel transportaron enormes cantidades de metales disueltos a la Ría de Huelva desde febrero de 2002 a septiembre de 2004. Estos metales y metaloides generalmente se hundían en los sedimentos estuarinos debido a cambios de pH y salinidad. El aumento de la salinidad en el estuario favorece la adsorción de metales y su precipitación (Elbaz-Poulichet et al. 2000, Braungardt et al. 2003, Nieto et al. 2007). Achterberg et al. (2003) y Asta et al. (2015) estudiaron el gradiente ambiental Río Tinto-Ría de Huelva y constataron que, aunque las concentraciones de metales fueron muy elevadas en las fases disuelta y particulada, los metales disueltos fueron dominantes; constituyeron más del 99% del metal total en la columna de agua en la parte superior del estuario ($\text{pH} < 3$). De la Torre et al. (2010) comprobaron que el efecto de la marea en la parte superior del Estuario del Río Odiel provocaba una variación del pH (2.5-4.4) que precipitaba hidróxido de Fe y la coprecipitación de otros metales.

Hierro et al. (2014a) muestrearon en la Ría de Huelva y encontraron que el pH era el principal parámetro de control de concentraciones de metales durante la mezcla estuarina. Así, las concentraciones de elementos disueltos se atenúan a medida que aumentaba el pH, especialmente durante el verano. La disminución en las concentraciones de Fe y Al osciló entre 80-100 %. Los procesos de coprecipitación / adsorción también eliminaron entre el 60-90% de Co, Cu, Mn, Pb, Zn y talio (Tl) disueltos y cerca del 60 % de Cd y Ni. Por otro lado, As y U permanecieron disueltos debido a la formación de carbonatos de U y especies solubles de As. Las concentraciones de As permanecieron elevadas en el estuario exterior (promedio = 48 $\mu\text{g/L}$), lo que excedía las concentraciones presentes en el Río Tinto. En la misma línea, Hierro et al. (2014b) registraron que Mn y Co entraron en sorción a $\text{pH} > 6$. El Cd se comportó de forma conservadora (es decir, continuó en disolución) y el Ni estuvo ligeramente afectado por sorción en el Estuario del Río Tinto (pH entre 4.4 con marea baja y 6.9 con marea alta). Recientemente, Packman et al. (2023) registraron un comportamiento conservador del Cd disuelto en la Ría de Huelva y un comportamiento del Zn no conservador, con la eliminación del 49-97% del Zn fluvial disuelto en el estuario.

Además de la precipitación de contaminantes disueltos, también se da la sedimentación de partículas de grano fino en el Estuario de los ríos Tinto y Odiel. Así, estos ríos aportan al Estuario importantes proporciones de partículas de grano fino altamente enriquecidas en metales asociados a sulfuros. La mayoría de estos sedimentos quedan atrapados cuando las aguas de los ríos llegan al estuario debido a procesos de floculación, por lo que el estuario actúa como un almacén de contaminantes metálicos (Caliani et al. 1997).

7.2. Sedimentos muy contaminados en la Ría de Huelva

Los sedimentos estuarinos en la Ría de Huelva se componen principalmente de cuarzo detrítico, illita, caolinita, feldespatos, carbonatos y minerales pesados derivados de cuencas fluviales y erosión costera, con componentes biogénicos (calcita y aragonita) y minerales autigénicos menores (pirita y, posiblemente, yeso) (Caliani et al. 1997, Galán et al. 2003). Debido a la precipitación y sedimentación de contaminantes, los sedimentos del Estuario de los ríos Tinto y Odiel están severamente contaminados con metales y metaloides (como As, Cd, Cu, Pb y Zn) en algunas zonas, donde las concentraciones de metales están varios órdenes de magnitud por encima de los niveles de fondo (Galán et al. 2003, López-González et al. 2006, Borrego et al. 2013, Lecomte et al. 2017, Fernández-Caliani & Grantcharova 2021, Cobelo-García et al. 2024). Aunque los sedimentos estuarinos estaban muy cargados de metales, estos sedimentos eran potencialmente menos reactivos que en el ambiente fluvial aguas arriba porque concentraciones importantes de metales estaban inmovilizadas en la estructura cristalina de minerales (Galán et al. 2003, Nieto et al. 2007). Las mayores concentraciones asociadas a fracciones intercambiables o lábiles fueron para Zn (85 % de la concentración total), Cd (76 %), Fe (58 %), Cu (41 %), Pb (37 %) y As (34 %) (López-González et al. 2006). La concentración de metales en los sedimentos de la Ría del Tinto aumentó hacia el mar, alcanzando las mayores concentraciones en la confluencia de las rías del Tinto y Odiel (Rosado et al. 2016b).

Martin-Diaz et al. (2006) utilizaron hembras del cangrejo *Carcinus maenas* para evaluar la biodisponibilidad de metales en sedimentos de tres estuarios españoles y comprobaron que la bioacumulación de Cu (548.90 mg/kg) se asociaba al vertido de aguas ácidas en la Ría de Huelva. Martin-Diaz et al. (2008) evaluaron el grado de toxicidad en sedimentos de los puertos de Cádiz, Huelva, Pasajes y Bilbao en el cangrejo *Carcinus maenas* y la almeja *Ruditapes philippinarum*. Sus resultados mostraron una importante acumulación de contaminantes y lesiones histopatológicas por As, Pb y Zn en sedimentos del Puerto de Huelva. En la misma línea de bioensayos de toxicidad, Ramos-Gomez et al. (2011) constataron que sedimentos de la Ría de Huelva provocaban estrés oxidativo en el poliqueto *Arenicola marina* por presencia de metales.

Recientemente, Fernández-Caliani (2023) describieron, por primera vez, la presencia del mineral tamarugita (un sulfato hidratado de Na y Al) en Las Marismas de los ríos Tinto y Odiel. La presencia de tamarugita es un indicador de degradación ambiental en marismas costeras. En este sentido, Dávila et al. (2019) encontraron concentraciones de metales comparables con las de los escombros de las minas aguas arriba, e incluso superiores para Fe y As en sedimentos del Estuario de los ríos Tinto y Odiel. Barba-Lobo et al. (2024) califican la presencia de la mayoría de elementos procedentes de DAM en la Ría de Huelva como contaminación grave.

7.3. Contaminantes que precipitan y después se resolubilizan

Los metales retenidos en los sedimentos del Estuario de los ríos Tinto y Odiel pueden disolverse, de nuevo, en la columna de agua o permanecer inmóviles en la fracción residual. Elementos como el Cd, Zn y Cu acumulados en sedimentos estuarinos pueden entrar fácilmente en disolución, haciéndose biodisponibles (Beltrán et al. 2010, Cánovas et al. 2020, 2022). De hecho elementos como el U y el Cu se redisoluyen a $\text{pH} > 6$ y el Zn a $\text{pH} > 6.5$ (Hierro et al. 2013, Hierro et al. 2014b). Este proceso de redisolución quedó recogido en la zonación estuarina realizada por Carro et al. (2011) y Grande et al. (2013a), quienes dividieron el Estuario de los ríos Odiel-Tinto en 3 grandes zonas: Una zona aguas arriba con agua ácida y precipitación de fases sulfatadas durante el inicio del proceso de neutralización en ausencia de mezcla inducida por sales, una zona intermedia ($\text{pH} 4.5\text{-}7.0$) donde precipitaban metales por neutralización ácida y mezcla salina, y una zona próxima a la desembocadura donde el agua era ligeramente básica y las sales marinas producían una redisolución de algunos elementos. La ubicación espacial y la extensión de estas zonas estuarinas variaba interanual y estacionalmente dependiendo del volumen de descarga fluvial.

Pérez-López et al. (2023) trabajaron, recientemente, en experimentos de laboratorio con mezclas de agua de mar, simulando los procesos que ocurren en el Estuario de Huelva. Las concentraciones de Al, Fe, As y Cu en las soluciones de mezcla disminuyeron al aumentar el pH. La precipitación de schwertmannita a $\text{pH} 2.5\text{-}4.0$ condujo a la eliminación total de Fe (III) y As. Posteriormente, las soluciones empobrecidas en Fe comenzaron a controlarse mediante la precipitación de basaluminita a $\text{pH} 4.5\text{-}6.0$, que actuó como sumidero de Al y Cu. Sin embargo, a medida que aumentó el pH, la schwertmannita liberó el As previamente retenido. Además, S, Zn, Cd, Ni y Co se comportaron de manera conservadora sin participar en los procesos de precipitación. La redisolución de elementos contaminantes a $\text{pH} > 6.5$ condujo a altas concentraciones de metales en la zona baja de la Ría del Tinto, de manera que Rosado et al. (2015) la clasificaron como muy degradada según un índice de degradación ambiental. Torre et al. (2019) comprobaron que las tasas de fertilización y el desarrollo larval de erizos de mar se vieron afectados por la exposición a aguas de lavado de sedimentos del Estuario de Huelva. En vista de estos resultados, estos autores concluían que la zona de la Ría de Huelva muestra una contaminación crónica en Zn y Cu susceptible de provocar efectos adversos sobre el ecosistema costero.

7.4. Contaminación minera en el Estuario del Guadiana

La abundancia de estudios sobre contaminantes mineros en el Estuario de los ríos Tinto y Odiel destaca con los pocos estudios realizados en otros estuarios del Golfo de Cádiz que también están afectados por contaminación minera, aunque en menor grado que el del Tinto-Odiel. Como en el Estuario de los ríos Tinto y Odiel, Delgado et al. (2009) registraron que también se produce una importante reducción de carga contaminante en la Ría del Guadiana como consecuencia del proceso de mezcla con agua de mar por dilución y precipitación por aumento de pH. Esta precipitación conllevó que los contaminantes (As, Cd, Cu, Pb, Ni y Zn) se acumularan en los sedimentos con altas concentraciones en todo el estuario. El análisis de la distribución de tierras raras mostró la existencia de 2 zonas de decantación por floculación

relacionados con períodos de sequía e inundaciones en el Estuario del Guadiana (Delgado et al. 2012). Así, los factores de enriquecimiento para estos elementos indicaron una notoria contaminación minera histórica difusa asociada con el DAM generado en las zonas internas de la cuenca (Delgado et al. 2009). Sin duda, la Ría del Guadiana muestra menores niveles de contaminación que el Estuario de los ríos Tinto-Odiel (Borrego et al. 2013), pero los resultados de Delgado et al. (2009) llevan a repensar la Ría del Guadiana como un ambiente tradicionalmente considerado "no contaminado". De hecho, los sedimentos del Estuario del Guadiana contienen compuestos reactivos (incluidas sales sulfatadas solubles, oxihidróxidos de Fe-Mn, materia orgánica y piritita) capaces de retener metales que, posteriormente, pueden liberarse. Así, As, Cd, Cu, Mn, Pb y Zn presentaron fracciones móviles elevadas respecto al contenido total de metales (41, 100, 57, 53, 70 y 69 %, respectivamente). Los índices de riesgo ambiental calculados demuestran un riesgo ecológico de moderado a considerable para casi todo el Estuario del Guadiana, asociado principalmente con DAM en FPI. Esta contaminación minera se suma a la contaminación proveniente de vertederos industriales y urbanos, y del intenso tráfico rodado en el puente internacional (Delgado et al. 2011). Se trata de un cóctel de contaminaciones de diferentes fuentes, como vimos en los embalses aguas arriba.

7.5. Cambio climático, subida del nivel del mar y contaminantes

Debido al cambio climático, el nivel del mar está subiendo cerca de 4 cm/década en el Golfo de Cádiz y sigue acelerándose (NOAA 2018). Esto está provocando que zonas fluviales contaminadas por DAM que antes no se inundaban por mareas se inunden ahora. En este escenario, Kerl et al. (2023) tomaron muestras de sedimentos a lo largo del Río Odiel para evaluar, en experimentos de laboratorio, el riesgo de movilización de metales en escenarios climáticos futuros. La posible movilización de metales mostró que los estándares de calidad del agua para As, Pb, Zn, Ni, Cu y Cd podrían excederse en caso de inundaciones por subida del nivel del mar. Estos autores identificaron que los factores impulsores de la movilidad de cationes y aniones eran el pH con bajas salinidades y la desorción (liberación desde una superficie de retención) competitiva con altas salinidades. Si los sedimentos ácidos se inundasen con agua de mar, en un principio, aumentaría la movilización de contaminantes, ya que la salinidad baja inicial mejoraría la ya alta movilización de cationes en condiciones de pH ácido. En este sentido, la carga contaminante almacenada es tan alta que su movilización por la subida del nivel del mar podría durar más de 1000 años para elementos como As, Pb y Al. Sin embargo, las inundaciones a largo plazo con agua de mar acabarían neutralizando el pH de los sedimentos, limitando la movilización de cationes.

