

La contaminación metálica en la bahía de Chañaral (norte de Chile): retrospección, prospección y proyección

Metallic contamination in Chañaral Bay (northern Chile): retrospection, prospection and projection

Estefanía Bonnail¹, Pablo Cruz-Hernández², Sebastián Galleguillos³, Tatiana Izquierdo^{3,4} y Manuel Abad⁵

¹ Centro de Investigaciones Costeras Universidad de Atacama (CIC-UDA). Avenida Copayapu 485, Copiapó (Atacama). Chile. estefania.bonnail@uda.cl

² Laboratory of Waste Management, Paul Scherrer Institut, CH-5232 Villigen PSI, Suiza. pablo.cruz-herandez@psi.ch

³ Grupo de Investigación Recursos Hídricos y Geología del Cuaternario de la Universidad de Atacama (IDICTEC-UDA). Avenida Copayapu 485, Copiapó (Atacama). Chile. tatiana.izquierdo@uda.cl

⁴ Instituto de Investigaciones Científicas y Tecnológicas de la Universidad de Atacama (IDICTEC-UDA). Avenida Copayapu 485, Copiapó (Atacama). Chile. tatiana.izquierdo@uda.cl

⁵ Departamento de Biología y Geología, Física y Química Inorgánica, Área de Geología, Universidad Rey Juan Carlos, Calle Tulipán s/n, 28933, Móstoles, España. manuel.abad@urjc.es

ABSTRACT

Contamination in desert coastal areas, such as Atacama (northern Chile), is in continuous dynamism: human activities supplies (mining, tourism, agriculture, etc.), occasional natural events (tsunamis, coastal edges erosion, Humboldt Current, etc.) and other extreme meteorological episodes (alluvia, floods, droughts, etc.), are the main characters in this interactive border. Chile holds one of the longest coastal lines worldwide, where the confluence of different activities with an important polluting component is not restricted due to a lack of national regulatory. This work analyses the current scientific reports in an area where the word "contamination" is continuously mentioned, and where there has been an ineffective divulgation of the international projection studies on one of the most contaminated bays: Chañaral Bay. Chañaral Bay, located in northern Chile, in the surroundings of Chañaral city, with 12000 inhabitants, is the scenario of historical mining discharges through the Salado River, and recently whipped by two severe hydrometeorological events in 2015 and 2017.

Key-words: metal contamination, risk, Atacama, mining.

RESUMEN

La contaminación en las zonas costeras de áreas desérticas, como Atacama (norte de Chile), está en continuo dinamismo: insumos procedentes de actividades humanas (minería, turismo, agricultura, etc.), junto con eventos naturales ocasionales (tsunamis, erosión de bordes costeros, corriente de Humboldt, etc.) y otros episodios meteorológicos extremos (aluviones, inundaciones, sequías, etc.), son los principales actores en esta frontera interactiva. Chile posee una de las líneas costeras más largas del mundo, donde la confluencia de diferentes actividades con un importante componente contaminante no está controlada debido a una falta en la normativa nacional. Este trabajo analiza los antecedentes científicos existentes en un área donde la palabra "contaminación" es constantemente mencionada, y donde no ha sido efectiva la divulgación de los escasos estudios de proyección internacional realizados en una de las bahías más contaminadas: la bahía de Chañaral. La bahía de Chañaral, situada al norte de Chile en los alrededores de la ciudad de Chañaral, con alrededor de 12000 habitantes, es escenario de descargas históricas de residuos mineros a través del río Salado, y recientemente azotada por dos eventos hidrometeorológicos severos en 2015 y 2017.

Palabras clave: contaminación metálica, riesgo, Atacama, minería.

Geogaceta, 67 (2020), 59-62
ISSN (versión impresa): 0213-683X
ISSN (Internet): 2173-6545

Fecha de recepción: 01/07/2019
Fecha de revisión: 17/10/2019
Fecha de aceptación: 22/11/2019

Introducción

La contaminación metálica en las zonas costeras suele ser el resultado de actividades industriales. En el caso del borde atacameño (norte de Chile), las altas concentraciones de metales en los ambientes acuáticos (tanto agua como sedimento) se deben, en gran parte, a que la composición geológica es rica en estos elementos (Tapia *et al.*, 2018). Sin embargo, las actividades antropogénicas favorecen la movilidad, disponibilidad y remoción de éstos. Los metal(oid)es se pueden encontrar en los medios acuáticos en forma disuelta o adsorbida (y adsorbida) sobre materia particulada

(orgánica e inorgánica). Sin embargo, no todo el metal presente en el medio se encuentra en forma biodisponible (forma química susceptible de ser asimilada por organismos vivos tras exposición a los mismos) y que es susceptible de causar toxicidad (Rainbow, 1997). La biodisponibilidad de los elementos es afectada por procesos químicos de precipitación, adsorción y disolución en el medio. Por lo que solo una fracción puede llegar a tejidos internos de los organismos tras la exposición. Los procesos de entrada y asimilación de elementos en los organismos se clasifican según las diferentes vías de exposición. Recibe el nombre de *bioacumulación* cuando se produce un

almacenamiento del elemento en el tejido a través de la ingestión. Mientras que cuando los elementos alcanzan los tejidos a través de contacto directo, como por ejemplo de branquias, se denomina *bioconcentración*. A medida que aumenta la exposición (crónica o aguda) se aumenta el riesgo de toxicidad debido a la nocividad de los elementos. Cuando se almacenan en los organismos, su eliminación se hace más difícil, ya que en ocasiones se trata de procesos irreversibles, en los que los metales quedan adheridos a los tejidos adiposos. Las altas concentraciones de xenobióticos acumuladas en los organismos pueden provocar disfunciones enzimáticas, daños genéticos,

fallos fisiológicos e incluso la muerte, entre otros. Y más aún, los metales bioacumulados pueden ser transferidos hacia niveles superiores de la cadena trófica (ingestión de organismos con altas concentraciones de metales), constituyendo eventualmente una amenaza para la salud humana cuando dichos organismos son utilizados como alimento (Luoma y Rainbow, 2008). Este proceso de salto en la cadena trófica es conocido como *bio-magnificación*.

El peligro de los metal(oid)es en los seres humanos está determinado por sus concentraciones en tejido y su especiación (forma química). Está ampliamente estudiada la relación causal entre la exposición a metales y enfermedades, como problemas neurotóxicos (Hg, Pb), alteraciones genéticas (Cr (VI)), problemas vasculares (As), problemas dérmicos (Be, Ni), problemas respiratorios (Mn), cáncer (Cd), entre otros (Jaishankar *et al.*, 2014). Sin embargo, para llegar a este punto tiene que existir, al menos, un medio de exposición (aire, agua superficial, agua subterránea, suelo-sedimento, alimento) y una vía de exposición (ingestión, contacto dérmico, inhalación). No obstante, es necesario recordar que los organismos precisan de algunos de estos