8. Contaminación minera en el Golfo de Cádiz

Los contaminantes mineros de la FPI que no son retenidos en las zonas mineras, ni a lo largo de cauces fluviales, en embalses o en estuarios, acaban saliendo al Océano Atlántico en el Golfo de Cádiz. Sin embargo, muy pocas publicaciones han estudiado la contaminación minera en la plataforma continental del Golfo de Cádiz.

Caliani et al. (1997) registraron que, aunque los sedimentos de la plataforma continental del Golfo de Cádiz muestran niveles de concentración de metales cercanos a valores de fondo,

ddd<c<

eventualmente emergía una columna metálica desde el Estuario de los Ríos Tinto y Odiel hacia el Océano Atlántico. En consecuencia, detectaron localmente concentraciones elevadas de metales en la plataforma continental interior. En este sentido, Galván et al. (2013) evaluaron que desde el Estuario de los Ríos Tinto y Odiel salieron al Océano Atlántico en el año hidrológico 2009/10 (especialmente húmedo): 257534 ± 13464 Tn sulfato/año, 13259 ± 1071 Tn Al/año, 4265 ± 242 Tn Zn/año, 2532 ± 146 Tn Mn/año, 1738 ± 136 Tn Cu/año, y cantidades menores de otros elementos. Así, los ríos Tinto y Odiel pueden considerarse los mayores contribuyentes de contaminantes mineros a los océanos del mundo. Fruto de esta descarga contaminante, Ruiz et al. (2014) encontraron niveles de contaminación entre altos a muy altos para Zn, Pb y Cu en la plataforma continental cerca de la Ría de Huelva. También observaron contenidos moderados de metales (principalmente Zn y Pb) en zonas poco profundas (< 8 m) entre las desembocaduras de los ríos Guadiana y Piedras, a 10-18 m de profundidad entre Isla Cristina-Río Piedras y a más de 10 m de profundidad entre Mazagón-Matalascañas. Estos resultados indicaron un escenario regional de contaminación marina por aportes contaminados desde los ríos Tinto y Odiel. Además, el Río Guadiana también es una fuente adicional de contaminación por Zn y Pb. Besada et al. (2022) analizaron 33 muestras de sedimentos superficiales en la plataforma continental del Golfo de Cádiz, y en el interior de la Ría de Huelva y la Bahía de Cádiz. Registraron altas concentraciones de Cu, Cd, Zn, Hg y As en la Ría de Huelva. Además, la contaminación por Hg y Cu se extendió hasta 20 km desde la desembocadura de la Ría de Huelva en la plataforma continental. Por el contrario, la distribución de Ni, Cr y Mn no mostró un gradiente claro con la distancia a una fuente de contaminación y se explicó por factores geoquímicos, como su asociación con materiales finos. Estos resultados corroboraron que la contaminación por metales sigue siendo un problema grave en el Golfo de Cádiz.

9. Contaminación minera en redes tróficas en la FPI

Como hemos visto, suelos, aguas continentales lólicas y lénticas, estuarios y la plataforma continental están contaminadas con metales y metaloides provenientes del DAM de la FPI. En este contexto, es preocupante la escasísima información sobre circulación de contaminantes mineros de la FPI en las redes tróficas de diferentes ecosistemas como las dehesas, los cauces fluviales, los embalses, las marismas costeras y estuarios, y los ecosistemas marinos del Golfo de Cádiz. La entrada de contaminantes mineros en estas redes tróficas podría estar impactando en la biodiversidad, así como provocando disfuncionalidades en ecosistemas. Es más, estos ecosistemas ofrecen numerosos servicios ecosistémicos al ser humano, incluidos servicios de abastecimiento que podrían estar introduciendo contaminantes mineros en nuestra dieta. Existen algunos estudios de bioacumulación de metales en organismos concretos, pero no encontramos estudios que analicen la biomagnificación de metales conforme ascendemos en niveles tróficos.

9.1. Bioacumulación de metales en zonas mineras

De la Fuente et al. (2010) estudiaron los contenidos de Ca, Mg, Na, Mn, Fe, Ni, Cu, Zn, As y Pb en tejidos aéreos de 97 especies vegetales en la Cuenca del Río Tinto. Los resultados indican que la flora de Río Tinto está formada por excludores de Fe, Cu, Zn, Ni, As y Pb, aunque algunas

dada

especies analizadas de los géneros *Erica*, *Quercus*, *Lavandula*, *Cistus*, *Genista* y *Cytisus* pueden considerarse acumuladoras de Mn.

Anawar et al. (2011) analizaron la contaminación por metales en sedimentos y plantas nativas de la Mina So Domingos. Los relaves de la mina estaban altamente contaminados con As, Ag, Cr, Hg, Sb, Fe y Zn. As y Sb fueron los principales contaminantes, tras el Fe. Entre todas las especies de plantas, las concentraciones más altas de todos los metales se observaron en *Erica andevalensis*, *Erica australis*, *Echium plantagium* y *Lavandula luisieri*. Recientemente, (Forsyth et al. 2023) mostraron que las respuestas fisiológicas de las diferentes especies plantas y sus preferencias hacia ciertas tierras raras crean una firma única que depende del tipo de planta. Estas firmas podrían servir para mejorar el seguimiento de los contaminantes mineros en estudios de dispersión de contaminantes en redes tróficas.

9.2. Bioacumulación de metales en estuarios y zonas costeras

Entre los diferentes estudios de bioacumulación de metales en plantas del Estuario de Huelva, Cambrollé et al. (2008) analizaron la acumulación de metales (As, Cu, Fe, Mn, Pb y Zn) en las gramíneas halófilas *Spartina densiflora* (exótica invasora) y *Spartina maritima* (nativa). *Spartina densiflora* mostró una mayor capacidad que *S. maritima* para retener metales alrededor de sus raíces y para controlar la absorción y transporte de metales. Por otro lado, Madejón et al. (2009) estudiaron el Canal de Domingo Rubio y registraron que el Cu era el único metal acumulado en la vegetación que podría representar un riesgo grave para la red trófica. Ese mismo año, Vicente-Martorell et al. (2009) también muestrearon en el Estuario de los ríos Tinto y Odiel y encontraron altos niveles de Zn y Cu total y disuelto, y alta contaminación de Zn, Pb, As y Cu en los sedimentos. El orden de biodisponibilidad fue: Cd > Zn > Cu > Pb, tanto en agua como en sedimento. En este ambiente, observaron altos niveles de Cu y Zn en el tejido hepático de los peces *Sparus aurata* (dorada) y *Solea senegalensis* (lenguado). Además, el contenido de metales en tejidos de *S. aurata* y *S. senegalensis* aumentó con las concentraciones en agua y sedimento, respectivamente.

Riba et al. (2010, 2011) estudiaron la bioacumulación de metales en la almeja *Ruditapes philippinarum* y el caracol *Ruditapes philippinarum* expuestas a diferentes sedimentos de estuarios del Golfo de Cádiz, incluyendo sedimentos de las Rías de Huelva y del Guadalquivir. Comprobaron que la concentración de metales (a excepción del Cd) aumentó cuando el pH del sedimento se redujo en una o dos unidades, y se asociaba con mortalidad. En este sentido, Sánchez-Quiles et al. (2017) realizaron una revisión sobre bioacumulación de metales en macrófitos marinos a nivel mundial. Uno de los puntos calientes de contaminación fue el Estuario de los ríos Tinto y Odiel, donde se habían registrado elevadas concentraciones de Pb, Cu y Zn. Así, las praderas marinas *Zostera* sp. de este estuario tenían las concentraciones más altas de Pb y Cu a nivel mundial (1800 y 1350 mg/kg, respectivamente), registradas por Stenner y Nickless en 1975.

En zonas costeras fuera de estuarios, Usero et al. (1997) determinaron las concentraciones de metales en dos bivalvos marinos, *Ruditapes decussatus* y *Ruditapes philippinarum*, de la costa atlántica sur española. Los niveles de Cu, Zn, Pb, Hg, Cd y Mn fueron mayores en las muestras

da

tomadas en la Provincia de Huelva que en la Provincia de Cádiz. Más recientemente, Company et al. (2011) analizaron la actividad de una enzima inhibida por Pb (ácido delta-aminolevulínico deshidratasa) en 7 especies de bivalvos desde Mazagón hasta Cacela Velha. En la desembocadura del Río Guadiana, los bivalvos acumularon Pb de otras fuentes antropogénicas, además del DAM, como combustibles y pinturas.

Conclusiones

Globalmente, los estudios científicos realizados en las últimas décadas en la Faja Pirítica Ibérica muestran claramente que muchos suelos, cauces fluviales temporales y permanentes, embalses, estuarios e, incluso, la zona costera, están contaminados por drenaje ácido de mina. El drenaje ácido de mina son aguas muy ácidas cargadas de metales (Fe, Al, Cu, Zn, Cd, etc.) y metaloides potencialmente tóxicos como el arsénico, que salen de residuos mineros. Esta contaminación por drenaje ácido de mina es muy elevada y está extendida a lo largo de los ríos Tinto y Odiel, desde sus cursos altos a su desembocadura. Pero también en la Faja Pirítica Ibérica hay muchos otros ríos menos conocidos y muy contaminados. Además, nuevos cursos fluviales están siendo impactados por vertidos mineros, como el Estuario del Río Guadalquivir que ha estado recibiendo un vertido de la Mina Cobre Las Cruces, y podría recibir dos nuevos vertidos, uno mayor de la Mina Cobre Las Cruces y otro de la Mina Los Frailes (Aznalcollar). Como los ríos Tinto y Odiel para los cauces fluviales, el Embalse del Sancho es el ejemplo paradigmático de embalse acidificado y contaminado, pero hay muchos otros embalses afectados por contaminación minera.

Aunque parte de los elementos contaminantes y potencialmente tóxicos del drenaje ácido de mina precipitan conforme las aguas van siendo menos ácidas, muchos de estos elementos contaminantes permanecen en disolución a altas concentraciones potencialmente tóxicas. Además, gran parte de los elementos precipitados se transportan aguas abajo en suspensión, especialmente durante eventos de avenidas fluviales tras lluvias. Cuando las condiciones físico-químicas del agua cambian en los estuarios, grandes cantidades de elementos contaminantes precipitados se redisuelven, volviendo a estar biodisponibles. De hecho, hay evidencias claras en diferentes estudios de contaminación de suelos agrícolas por metales, así como de bioacumulación de contaminantes mineros en vegetación y fauna, incluyendo peces, caracoles y moluscos bivalvos en estuarios y la plataforma continental.

Sin embargo, en este contexto de contaminación minera descontrolada en la Faja Pirítica Ibérica, existen muy pocos estudios sobre contaminación minera en aguas subterráneas y redes tróficas, justo allí donde más necesarios son para prevenir la llegada de contaminantes mineros a las personas. Además, a pesar de que se ha constatado la contaminación de suelos agrícolas por contaminantes mineros, también hay muy pocos estudios sobre el alcance y la gravedad de la contaminación minera de suelos agrícolas en la Faja Pirítica Ibérica. Por si esto fuera poco, son muy escasas las publicaciones científicas que analizan la contaminación derivada de minas en forma de partículas en suspensión en la atmósfera, cuando muchos núcleos urbanos cercanos a zonas mineras sufren este tipo de impacto socioambiental.

En definitiva, las pruebas científicas muestran un descontrol generalizado de la contaminación minera en la Faja Pirítica Ibérica que afecta a multitud de ecosistemas, siendo el ser humano parte indivisible de los mismos. En este contexto y, basándonos en el Principio de Prevención, base de la legislación ambiental, debería establecerse una moratoria a la apertura de nuevas minas en la Faja Pirítica Ibérica hasta que se estudien en profundidad los efectos que la bioacumulación y la biomagnificación de contaminantes mineros está provocando en las redes tróficas y, como parte de ellas, en el ser humano, los efectos que las explotaciones mineras y sus contaminantes están teniendo en zonas agrícolas, y cómo está afectando la contaminación por partículas atmosféricas a todos los núcleos urbanos afectados.

Referencias citadas y fuentes bibliográficas consultadas

- Abreu et al. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2007.04.007>
- Acero et al. 2006. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2006.06.1367>
- Achterberg et al. 2003. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(02\)00216-6](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(02)00216-6)
- Allman et al. 2021. <https://doi.org/10.3390/w13202861>
- Álvarez-Valero et al. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2009.02.005>
- Andras et al. 2021. <https://doi.org/10.26471/cjees/2021/016/164>
- Anawar et al. 2011. <https://doi.org/10.1007/s10653-011-9378-2>
- Arranz-González et al. 2021. <https://doi.org/10.1007/s11356-020-11473-w>
- Asta et al. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2014.11.023>
- Barba-Lobo et al. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2024.116225>
- Besada et al. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118675>
- Blanco et al. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2013.05.022>
- Blasco et al. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2015.11.008>
- Beltrán et al. 2010. <https://doi.org/10.1007/s12665-010-0465-y>
- Borrego et al. 2013. https://doi.org/10.5209/rev_JIGE.2013.v39.n1.41760
- Braungardt et al. 2003. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(03\)00079-9](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(03)00079-9)
- Caliani et al. 1997. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(97\)05450-8](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(97)05450-8)
- Cánovas et al. 2007. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.11.022>
- Cánovas et al. 2010. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2009.11.014>
- Cánovas et al. 2012. <https://doi.org/10.1029/2011WR011041>
- Cánovas et al. 2014. <https://doi.org/10.1007/s11270-013-1795-7>
- Cánovas et al. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.070>
- Cánovas et al. 2019b. <https://doi.org/10.1127/ejm/2019/0031-2843>

Cánovas et al. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137905>

Cánovas et al. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2022.119448>

Caraballo et al. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.156>

Carro et al. 2011. https://doi.org/.org/10.5209/rev_JIGE.2011.v37.n1.6

Cerón et al. 2013. <https://doi.org/.org/10.1007/s11270-013-1642-x>

Cerón et al. 2014. <https://doi.org/10.1080/02626667.2013.834341>

Cobelo-Garcia et al. 2024. <https://doi.org/.org/10.3389/fmars.2024.1304362>

Company et al. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2010.09.012>

Corzo et al. 2018. <https://doi.org/.org/10.1007/s10533-018-0465-7>

Couto & Ribeiro 2022. <https://doi.org/.org/10.1007/s11356-022-20699-9>

da Silva et al. 2005. <https://doi.org/.org/10.1002/ldr.659>

da Silva et al. 2006. <https://doi.org/.org/10.1007/s00254-006-0273-6>

da Silva et al. 2009. <https://doi.org/.org/10.1016/j.apgeochem.2008.12.001>

da Silva et al. 2015. <https://doi.org/.org/10.1016/j.gexplo.2015.08.004>

Dávila et al. 2019. <https://doi.org/.org/10.1007/s11356-019-06438-7>

Dávila et al. 2021. <https://doi.org/10.3390/ijerph18094693>

de la Fuente et al. 2010. <https://doi.org/10.1007/s12011-009-8471-1>

de la Torre et al. 2009. <https://doi.org/10.1007/s11269-008-9326-9>

de la Torre et al. 2010. <https://doi.org/10.2166/nh.2010.082>

de la Torre et al. 2011. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0510-1>

de la Torre et al. 2014. <https://doi.org/10.1007/s10230-013-0258-0>

de la Torre et al. 2015. <https://doi.org/10.2166/nh.2014.114>

de la Torre et al. 2017. <https://doi.org/10.1007/s10230-016-0390-8>

Delgado et al. 2009. <https://doi.org/10.1007/s11270-008-9882-x>

Delgado et al. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.06.013>

Delgado et al. 2012. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2012.06.001>

Duraes et al. 2017. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-8161-4>

Egal et al. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2008.05.006>

Elbaz-Poulichet et al. 2000. [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(00\)00073-7](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(00)00073-7)

España et al. 2005a. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2005.01.011>

España et al. 2005b. <https://doi.org/10.1007/s00254-005-0083-2>

España et al. 2006a. <https://doi.org/10.1007/s11270-005-9033-6>

España et al. 2006b. <https://doi.org/10.1007/s10498-005-6246-7>

España et al. 2007a. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2006.08.010>

España et al. 2007b. <https://doi.org/10.1130/GES00069.1>

Fernández-Caliani & Grantcharova 2021. <https://doi.org/10.3390/soilsystems5040066>

Fernández-Caliani 2023. <https://doi.org/.1016/j.geodrs.2023.e00683>

Fernández-Landero et al. 2023. <https://doi.org/10.3390/min13040456>

Ferreira et al. 2021.<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.142825>

Ferris et al. 2004.<https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2004.08.019>

Forsyth et al. 2023.<https://doi.org/10.3389/fenvs.2023.1191909>

Fuentes-López et al. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.155224>

Galán et al. 2003.[https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00092-6](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00092-6)

Galván et al. 2009.<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.09.002>

Galván et al. 2012.<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2012.07.011>

Galván et al. 2013.<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.067>

Galván et al. 2016.<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.06.005>

Galván et al. 2021.<https://doi.org/.1016/j.scitotenv.2020.143614>

Gammons et al. 2008.<https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2008.03.004>

Gomes & Valente 2024. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-32367-1>

Gomes et al. 2018.<https://doi.org/10.1007/s40710-018-0329-0>

Gomes et al. 2019.<https://doi.org/10.1051/e3sconf/20199801016>

González et al. 2012. <https://doi.org/10.1007/s12665-011-1114-9>

González et al. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.126742>

González-Toril et al. 2011. <https://doi.org/10.1128/AEM.02459-10>

Grande et al. 2005.<https://doi.org/10.1007/s00254-004-1142-9>

Grande et al. 2010a.<https://doi.org/10.1007/s11270-010-0343-y>

Grande et al. 2010b.<https://doi.org/10.1007/s11269-010-9680-2>

Grande et al. 2010c.<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.06.001>

Grande et al. 2011.<https://doi.org/10.1007/s11269-011-9871-5>

Grande et al. 2013a.<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2013.01.022>

Grande et al. 2013b.<https://doi.org/10.1007/s10230-013-0236-6>

Grande et al. 2015.<https://doi.org/10.2175/106143015X14212658614793>

Grande et al. 2016.<https://doi.org/10.1080/02626667.2014.983515>

Grande et al. 2017.<https://doi.org/10.2166/wst.2017.097>

Grande et al. 2018a.<https://doi.org/10.1007/s10230-017-0495-8>

Grande et al. 2018c.<https://doi.org/10.2166/wp.2017.073>

Grande et al. 2021.<https://doi.org/10.3390/ijerph18168454>

Grande et al. 2022.<https://doi.org/10.1007/s41513-022-00188-1>

Guerrero et al. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2023.130782>

Hierro et al. 2013.<https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.044>

Hierro et al. 2014a.<https://doi.org/10.1007/s11356-013-2189-5>

Hierro et al. 2014b.<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.07.070>

Jiménez et al. 2009.<https://doi.org/10.2166/hydro.2009.015>

Kerl et al. 2023.<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162354>

Lecomte et al. 2017.<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.06.030>

Leistel et al. 1998. <https://link.springer.com/article/10.1007/s001260050130>

López-González et al. 2006. <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2006.01.020>

Luis et al. 2011.<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.06.052>

Luis et al. 2019.<https://doi.org/10.1007/s10653-019-00249-y>

Madejón et al. 2009.<https://doi.org/10.1007/s10653-008-9221-6>

Maia et al. 2012.<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2012.02.036>

Martín-Díaz et al. 2006. <https://doi.org/10.7773/cm.v32i22.1086>

Martín-Díaz et al. 2008. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2008.01.022>

Masbou et al. 2020.<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115104>

Masindi et al. 2022.<https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2022.106740>

Millan-Becerro et al. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.168078>

Montes-Botella et al. 2003. <https://doi.org/10.1007/s00244-003-0139-9>

Moreno-González et al. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.113829>

Moreno-González et al. 2022.<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2021.118697>

Mourinha et al. 2022.<https://doi.org/10.3390/environments9010011>

Nieto et al. 2007. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2006.11.010>

Nieto et al. 2013. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1634-9>

NOAA 2018. Sea Level Trends - NOAA Tides and Currents.
<https://tidesandcurrents.noaa.gov/sltrends/>

Nthunya et al. 2024.<https://doi.org/10.1016/j.seppur.2023.126084>

Olías et al. 2004.<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.05.012>

Olías et al. 2006.<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2006.05.009>

Olías et al. 2011.<https://doi.org/10.1007/s11269-010-9695-8>

Olías et al. 2015.<https://doi.org/10.3390/environments2030295>

Olías et al. 2016.<https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.08.018>

Olías et al. 2019.<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2019.04.011>

Olías et al. 2020.<https://doi.org/10.3390/min10070598>

Olías et al. 2022.<https://doi.org/10.55407/rsge.96689>

Packman et al. 2023.<https://doi.org/10.1016/j.gca.2023.09.001>

Palma et al. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2015.02.002>

Pérez-López et al. 2008.<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.08.005>

Pérez-López et al. 2023.<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2022.114491>

Pérez-Ostale et al. 2013. Inventory of mining and quantification of affected areas in the iberian pyrite belt (sw spain). A methodological contribution to environmental management. International Multidisciplinary Scientific GeoConference-SGEM, 613–620.

Pérez-Ostale et al. 2016. <https://doi.org/10.2166/wst.2015.500>

Quispe et al. 2013.<https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2013.03.002>

Ramos-Gomez et al. 2011. <https://doi.org/10.1007/s00244-011-9658-y>

Riba et al. 2010. <https://doi.org/10.1007/s11356-010-0338-7>

Riba et al. 2011. https://doi.org/10.1007/978-90-481-9821-4_6

Riera et al. 2016. Contamination load in a river affected by AMD discharges: Odiel River (Huelva, Spain). Mining meets water - conflicts and solutions, 439–442.

Riera et al. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.proeps.2016.12.161>

Romero-Baena et al. 2018. <https://doi.org/10.1007/s11368-017-1898-7>

Rosado et al. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.07.008>

Rosado et al. 2016a. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.03.040>

Rosado et al. 2016b. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2015.11.057>

Rowe et al. 2007.<https://doi.org/10.1111/j.1462-2920.2007.01294.x>

Ruiz et al. 2014.<https://doi.org/10.1007/s13762-014-0576-1>

Sainz et al. 2004.<https://doi.org/10.1016/j.envint.2003.10.013>

Sainz et al. 2005.<https://doi.org/10.1007/s10661-005-6396-5>

Sánchez-Donoso et al. 2021. <https://doi.org/10.3390/geosciences11060233>

Sánchez-Quiles et al. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.10.144>

Santisteban et al. 2015a. <https://doi.org/10.2166/nh.2013.086>

Santisteban et al. 2019.<https://doi.org/10.1007/s42452-019-0856-y>

Santisteban et al. 2022.<https://doi.org/10.3390/min12040464>

Sarmiento et al. 2009.<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2008.12.002>

Sarmiento et al. 2012.<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2012.07.012>

Sobron et al. 2009.<https://doi.org/10.1016/j.saa.2008.06.035>

Stenner, R.D., Nickless, G. 1975. Heavy metals in organisms of the Atlantic coast of S.W. Spain and Portugal. Mar. Pollut. Bull. 6:89–92. [http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X\(75\)90151-4](http://dx.doi.org/10.1016/0025-326X(75)90151-4)

Torre et al. 2019.<https://doi.org/10.1016/j.enceco.2019.07.002>

Torres et al. 2013.<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.014>

Torres et al. 2016.<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.209>

Usero et al. 1997. [https://doi.org/10.1016/S0160-4120\(97\)00030-5](https://doi.org/10.1016/S0160-4120(97)00030-5)

Valente et al. 2013.<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.09.014>

Valente et al. 2015.<https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2015.05.016>

Valente et al. 2016.<https://doi.org/10.1007/s11356-015-4776-0>

van der Graaf et al. 2020. <https://doi.org/10.3390/microorganisms8091275>

Vicente-Martorell et al. 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.05.106>

Viers et al. 2023.<https://doi.org/10.1007/s11356-023-25802-2>

Wei et al. 2017.<https://doi.org/10.2175/106143017X15023776270377>

Weihed 2022.<https://doi.org/10.1007/s13563-022-00299-2>

La contaminación química en el marco de la Directiva Marco del Agua y otras directivas europeas

Luís Ángel Hernández Lozano
Fundación Nueva Cultura del Agua

1. El enfoque holístico de la DMA y la actividad minera

La Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas (Directiva Marco del Agua) fija un marco para la protección de las aguas superficiales, las aguas de transición, las aguas costeras y las aguas subterráneas (artículo 1) con un enfoque holístico tanto interno como externo, dado que esta norma tiene la intención de influir más allá de su ámbito de aplicación.

En este sentido el considerando 16 remarca que “es necesaria una mayor integración de la protección y gestión del agua en otros ámbitos políticos comunitarios, tales como las políticas en materia de energía, transporte, agricultura, pesca, política regional y turismo”.

En base a este planteamiento holístico, la Directiva Marco del Agua (DMA) en su artículo 1 establece 5 objetivos, tres de los cuales abordan la contaminación mediante la prevención de cualquier deterioro adicional y protección y mejora del estado de los ecosistemas acuáticos; la protección y mejora del medio acuático mediante, entre otras medidas específicas, las emisiones y las pérdidas de sustancias prioritarias, y mediante la interrupción o la supresión gradual de los vertidos, las emisiones y las pérdidas de sustancias prioritarias peligrosas y; la protección de las aguas subterráneas por miedo de la reducción progresiva de la contaminación y evitación de nuevos contaminantes.

El objetivo de prevenir cualquier deterioro adicional es un principio esencial para una correcta aplicación de la DMA. Este principio ha de prevalecer, si bien el artículo 4.7 de esta Directiva permite en determinados casos un deterioro adicional de las aguas siempre que se cumplan una serie de requisitos, en los que destacan que los motivos de las modificaciones o alteraciones sean de interés público superior y que los beneficios obtenidos con dichas modificaciones o alteraciones de la masa de agua no puedan conseguirse, por motivos de viabilidad técnica o de costes desproporcionados, por otros medios que constituyan una opción medioambiental significativamente mejor. Estos requisitos, de acuerdo con la jurisprudencia existente, ha de aplicarse de forma muy estricta (La Calle et al., 2022). Esto significa que el interés público superior de la actividad que puede deteriorar la masa de agua ha de justificarse de forma fehaciente y que la imposibilidad técnica o por costes desproporcionados de otras alternativas ha de demostrarse a través de un análisis económico de las distintas opciones.

Sin embargo, este artículo no se está aplicando correctamente en los planes hidrológicos. Así, en el Plan Hidrológico de la Demarcación del Guadalquivir se han aplicado el artículo 4.7, de excepciones a la obligación de evitar el deterioro, a cuatro masas subterráneas afectadas por proyectos mineros (Mina de Cobre Las Cruces, Minas del Marquesado y Mina Los Frailes), a lo que se añade una nueva excepción prevista para el Recrecimiento del Embalse del Agrio, ya afectado por la actividad minera, pero no se han justificado los requisitos que exige la Directiva para todas estas excepciones. Por ejemplo, se pretende cumplir con la obligación de demostrar el Interés Público Superior con el simple argumento de la generación de empleo asociada a los proyectos, pese a que los proyectos mineros que sustentarían dicho empleo supondrán períodos de actividad menores de 20 años (García Bautista et al., 2024) y, sobre todo, no se ha demostrado que el beneficio a conseguir (empleo generado) sólo puede considerarse con la actividad minera porque cualquier otra actividad socioeconómica incurriría en costes desproporcionados.

Por otra parte, en la aplicación del artículo 4.7 hay que considerar que el deterioro puede deberse no sólo al descenso de niveles piezométricos por la extracción de aguas subterráneas para uso minero y a su contaminación por metales pesados, sino que puede modificarse incluso la propia estructura del acuífero, como ha ocurrido en el caso de la mina de Cobre Las Cruces, donde no cabe entender que la reducción de los niveles piezométricos en las zonas del acuífero afectadas por las extracciones es compensada por la reinyección posterior en un momento y lugar diferente, a lo que se une que la calidad físico-química del agua reinyectada no es ya la del agua captada, por estar contaminada por la corta. Se trata en definitiva de una modificación de la propia estructura del acuífero (La Calle, com. per.)

En el caso del Plan Hidrológico de la Demarcación del Tinto, Odiel y Piedras se aplica la excepción prevista en el artículo 4.7 al embalse de Alcolea, cuyas aguas están muy afectadas por los drenajes ácidos mineros, sin demostrar su Interés Público Superior, sin un análisis serio de alternativas y pese a las enormes carencias de los análisis económicos y estudios que pretenden justificarla, como se explica con más detalle en un apartado posterior de este mismo informe.

Por otra parte, si bien la Directiva Marco del Agua tan solo menciona una vez a la minería, concretamente en la letra j) del apartado tercero de su artículo 11 por la que se permite la inyección de agua para la exploración y explotación de hidrocarburos y la reinyección de agua de bombeo procedente de explotaciones mineras o canteras, no cabe duda de que la minería puede ser causa de la contaminación de las aguas superficiales y subterráneas por lo que está actividad está cubierta por lo dispuesto en la Directiva Marco (Wolkersdorfer, 2005). Además, en su Anexo VIII, relativo a la lista indicativa de los principales contaminantes, la DMA incluye a los metales y sus compuestos y al arsénico y sus compuestos. Igualmente el Anexo IX de dicha Directiva hace referencia a los valores límites de cadmio y mercurio, entre otras sustancias. Estos metales y metaloides son los responsables de la contaminación por DAM (Drenaje Ácido de Minas) en Andalucía Occidental, como se ha mostrado en el capítulo anterior.

Igualmente el artículo 5 de la DMA exige la caracterización de las repercusiones de la actividad humana en el estado de las aguas superficiales y subterráneas. El citado enfoque holístico de la

Directiva Marco obliga a que los Estados miembros velen por todos los vertidos en las aguas superficiales con arreglo a un planteamiento combinado, por el que los controles de emisión basados en las mejores técnicas disponibles o los valores límites de emisión que correspondan o, en el caso de impactos difusos, los controles, incluidas, cuando proceda, las mejores prácticas ambientales, sean no solo los requeridos por la legislación de la calidad del agua, sino también por otras normas sectoriales relacionadas como la Directiva de emisiones industriales[1], la Directiva de aguas residuales urbanas[2], la Directiva relativa a la protección de las aguas contra la contaminación producida por nitratos en la agricultura[3], las Directivas de aguas subterráneas y de sustancias prioritarias y cualquier otra norma pertinente[4].

A tal fin, la Directiva Marco, como previamente se ha indicado, distingue entre sustancias prioritarias y sustancias peligrosas prioritarias. Para la primera se indica que las medidas estarán encaminadas a la reducción progresiva de los vertidos, emisiones y pérdidas. Mientras que para las segundas establece medidas de mayor calado, como la interrupción o la supresión gradual de los vertidos, las emisiones y las pérdidas[5].

2. Sustancias prioritarias y peligrosas prioritarias

La diferenciación entre los dos tipos de sustancias prioritarias radica en la condición de las sustancias peligrosas prioritarias de ser “tóxicas, persistentes y pueden causar bioacumulación, así como otras sustancias o grupos de sustancias que entrañan un nivel de riesgo análogo”[6]. En base a esta distinción, la Comisión elaboró una propuesta de lista de sustancias prioritarias, estableciendo un orden de prioridad basado en el riesgo existente para el medio acuático. Este orden se determina mediante una evaluación de riesgos genérica y una específica centrada en la ecotoxicidad acuática y la toxicidad humana. No obstante, por razón de cumplimiento del calendario se permitió que pudiera sustituirse la evaluación de riesgo específica por un procedimiento simplificado que tuviera especialmente en cuenta el peligro intrínseco de la sustancia, las pruebas obtenidas mediante el seguimiento de una contaminación extensa y otros factores pertinente que pudieran indicar la existencia de una contaminación ambiental extensa, como el volumen de producción o de uso de la sustancia en cuestión, así, como sus modalidades de uso[7].

Esta propuesta se completó con una selección de sustancias peligrosas prioritarias. Para su elección, la Comisión debió tener en cuenta las sustancias de riesgo recogidas en la legislación europea o en acuerdos internacionales[8]. A la propuesta de lista de sustancias se añade otra de controles, de nuevo diferenciando entre los dos tipos de sustancias prioritarias e incluyendo un calendario para su realización exclusivo para las peligrosas, nunca superior a los veinte años desde la adopción de las propuestas por el Parlamento Europeo y el Consejo[9].

[3] España dentro de su territorio cuenta con minerales considerados en categoría de críticos, que no necesariamente son metálicos, pero si son vitales para el desarrollo de los proyectos en curso (flúor (F), estroncio (Sr), Wolframio (W) y Tántalo (Ta) (MITECO, 2021, pág., 13).

[4] QDS 7 Energía asequible y no contaminante | Pacto Mundial ONU · Pacto Mundial.

[5] QDS 9 Industria, innovación e infraestructura | Pacto Mundial ONU · Pacto Mundial.

[6] Por ejemplo, materiales necesarios para fabricación de paneles solares, baterías de litio, automóviles eléctricos u otros necesarios para industrias avanzadas como la aeroespacial.

[7] <http://bit.ly/3Ax6RJm>

[8] Apartado 3, del artículo 16 de la DMA.

[9] Apartado 6, del artículo 16 de la DMA.

Una tercera propuesta, también como las dos anteriores, realizada por la Comisión se ocupó de determinar las normas de calidad aplicables a las sustancias prioritarias en las aguas superficiales, los sedimentos o la biota[10].

La Comisión tuvo también el mandato de proponer controles de emisión de fuentes puntuales y para las normas de calidad medioambiental en un plazo de dos años a partir de la inclusión de la sustancia que se trate en la lista de sustancias prioritarias. Si esto no ocurriese, y únicamente aplicable a la primera lista de sustancias prioritarias, los Estados miembros seis años después de la entrada en vigor de la DMA deberían establecer normas de calidad y controles en las principales fuentes de vertido de esas sustancias. Esta previsión continúa para ulteriores inclusiones en la lista de sustancias prioritarias, cuando a falta de acuerdo comunitario los Estados miembros podrán actuar de modo análogo, si bien, cinco años después de su inclusión en la lista[11].

Las estrategias para combatir la contaminación no se limitan a las sustancias prioritarias, puesto que la DMA otorga a la Comisión la facultad de combatir la contaminación causada por otros contaminantes, incluida la derivada de accidentes[12].

La propuesta de la Comisión de lista de sustancias prioritarias y peligrosas prioritarias debe recibir el refrendo del Parlamento Europeo y del Consejo para su inclusión en el anexo X de la DMA[13]. La DMA establece dos intervalos de actualización de la lista, uno primero a los cuatro años de la entrada en vigor de la Directiva y otro periódico de al menos cada cuatro años a partir de esa fecha[14].

3. La Directiva de sustancias prioritarias. Panorámica general

La Decisión No 2455/2002[15] aprobó la primera lista de sustancias prioritarias en el marco de la política de aguas, la cual lista estaba compuesta por metales como el mercurio, cadmio, plomo y níquel, plaguicidas, biocidas, etc.

Esta lista estaba formada por 33 sustancias o grupos de sustancias clasificadas como prioritarias con el objeto de que pudieran aplicarse los controles y las propuestas de normas de calidad contempladas en el artículo 16 de la DMA[16]. Algunas de las sustancias fueron identificadas como peligrosas prioritarias o bien, como sujetas a estudios para su identificación como posible sustancia peligrosa prioritaria. A tal efecto, la Comisión debió presentar al Parlamento Europeo y al Consejo una propuesta de clasificación definitiva en un plazo no superior a los 12 meses desde la aprobación de esta lista inicial.

[10] Apartado 7, del artículo 16 de la DMA.

[11] Apartado 8 de la DMA.

[12] Apartado 9 de la DMA.

[13] Apartado 11 de la DMA.

[14] Apartado 4 de la DMA.

[15] Decisión No 2455/2001/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 20 de noviembre de 2001, por la que se aprueba la lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE.

[16] Considerando 10 de la Decisión No 2455/2001.

No obstante, no fue hasta la publicación en el Diario Oficial de la Unión Europea de 24 de diciembre de 2008 de la Directiva 2008/105/CE[17], cuando se modificó la lista de sustancias prioritarias y se establecieron las normas de calidad ambiental para las 33 sustancias identificadas en la Decisión 2455/2001/CE y otros 8 contaminantes que ya estaban regulados en la Unión Europea[18].

Como ya se anunció, la Directiva modificó la lista de 33 sustancias prioritarias propuesta por la Decisión de 2001, por lo que se actualizó el anexo X de lista de sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas de la DMA, todo con el fin de garantizar la coherencia de los criterios para la identificación de las sustancias prioritarias con la legislación comunitaria relativa a las sustancias químicas[19]. No obstante, esta modificación no alteró ni el número, ni el tipo de las sustancias o grupos de sustancias propuestas por la Decisión, tan sólo su clasificación, puesto que algunas inicialmente identificadas como posibles sustancias peligrosas prioritarias fueron definitivamente clasificadas como prioritarias o peligrosas prioritarias.

Cabe destacar que la Directiva 2008/105/CE contiene un anexo III relativo a las sustancias sometidas a revisión para su posible identificación como sustancias prioritarias o como sustancias peligrosas prioritarias. Precisamente, en el marco de revisión del anexo X de la Directiva Marco del Agua, la Comisión debía examinar las sustancias prioritarias. En especial, en esta revisión se analizaron las sustancias contenidas en el anexo III con “vistas a su identificación eventual como sustancias prioritarias o peligrosas prioritarias”[20]. La Comisión en el pertinente informe debía incluir propuestas para la identificación de nuevas sustancias prioritarias o sustancias prioritarias peligrosas o modificar la calificación de las ya identificadas y fijar, según el caso, las normas de calidad ambiental para las aguas superficiales, los sedimentos o la biota.

En base a esta revisión, la Comisión Europea concluyó que procedía modificar la lista de sustancias prioritarias mediante la identificación de nuevas sustancias que suponen un riesgo significativo a nivel de la Unión para el medio acuático o a través de éste y el establecimiento de sus normas de calidad ambiental, así como la modificación, en función del progreso científico, de estas normas para algunas de las sustancias existentes y el establecimiento de nuevas normas de calidad ambiental de la biota[21]. De esta forma, la Directiva 2013/39/UE[22] modificó el anexo I, parte A de la Directiva 2008/105/CE relativa a las normas de calidad para sustancias prioritarias y algunos otros contaminantes, elevando el

[17] Directiva 2008/105/CE del Parlamento Europeo y de Consejo, de 16 de diciembre de 2008, relativa a las normas de calidad ambiental en el ámbito de la política de aguas, por la que se modifican y derogan ulteriormente las Directivas 82/176/CEE 83/513/CEE, 84/156/CEE, 84/491/CEE y 86/280/CEE del Consejo, y por la que se modifica la Directiva 2000/60/CE.

[18] El anexo I de la Directiva 2008/105/CE establece normas de calidad para las 33 sustancias prioritarias y para otros contaminantes, en concreto los ocho, que a continuación se enumeran: plaguicidas de tipo ciclodieno (aldrín, dieldrín, endrín y isodrín), DDT total y su isómero p,p-DDT, tetrachloro-ethylene y el tricloroetileno. Estas ocho sustancias no tienen la calificación de prioritarias y sus normas de calidad ambiental son idénticas a las establecidas por la legislación aplicable antes del 13 de enero de 2009 (Nota 7, del anexo I, de la Directiva 2008/105/CE).

[19] Considerando 28 de la Directiva 2008/105/CE.

[20] Artículo 8 de la Directiva 2008/105/CE.

[21] Considerando 7 y 13 de la Directiva 2013/39/UE.

[22] Directiva 2013/39/UE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 12 de agosto de 2013, por la que se modifican las Directivas 2000/60/CE y 2008/105/CE en cuanto a las sustancias prioritarias en el ámbito de la política de aguas.

número de sustancias o grupos de sustancias de 33 a 45. Adicionalmente, la Directiva de 2013 fija su atención en la contaminación de las aguas y los suelos con residuos farmacéuticos, problemática que eleva a la condición de “problema medioambiental emergente”[23].

Con el fin de abordar esta cuestión, se indica que la Comisión debe establecer una lista de observación sobre sustancias de las que deben recabarse datos de seguimiento a nivel de la Unión Europea, con el fin de asignar nuevas prioridades. En relación, al número y tipo de sustancias de la lista de observación, esta directiva únicamente precisa que debe contener un máximo de 10 sustancias o grupos de sustancias y, en su primera redacción, debe de incluir 3 productos farmacéuticos[24].

La modificación del anexo I, parte A conllevó la modificación del artículo 3 de normas de calidad ambiental de la Directiva 2008/105/CE, puesto que se establecieron diferentes calendarios de aplicación, por los Estados miembros, de estas normas de calidad en función de la fecha de introducción de las sustancias y normas de calidad en el anexo[25].

Así para las sustancias para las que se establecen normas de calidad ambiental revisadas con efecto a partir del 22 de diciembre de 2015 (sustancias que incluyen el níquel) [26], se determina que la elaboración de programas de medidas incluidas en los planes hidrológicos de cuenca, con el objetivo de lograr el buen estado químico de las aguas superficiales en relación con dichas sustancias, tendrá como fecha el 22 de diciembre de 2021.

Esta fecha se retrasa hasta el 22 de diciembre de 2027 para las nuevas sustancias identificadas[27], con efectos a partir del 22 de diciembre de 2018. No obstante, en este caso, se establecen otras tres fechas límites. La primera establece que a más tardar el 22 de diciembre de 2018 los Estados miembros deberán presentar un programa de seguimiento suplementario y un programa preliminar de medidas. El 22 de diciembre de 2021 es la fecha límite asignada a la elaboración de un programa final de medidas, que deberá aplicarse cuanto antes y a más tardar el 22 de diciembre de 2024.

Entre otras obligaciones, se dispone que los Estados miembros deberán realizar un análisis de la tendencia a largo plazo de las sustancias enumeradas en el anexo I, parte A que tiendan a acumularse en los sedimentos y en la biota[28], dada la obligación que tienen los Estados a tomar medidas conducentes a garantizar que, las concentraciones de estas sustancias no aumenten de manera significativa en los sedimentos, ni en la biota.

[23] Considerando 15 de la Directiva 2013/39/UE.

[24] Artículo 2.5 de la Directiva 2013/39/UE que introduce un artículo 8 ter en la Directiva 2008/105/CE.

[25] Apartado 2), del artículo 2 de la Directiva 013/39/UE que modifica el artículo 3 de la Directiva 2008/105/CE.

[26] Alacloro, difeniléteres bromados, fluoranteno, plomo y sus compuestos, naftaleno, níquel y sus compuestos y, hidrocarburos aromáticos policíclicos.

[27] Las sustancias indicadas con los números 34 a 45, es decir, dicofol, ácido perfluorooctanosulfónico y sus derivados (PFOS), quinoxifeno, dioxinas y otros compuestos similares, aconifeni, bifenox, cibutrina, cipermetrina, diclorovós, hexabromociclododecano (HBCDD), heptacloro y epóxido de heptacloro y, por último, terbutrina.

[28] Se precisa que especialmente deberán tenerse en cuenta las sustancias numeradas, en el anexo I, parte A como 2, 5, 6, 7, 12, 15, 16, 17, 18, 20, 21, 26, 28, 30, 34, 35, 36, 37, 43 y 44. Respectivamente antraceno, difeniléteres bromados, cadmio y sus compuestos, cloroalcanos, ftalato de di(2-etilhexilo) (DEHP), fluoranteno, hexaclorobenceno, hexaclorobutadieno, hexaclorociclohecano, plomo y sus compuestos, mercurio y sus compuestos, pentaclorobenceno, hidrocarburos aromáticos policíclicos, compuestos de tributilestano, dicofol, ácido perfluoro-octano-sulfónico y sus derivados (PFOS), quinoxifeno, dioxinas y compuestos similares, hexabromociclododecanos (HBCDD), heptacloro y epóxido de heptacloro.

El proyecto minero Las Cruces

María Jesús Beltrán
Universidad Pablo de Olavide

1. Introducción

El proyecto minero Las Cruces (CLC), como se aprecia en la Figura 1, se sitúa al sur de España, en Andalucía, concretamente en los términos municipales de Gerena, Guillena y Salteras, a 15 kilómetros de Sevilla. Pertenece a la empresa Cobre las Cruces S.A. (<https://www.cobrelascruces.com/>), filial de la empresa canadiense First Quantum Minerals.

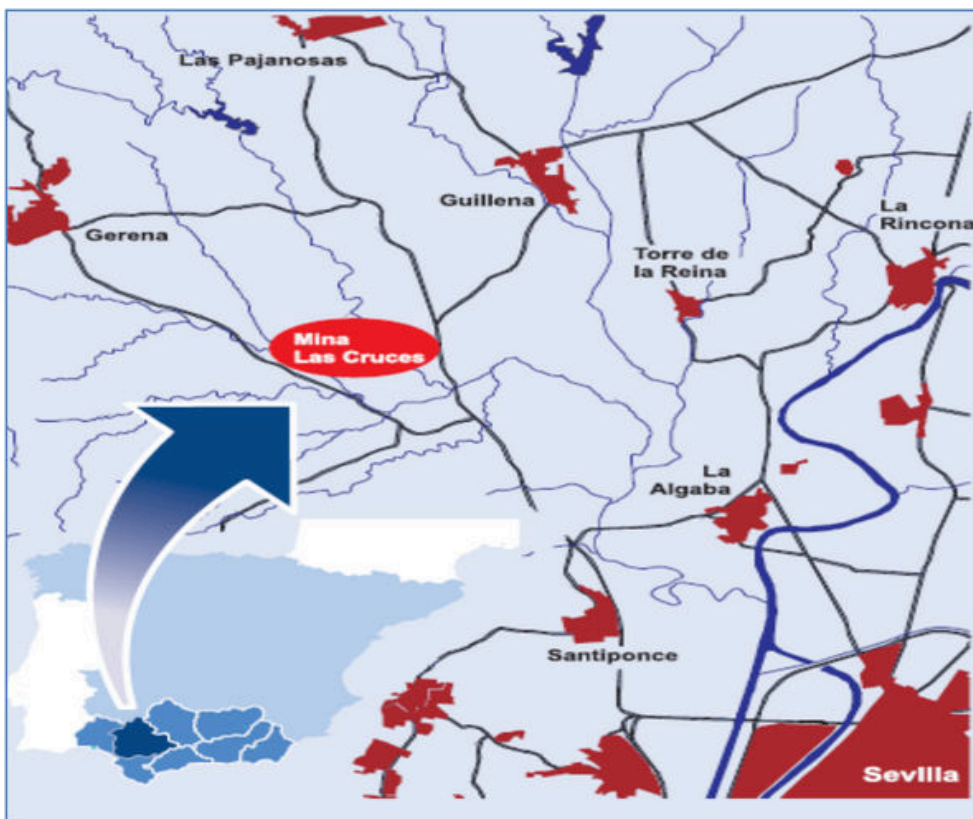


Figura 1. Localización de la explotación minera Las Cruces. Fuente: Junta de Andalucía (2009)

El vertido de este proyecto se realiza mediante una tubería de 12 kilómetros (Figura 1) que une la planta minera con el río Guadalquivir, a la altura de La Algaba (Sevilla).

La característica primordial de este proyecto es que el yacimiento Las Cruces se encuentra a una profundidad de 150 metros, bajo 20 metros de areniscas del acuífero Niebla-Posadas. Por la localización del yacimiento bajo el acuífero, la Confederación Hidrográfica del Guadalquivir (CHG) impuso la implantación del Sistema Drenaje Reinyección (SDR), como condición para su autorización en 2003. El objetivo del SDR era que el agua del acuífero no entre en contacto con los minerales de la corta minera, por la contaminación que esto provoca.

El SDR consiste en un circuito “cerrado” de extracciones y reinyecciones de aguas subterráneas con intención de drenar el agua del acuífero únicamente en el área donde se localiza el yacimiento. En la figura 2 se expone un esquema del funcionamiento del SDR en la corta minera, en el que se puede observar cómo el nivel del agua del acuífero (areniscas del mioceno de base) se deprime en los sondeos de extracción (el yacimiento se encuentra en las rocas paleozoicas) y como se eleva en los sondeos de reinyección.

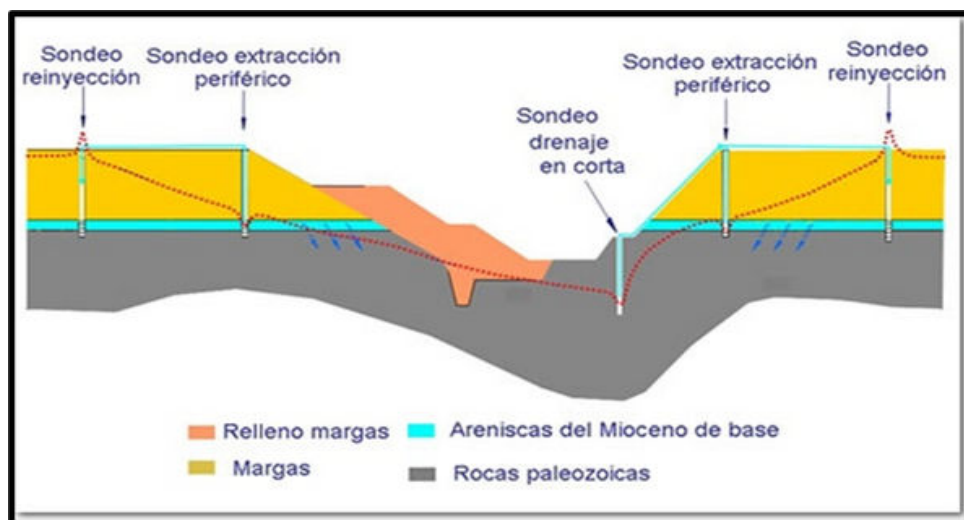


Figura 2. Esquema del SDR del complejo minero CLC. Fuente: <http://www.cobrelascruces.com>

Este proyecto ha tenido una fase de explotación a cielo abierto (2009-2020) y tiene una futura fase de explotación subterránea, que previsiblemente iniciará la producción en 2026 y que ya cuenta con todos los permisos administrativos necesarios para su puesta en marcha. Los múltiples conflictos durante la trayectoria del proyecto CLC en su fase a cielo abierto han sido reflejados en los trabajos de (Beltrán, 2016; Beltrán & Velázquez, 2017 y Pérez-Cebada & Beltrán, 2020), por lo que en este capítulo únicamente nos centramos en los impactos a las aguas subterráneas que ha supuesto la fase a cielo abierto y en las incertidumbres sobre los potenciales impactos que supondrá el vertido a las aguas del estuario del Guadalquivir de la fase de explotación subterránea y las afecciones de ésta al acuífero.

2. Proyecto minero Cobre Las Cruces. Fase a cielo abierto (2009-2020)

Las reservas de cobre han constituido el fundamento del proyecto minero en su fase de explotación a cielo abierto y supuso la construcción de una corta minera de 1.600 metros de longitud, 900 de diámetro y 240 de profundidad y una planta de procesamiento hidrometalúrgico de cobre en la que se han producido más de 670.000 toneladas de cobre (Cobre las cruces, 2021). El SDR debía garantizar que toda el agua que se extraiga del acuífero en la zona de corta fuese retornada al mismo para mantener la cantidad y la calidad de este. No obstante, cuando el sistema fue puesto en marcha en 2008, se paró la profundización de la corta porque la CHG detectó contaminación con arsénico en el acuífero. Por ese episodio se condenó, en septiembre de 2016, a los tres máximos altos cargos de la empresa CLC por un delito contra el medio ambiente y otro por daños al dominio público.

En 2009, para frenar la contaminación con arsénico y reanudar la actividad minera se modificó la autorización del SDR mediante un sistema de depuración permanente por ósmosis inversa, que supone la generación de 1.200.000 m³/año de aguas de rechazo que no pueden introducirse en el acuífero, y que debían ser compensadas. Esto se hizo en 2013 gracias a una nueva modificación de la autorización del SDR mediante la compra de derechos de otros pozos del entorno y mediante recarga artificial del acuífero con aguas procedentes del vertido de una estación depuradora de aguas residuales de la ciudad de Sevilla (Acuña & Albarreal, 2021).

No obstante, estas compensaciones no han servido para mantener la cantidad del agua del acuífero. Ecologistas en Acción de Andalucía, analizando los volúmenes de aguas subterráneas manejadas por la empresa Cobre Las Cruces entre abril de 2009 y mayo de 2019, ha computado un desfase de más de 13 millones metros cúbicos de aguas extraídas y no reinyectadas (Acuña & Albarreal, 2021). Esta sobre extracción de aguas subterráneas ha provocado que se hayan secado los pozos de abastecimiento de agua potable del municipio de Burguillos, a 13 km del complejo minero. Para reabastecer de agua a esa población la Junta de Andalucía ha construido infraestructuras con un coste de más de 4 millones de euros de dinero público.

Así, aunque la concesión de aguas subterráneas a CLC durante la explotación a cielo abierto ha sido de 160.000 m³/año, debido a la sobre extracción documentada el uso de agua subterráneo supero 1.000.000 m³/año (Acuña & Albarreal, 2021).

En este sentido, la CHG ha incoado continuados expedientes sancionadores, todos a instancias de denuncias de Ecologistas en Acción. El Consejo de Ministros resolvió en 2016 y 2021 dos expedientes sancionadores muy graves: con 1.923.091 euros de sanción y 276.927,45 euros de indemnización por los daños producidos al acuífero.

Con respecto al vertido realizado por CLC al estuario del Guadalquivir durante la fase a cielo abierto, un reciente informe de Castillo (2024) indica que los sedimentos de la zona interior del Estuario del Guadalquivir están contaminados con altas concentraciones de metales y metaloides con alta ecotoxicidad asociada y compatibles con el vertido realizado por la Mina Cobre Las Cruces en esa zona desde 2009.

3. Proyecto minero Cobre Las Cruces. Fase subterránea (2026-2044)

Tras rellenar parcialmente la corta actual en cumplimiento del Plan de Restauración de la mina a cielo abierto, el proyecto PMR (Proyecto de Refinería Polimetalúrgica) consiste en explotar el yacimiento por medio de minería subterránea que se construirá hasta 200 metros de profundidad bajo la corta actual y que permitirá dar continuidad al proyecto minero durante 18 años (Cobre las Cruces, 2023). El mineral a extraer (cobre, zinc, plomo y plata) requiere de un nuevo sistema de tratamiento industrial. El PMR incluye además de la Planta Polimetalúrgica, un sistema clásico de flotación (usado en minas como Río Tinto o Aznalcollar), que usa más agua y genera más vertidos contaminantes.

Es por ello que para esta nueva fase de explotación subterránea CLC tiene otorgada una concesión con una cantidad máxima de aguas públicas de 4.360.000 m³/año, de las que

3.330.000 m³/año serán de aguas subterráneas (2.000.000 m³/año de aguas de achique de la mina subterránea, 1.300.000 m³/año por rechazos del Sistema de Drenaje Reinyección (SDR) y 30.000 m³/año para consumo doméstico) (Junta de Andalucía, 2023). Estos volúmenes son relevantes porque en las autorizaciones ambientales unificada (AAU) e integrada (AAI) que otorgó la Junta de Andalucía en 2020 se contempla que para poder extraer el mineral subterráneo se podrán extraer hasta 6 millones m³/año de aguas de achique de la mina subterránea, de las cuales, como solo tienen concedidas 2 millones m³/año, tendrán que reinyectar 4 millones m³/año de agua subterránea (Junta de Andalucía, 2020).

Dado que esta afectación al acuífero incumple gravemente los objetivos medioambientales vigentes en el Plan Hidrológico del Guadalquivir (PHG) para las masas de aguas subterráneas del acuífero, CLC solicitó y les ha sido concedida la declaración de Interés Público Superior de la excepción prevista en el artículo 4.7 de la Directiva Marco de Aguas, que permite el incumplimiento de esos objetivos medioambientales.

Este aumento de consumo de aguas que implica el PMR se verá también reflejado en el aumento de los volúmenes de vertido. La AAI del proyecto PMR estipula que el vertido se localizará en el mismo punto del río Guadalquivir, aguas abajo del municipio de La Algaba, con un máximo de 2.340.000 m³/año (Junta de Andalucía, 2020).

Comparando este vertido con el vertido del anterior proyecto de minería a cielo abierto, en la tabla a continuación se puede observar cómo aumentará la carga contaminante que se verterá al río Guadalquivir.

Tabla 1. Comparación entre vertido autorizado durante la fase a cielo abierto del proyecto CLC y el vertido autorizado que supondrá el PMR (en kg de metales pesados/año). Fuente: Elaboración propia en base a Junta de Andalucía (2007, 2020).

AAI Planta hidrometalúrgica modificación 18 mayo 2007 volumen vertido: 900.000 m ³ /año Valores totales en kg/año		AAI Planta Polimetalúrgica 29 diciembre 2020 volumen vertido: 2.340.000 m ³ /año Valores totales en kg/año		Aumento de los contaminantes del vertido	
Arsénico	45	Arsénico	210,6	Arsénico	4,68
Amonio	36000	Amonio	70200	Amonio	1,95
Sulfitos y sulfuros	900	Sulfitos y sulfuros	4680	Sulfitos y sulfuros	5,2
Cadmio	9	Cadmio	28,08	Cadmio	3,12
Plomo	45	Plomo	421,2	Plomo	9,35
Cobre	45	Cobre	210,6	Cobre	4,68
Zinc	360	Zinc	1638	Zinc	4,55
Níquel	90	Níquel	210,6	Níquel	2,34
Mercurio	9	Mercurio	32,76	Mercurio	3,64

Como se puede observar en la tabla, el vertido del PMR supondrá, en comparación con la cantidad de metales pesados que se han vertido al río Guadalquivir durante la fase de explotación a cielo abierto del proyecto CLC, un aumento de 4,68 veces más de Arsénico, 9,35 veces más de Plomo, 3,64 veces más de Mercurio, entre otros. Hay que destacar que el Mercurio es el parámetro más restrictivo para el cumplimiento de las Normas de Calidad Ambiental (NCA-CMA) (R.D. 817/2015) y ha condicionado el diseño de los difusores adosados al tubo de vertido que han sido imprescindibles para poder diluir el vertido hasta cumplir los parámetros permitidos por la legislación vigente en materia de vertidos.

Como señalamos en el apartado anterior, el vertido de CLC durante la fase a cielo abierto ya ha generado indicios de contaminación de los sedimentos con metales eco tóxicos. En esta nueva fase subterránea del proyecto CLC, al vertido aprobado del PMR al estuario se le sumará otro de la Mina de Aznalcollar- Los Frailes, a la altura del Estadio de la Cartuja en Sevilla (a unos 200 metros de distancia) con una carga de metales muy alta (Castillo, 2024).

Esta zona es identificada en el Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica del Guadalquivir (Real Decreto 1/2016 de 8 de enero) como masas de aguas superficiales ES050MSPF013213013 'Corta de San Jerónimo - Presa de Alcalá del Río' y ES050MSPF013213011 'Corta de la Cartuja', caracterizadas en un estado 'peor que bueno' por indicadores de invertebrados bentónicos y altos niveles de eutrofia. Con vistas a mejorar su calidad ambiental, el Plan Hidrológico establece una prórroga hasta el 2027 para alcanzar el objetivo un 'buen estado' de esta masa de agua (PHG, 2023). La pregunta que se plantea para el futuro del Estuario del Guadalquivir es si el vertido ejecutado sumado a los dos nuevos vertidos mineros previstos en la zona afectará a la consecución de esos objetivos

En resumen, el análisis del proyecto minero Las Cruces en su fase a cielo abierto muestra que las soluciones técnicas aprobadas para evitar la contaminación del acuífero por arsénico que provocó el fallo en el SDR en 2008 han sacrificado la cantidad del agua del acuífero para mantener su calidad. Partiendo de este escenario, las multas y procesos judiciales y administrativos impuestos al proyecto CLC no han evitado la continua sobreexplotación de agua subterránea.

En la futura fase subterránea, esta sobreexplotación del acuífero queda institucionalizada en forma de una concesión de aguas que supone un aumento del volumen de agua subterránea del acuífero para la explotación minera de hasta 20 veces más que en la fase anterior del proyecto.

A ello hay que sumar los futuros vertidos, coincidentes en el tiempo y en el espacio, del PMR y de la mina de Aznalcollar- Los Frailes, que conllevan un aumento considerable de metales pesados que irán a parar a unas masas de agua que no cumplen con los objetivos de calidad que obliga la Directiva Marco del Agua y cuyos sedimentos ya están contaminados por metales eco tóxicos.

Dada la dinámica del estuario del Guadalquivir, los contaminantes mineros podrían permanecer en las zonas medias e interior del Estuario del Guadalquivir largos periodos, conllevando su concentración, bioacumulación y biomagnificación en la red trófica (Castillo, 2024). Ante la

fasfas

falta de consenso científico acerca de los riesgos que los vertidos suponen para el ecosistema del Guadalquivir el defensor del pueblo andaluz y asociaciones de pescadores, mariscadores, agricultores, municipios afectados y asociaciones ecologistas, han solicitado la creación de un comité de expertos para analizar los impactos socioambientales de los vertidos mineros al Estuario del Guadalquivir (Correa, 2025).

Referencias

Acuña, S., Albarreal, I. 2021 Cobre Las Cruces. Más de 10 años de saqueo del acuífero de Gerena-Posadas. Revista Ecologista, nº 110. Disponible en: <https://www.ecologistasenaccion.org/188237/cobre-las-cruces-mas-de-10-anos-de-saqueo-del-acuifero-de-gerena-posadas/>

Beltrán, M.J. 2016. Análisis de la gestión del agua en megaproyectos mineros en Andalucía. El caso de la mina de Cobre Las Cruces. In Delgado, M., Del Moral, L. (Coords.) Los Megaproyectos en Andalucía. Relaciones de poder y apropiación de la riqueza. Aconcagua Libros: Sevilla. ISBN: 978-84-946439-0-3

Beltrán, M.J., Velázquez, E. 2017 The Political Ecology of Water Metabolism. The case of the Cobre las Cruces copper mine, southern Spain Sustainability Science, 12 (2):333-343.

Castillo, J.M., 2024 La mina de Cobre las Cruces esta contaminando gravemente los sedimentos del Estuario del Guadalquivir. Universidad de Sevilla. Informe no publicado.

Cobre las Cruces (2011, 2023) www.cobrelascruces.com

Confederación Hidrográfica del Guadalquivir 2023. Plan Hidrológico de la Demarcación hidrográfica del Guadalquivir (2022-2027). Anejo nº 2 Descripción general de la demarcación. Disponible en: <https://www.chguadalquivir.es/tercer-ciclo-guadalquivir>

Correa, J. 2025 El Defensor andaluz pide una evaluación científica por los vertidos de la mina de Aznalcóllar. Diario de Sevilla. Disponible en: https://www.diariodesevilla.es/andalucia/defensor-andaluz-evaluacion-vertidos-mina-aznalcollar-donana_0_2003206958.html

Junta de Andalucía. 2007. Resolución de 18 de mayo del 2007 de la delegada provincial de la Consejería de medio ambiente de Sevilla por la que se considera no sustanciales las modificaciones propuestas por la empresa cobre las cruces sociedad anónima para sus instalaciones y se modifica los apartados A y C del anexo 3 y el anexo 5 de la autorización ambiental integrada otorgada a esta empresa mediante resolución de 11 de marzo de 2005 expediente AAI/SE/007/05

Junta de Andalucía. Agencia Andaluza del Agua. 2009. Minimización del volumen de vertido al Dominio Público Marítimo Terrestre (río Guadalquivir) en el proyecto minero Las Cruces. Disponible en: https://www.ecologistasenaccion.org/wp-content/uploads/adjuntos-spip/pdf_Informe_de_Comision_Agua_7_abril_2009.pdf

Junta de Andalucía. 2020. Resolución de la delegación territorial de Agricultura, ganadería, pesca y desarrollo sostenible en Sevilla, sobre la autorización ambiental integrada solicitada por cobre las cruces, S.A.U., para la planta de beneficio del proyecto de explotación de los recursos minerales polimetálicos (proyecto PMR), en los términos municipales de Gerena Guillena y Salteras, provincia de Sevilla. Expediente AAI/SE/703/2018/N.

Pérez-Cebada, J.D., Beltrán, M.J. 2020. La Remineralización de Europa, una aproximación. Estudios Críticos del Desarrollo, 19:207-237 ISSN 2594-0899 <https://doi.org/10.35533/ecd.1019.jdpc.mjbm>

Embalse de Alcolea: historia de una sinrazón

Fundación Nueva Cultura del Agua

1. Antecedentes y objetivos del embalse de Alcolea

El embalse de Alcolea ejemplifica muy bien hasta qué punto la minería metálica en Andalucía Occidental supone no sólo un problema ambiental y para la salud humana sino también una pesada hipoteca para las actividades socioeconómicas actuales y futuras en este territorio.

La Presa de Alcolea, el Canal de Trigueros e infraestructuras asociadas están en construcción en la demarcación hidrográfica del Tinto, Odiel y Piedras, en los términos municipales de Gibraleón, Trigueros, Alosno, Beas, Valverde del Camino, Calañas y Villanueva de las Cruces. Estas infraestructuras estarían alimentadas por los recursos hídricos de la cuenca del Odiel. Las obras se planificaron por primera vez en el Plan Hidrológico de Cuenca "Guadiana II", elaborado por la Confederación Hidrográfica del Guadiana en 1995, con los objetivos de prevenir las avenidas en el cauce bajo del Odiel en la zona de Gibraleón y abastecer la ciudad de Huelva y el uso industrial en el Polo Químico de Huelva. Los objetivos han ido variando con posterioridad, sin que dicha variación en los objetivos haya quedado justificada. Así, más tarde se intenta compatibilizar el abastecimiento y el regadío y, finalmente, el proyecto del denominado Canal de Trigueros se diseña exclusivamente para regadío (25.000 ha), requiriendo para ello 112,5 Hm³ anuales, una proporción significativa de la capacidad total de regulación del previsto embalse de Alcolea.

La expansión del regadío en Huelva se nutre sobre todo del Sistema Chanza-Piedras, que incorpora las aguas de la cuenca del Guadiana a la del Piedras, así como del embalse de El Andévalo. En este contexto, se pretende que el embalse de Alcolea permita el desarrollo de la zona regable del Canal de Trigueros y alimentar el denominado Anillo Hídrico de Huelva, liberando recursos del sistema Andévalo-Chanza-Piedras (Corominas et al, 2020). El objetivo es incrementar los recursos hídricos disponibles para atender la explosiva expansión de los regadíos intensivos en la provincia de Huelva, fundamentalmente de frutos rojos (fresón, frambuesa, arándanos) y cítricos, generadores de elevados beneficios y que se sustentan en una mano de obra básicamente inmigrante.

Las aguas del Odiel presentan elevados niveles de ácido sulfúrico, óxido de hierro y otros componentes, pese a lo cual el proyecto se consideró viable por asumir que la carga contaminante se mantenía estable y que en periodos de lluvia dicha carga era "exigua" por su dilución. El Estudio de Impacto Ambiental, del año 2000, reconoce la presencia de acidez, conductividad, sulfatos y metales pesados, pero igualmente considera que el nivel de contaminación de las aguas del Odiel es admisible. Tras una declaración ambiental favorable, con ciertos condicionantes de cara al uso de las aguas, ese mismo año se aprobó la construcción de la presa de Alcolea, en la cuenca baja del Odiel, con una capacidad máxima de 247 hm³, que supondría 2.100 ha inundadas en dicho nivel máximo. El presupuesto del embalse

de Alcolea no asignó coste alguno para mejorar la calidad de las aguas antes de su uso y tampoco consideraba los costes ambientales y del recurso, exigidos por la Directiva Marco del Agua.

En 2011 se aprobaron las obras con un proyecto constructivo que incorporaba diversas modificaciones, pese a lo cual no fue sometido a un nuevo procedimiento de evaluación de impacto ambiental para evaluar, entre otros aspectos, el grado de cumplimiento de la Directiva Marco del Agua y la consideración del conocimiento científico actualizado sobre la contaminación del Odiel. Las obras se iniciaron en 2012 y se paralizaron en 2017 por razones técnicas y de discrepancias con el contratista, presentando un nivel de ejecución del 21,6% (Corominas et al., 2020).

Hasta la fecha, las obras de la presa siguen paralizadas. Se ha redactado un nuevo proyecto de terminación de la presa de Alcolea, con un coste de terminación que ronda los 90 millones de euros, a los que habría que añadir 190,2 millones de euros para el canal de Trigueros (para dotar 25.000 ha de la Zona Regable del Canal de Trigueros), 259,5 millones de euros para la red de distribución de riego y 115,08 millones para la conexión con el sistema de abastecimiento de Huelva, más unos costes de mantenimiento y conservación de la presa de Alcolea, el Canal de Trigueros y el sistema de distribución de 11,72 millones €/año (Corominas et al., 2020).

Estos costes, de por sí elevados, no incluyen ningún tratamiento del agua porque los distintos documentos del proyecto vienen considerando que será suficiente la autodepuración por sedimentación. Sin embargo, la elevada concentración de metales pesados y de sulfatos y un pH muy ácido harían necesarios costosos tratamientos para poder utilizar el agua no sólo para abastecimiento sino también para regadío, como se ha puesto de manifiesto en el caso del embalse de El Sancho. Tener en cuenta los costes del tratamiento de agua sería suficiente para mostrar la inviabilidad económica del embalse de Alcolea debido a la intensa contaminación por metales pesados de las aguas del Odiel, como se detalla a continuación.

2. Contaminación minera de las aguas del Odiel

Como se ha mostrado en apartados anteriores de este informe, Los ríos Tinto y Odiel son en la actualidad de los más contaminados del mundo por drenaje ácido de minas (DAM). El principal foco de contaminación en la cuenca del río Odiel es el río Agrio, cuya contaminación tiene lugar fundamentalmente cuando se inician las explotaciones mineras industriales y a cielo abierto por compañías inglesas en Riotinto y Tharsis, entre otras. Los afluentes de la cuenca alta del Odiel están poco contaminados, pero cuando se llega a las zonas mineras los cauces quedan muy afectados por drenajes ácidos mineros. El Odiel presenta desde esa zona una elevada contaminación y sólo cerca de la Ría de Huelva el Odiel recibe algunos afluentes no afectados, que reducen ligeramente la contaminación (Olías y Nieto, 2012). Se estima en unas 2.000-3.000 hectáreas las afectadas por escombreras de minas que inciden en la calidad del agua del Odiel.

El drenaje ácido de minas provoca la acidificación de las aguas, que a lo largo del cauce presentan un pH entre 2,5 y 3,8. La contaminación actual se debe fundamentalmente a la oxidación de los sulfuros metálicos de las escombreras acumuladas de todas las épocas de explotación minera en la cuenca (actividades pasadas y actuales), que se transforman en sulfatos de gran número de metales pesados, solubles en el agua, que la acidifican hasta valores de pH del orden de 2,5. A lo largo de su recorrido por el río Odiel el pH aumenta un poco hasta situarse, en la entrada a la Ría de Huelva, en un rango de 3,3-3,8. En muestreos semanales en la zona de Gibraleón (aguas abajo del futuro embalse) de 2002 a 2007, el agua presenta en promedio un pH de 3,6 por la presencia de sulfatos de diversos metales pesados, contaminación que con pocas variaciones persiste a lo largo de todo el año hidrológico (Olías et al., 2010).

Además, aguas abajo de la futura presa de Alcolea, el Odiel recibe las aguas del río Meca, regulado por el embalse de El Sancho. Este embalse se halla también muy afectado por drenajes ácidos mineros y su contaminación impide su uso no sólo para abastecimiento sino también para riego, al incumplir los límites recomendados por la FAO en lo relativo al cobalto, cobre y manganeso, entre otros problemas. Hay que indicar que en el embalse de El Sancho se ha producido un proceso de reacidificación desde 2003 a causa de la actividad en la mina de Tharsis, provocando que el pH haya descendido del rango 4-5 al rango 3-4, agravando el problema general de contaminación de las aguas del río Meca y, por tanto, también del Odiel. Estudios realizados en El Sancho y el Odiel indican que la calidad del agua del embalse de Alcolea será peor que la del embalse de El Sancho y no podría ser usada directamente sin tratamiento, ni para la agricultura ni para otros fines (Olías et al., 2007).

Ante las dudas sobre la calidad de las aguas, en 2011 la Dirección General de Calidad y Evaluación Ambiental de la Junta de Andalucía encargó un estudio al CEDEX, el cual concluyó que, pese a que los estudios disponibles se basaban en muestreos puntuales o de periodos cortos, sus resultados apuntan a que el agua del embalse de Alcolea sería de peor calidad que la del embalse de El Sancho y recomienda nuevos estudios. En cuanto a los tratamientos necesarios para utilizar las aguas del embalse de Alcolea en regadío, el informe del CEDEX de 2011 señalaba lo siguiente (Corominas et al., 2020):

- El tratamiento mínimo necesario sería la elevación del pH hasta valores neutros y la reducción de los metales.
- Podría ser necesaria una desalación parcial de las aguas para reducir el residuo sólido. Los fangos producidos deberían tratarse como residuos peligrosos.
- La inversión necesaria estaría entre 15-25 €/m³ de agua tratada.
- El período de amortización de la planta debería ser de 15 años, por el elevado deterioro de las instalaciones con estas aguas.

Pese a todo ello, en 2012 el Secretario de Estado de Medio Ambiente declaró vigente la Declaración de Impacto Ambiental del año 2000, sin tener en cuenta el informe del CEDEX.

En definitiva, la calidad del agua que se regularía en el embalse de Alcolea no es la adecuada para ningún uso por su elevada acidez ($\text{pH} < 4,2$) y gran contenido en metales pesados. Este problema de calidad se traduce también en un problema económico, salvo que se procediera previamente a restaurar todas las escombreras de minas abandonadas, lo que, en caso de que pudiera ser viable técnicamente, tendría un coste de al menos 600-800 millones de euros, o bien se procediera a tratar las aguas en una planta a pie de presa para neutralizarlas y que se reduzcan y precipiten gran parte de los metales pesados, con un coste que se situaría en el rango de al menos 0,15-0,25 €/m³, es decir 18-30 millones de euros anuales, coste que habría que sumar al resto de costes asociados a la construcción y explotación del embalse de Alcolea e infraestructuras asociadas, los cuales suponen al menos otros 0,39 €/m³. Por tanto, tratar las aguas reguladas por Alcolea hasta conseguir la calidad necesaria, unido a tales costes financieros, hacen inviable económicamente su uso, especialmente para riego.

El informe técnico de la Fundación Nueva Cultura del Agua y WWF España (Corominas et al, 2020), centrado en el análisis de la recuperación de costes, demostró que la presa de Alcolea no es un proyecto viable por sus graves deficiencias económicas, sociales y ambientales. Hay que destacar que el Esquema Provisional de Temas Importantes (EPTI) de la Demarcación Hidrográfica del Tinto, Odiel y Piedras del tercer ciclo (Junta de Andalucía, 2020) supuso un cambio respecto a la consideración del embalse de Alcolea, al reconocer, hasta en 16 ocasiones, sus dudas sobre la calidad del agua que almacenaría, por lo que podría no ser útil para los usos previstos o bien requeriría costosos tratamientos de depuración. Pese a ello, el EPTI seguía contabilizando los recursos regulados por Alcolea en su estima de balance hídrico en 2027 (Corominas et al, 2020).

3. Los intentos por finalizar Alcolea

Pese a las dudas reflejadas en el EPTI en 2020, la actitud de minimizar el problema de la contaminación de las aguas del Odiel y de no considerar los costes de los tratamientos necesarios para destinarlas a cualquier uso se han ido manteniendo en los documentos de planificación posteriores, en lo cual sin duda ha influido la presión de los regantes de Huelva sobre la Junta de Andalucía. Esta presión para que se reanudasen los trabajos de construcción de la presa de Alcolea y se neutralizaran los informes científicos existentes favoreció que a finales de 2020 la Junta de Andalucía encargara a la consultora holandesa Deltares, un informe de valoración de la calidad de las aguas que regularía el futuro embalse de Alcolea, informe que fue presentado en febrero de 2021, pocas semanas después de hacerse público el informe de FNCA-WWF.

El informe de Deltares “Síntesis sobre los posibles impactos en la calidad del agua de la futura presa de Alcolea”, avalaba la posición de la Junta de Andalucía y consideraba que en el futuro embalse se reduciría drásticamente la acidez del agua y se decantarían gran parte de los metales pesados. Dicho informe afirmaba que la calidad del agua en el embalse mejorará significativamente, pudiéndose utilizar el agua para los usos previstos de abastecimiento, regadío e industria. Sin embargo, el informe sólo usó para su estudio la información aportada por el cliente (la Junta de Andalucía), en concreto 9 documentos técnicos internos de la Administración, ignorando la amplia bibliografía científica existente y manejando datos

FAFAFAF

parciales e incompletos.

La Junta de Andalucía utilizó este informe de Deltares para suprimir todas las dudas razonadas y cautelas que señalaba el EPTI de 2020, considerando que la presa de Alcolea era completamente viable. Esto quedó reflejado en el Esquema de temas Importantes (ETI) finalmente aprobado en 2021:

“Las dudas suscitadas con relación a la calidad del agua de Alcolea han quedado clarificadas con el estudio que ha encargado por la Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible al instituto de investigación de agua holandés ‘Deltares’, que concluye que no existen inconvenientes para reanudar las obras de la presa”.

WWF y la FNCA elaboraron una nota de prensa en abril de 2021, en la que mostraron su oposición al plan de la Junta de Andalucía de continuar con el proyecto de la presa de Alcolea, como réplica al informe de Deltares. Ello dio comienzo a un proceso largo de comunicaciones de WWF y FNCA con la consultora, a lo largo del cual se evidenciaron las carencias de datos, simplificaciones y errores de su informe. Deltares aceptó discutir técnicamente su documento con la información aportada por WWF y FNCA y en una reunión celebrada en julio de 2021 reconocieron deficiencias en su informe, fruto de la escasa documentación que les aportó la Junta de Andalucía, totalmente favorable a la obra y de que el encargo que recibieron se limitaba a valorar dichos informes. Por todo ello se acordó que Deltares iba a reconsiderar las conclusiones de su informe.

A principios de septiembre de 2021 Deltares remitió a WWF y FNCA una Adenda (Deltares, 2021) en la que reconocen las deficiencias de su primer informe y señalan que no hay información suficiente para poder afirmar que el agua de la presa de Alcolea se pueda utilizar para ningún uso, recomendando la continuación de los estudios de seguimiento de la evolución de la calidad del agua del río Odiel. Trasladaron su nueva Adenda a la Junta de Andalucía para que ésta la hiciera pública. Tras más de tres meses sin que la Junta de Andalucía publicara dicha Adenda (que a fecha de hoy sigue sin ser publicada por la Junta de Andalucía), la FNCA la publicó, dada su relevancia e interés (https://www.fnca.eu/images/documentos/Documentos%20sin%20clasificar/Addendum_SynthesisReportWaterQualityAlcolea.pdf).

Abundando en los graves problemas de calidad del agua que regularía el embalse de Alcolea, un nuevo informe del CEDEX en 2022 recomienda llevar a cabo “un seguimiento intensivo en la cuenca con una resolución espacial y temporal adecuada, al menos durante un ciclo hidrológico, que incluya tanto la calidad fisicoquímica de las aguas y sedimentos de los principales cauces y embalses, como información hidrológica continua en los mismos puntos, obteniéndose las cargas contaminantes transportadas por los cauces y retenidas en los embalses” (CEDEX, 2022), mostrando una vez más que no existe base técnica que avale que las aguas del previsto embalse de Alcolea puedan tener uso alguno.

A pesar de todos estos nuevos estudios, la Junta de Andalucía no rectificó su propuesta de construcción del embalse de Alcolea en el documento final del Plan Hidrológico del tercer ciclo de la Demarcación Hidrográfica del Tinto, Odiel y Piedras, aprobado en 2023. Es más:

FASEDASFA

aumentando el disparate, dicho Plan Hidrológico justifica adicionalmente la construcción de la presa de Alcolea en que serviría para materializar los aportes de agua (19,99 hm³) a los regadíos del entorno de Doñana previstos en la Ley 10/2018, de 5 de diciembre, lo que trasladaría una grave contaminación por metales pesados a los espacios naturales de Doñana.

4. Conclusiones

El proyecto del embalse de Alcolea constituye un ejemplo paradigmático que permite extraer varias conclusiones importantes:

- La contaminación minera, específicamente por Drenaje Ácido de Minas (DAM) acumula los efectos tanto de las actividades mineras del pasado, ya fuera de explotación, como de las actividades mineras actuales, dado que en ambos casos la contaminación por DAM se suma y perdurará durante periodos de tiempo enormemente largos. En el caso de la calidad del agua del previsto embalse de Alcolea, el territorio afectado por escombreras mineras y que generan flujos contaminantes por DAM es del entorno de 2.000-3.000 hectáreas.
- La acusada acidez del agua, con un pH generalmente inferior a 4, junto a la elevada concentración de metales pesados, de conocidos efectos nocivos para la salud humana, los ecosistemas y otras especies, hacen inviable técnica y económicamente aplicar para uso alguno las aguas que regularía el embalse de Alcolea. Esto constituye un ejemplo más de la enorme hipoteca que supone la contaminación por minería metálica en este caso y en general en Andalucía Occidental, al condicionar o impedir tanto usos actuales como usos futuros y generar graves riesgos ambientales y para la salud humana. Esta hipoteca y los riesgos que supone no han sido contabilizados ni asumidos ni por las empresas mineras que los han provocado ni por las administraciones públicas, que tienen la obligación de garantizar el interés público.
- Todo el proceso seguido en torno al embalse de Alcolea refleja el empecinamiento de la administración pública, especialmente de la Junta de Andalucía, por culminar la construcción de un embalse inviable, en contra del conocimiento científico disponible, de los informes del CEDEX, de la Adenda de rectificación de Deltares y del propio sentido común, dado que no hay justificación técnica ni económica para seguir adelante con este proyecto. Dicho empecinamiento llega al extremo de ignorar información científica esencial y de ocultar documentos clave para una toma de decisiones fundamentada, demostrando graves carencias en materia de transparencia y buena gobernanza.
- El embalse de Alcolea es la historia de una sinrazón, sobre la que es necesario preguntarse a qué intereses responde, ya que no son los del interés público.

Referencias

CEDEX. 2022. Estudio sobre la calidad del agua de la cuenca del Odiel en relación con el proyecto de embalse. Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas.

Corominas, J.; Corominas, P.; del Moral, L.; La Calle, A.; La Roca, F. 2020. Estudio de casos para la aplicación de la metodología sobre la recuperación de costes de los servicios del agua. El embalse de Melonares y la presa de Alcolea. España. Fundación Nueva Cultura del Agua/ WWF España.

Deltares. 2021. Addendum Synthesis report possible impacts on water quality by future Alcolea dam. Deltares.

https://www.fnca.eu/images/documentos/Documentos%20sin%20clasificar/Addendum_SynthesisReportWaterQualityAlcolea.pdf

Junta de Andalucía. 2020. Esquema Provisional de Temas Importantes de la demarcación del Tinto, Odiel y Piedras (EPTI). Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Junta de Andalucía.

<https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/areas-tematicas/agua/planificacion-hidrologica/2022-2027/documentos-previos-tinto-odiel-piedras>

Junta de Andalucía. 2021. Esquema de Temas Importantes de la demarcación del Tinto, Odiel y Piedras (ETI). Consejería de Agricultura, Ganadería, Pesca y Desarrollo Sostenible. Junta de Andalucía.

<https://www.juntadeandalucia.es/medioambiente/portal/areas-tematicas/agua/planificacion-hidrologica/2022-2027/documentos-previos-tinto-odiel-piedras>

Olías, M. et al. 2007. Sobre la calidad del agua del futuro embalse de Alcolea (Cuenca del río Odiel, Huelva). Geogaceta, 42. 2007.

Olías, M. et al. 2010. La contaminación minera de los ríos Tinto y Odiel. Universidad de Huelva

Olías, M.; Nieto, J.M. 2012. El impacto de la minería en los ríos Tinto y Odiel a lo largo de la historia. Revista de la Sociedad Geológica de España 25 (3-4).

Contacto

Fundación Nueva Cultura del Agua
C/Pedro Cerbuna, 12, 4ºD
50009 Zaragoza

<https://fnca.eu>
fnca@unizar.es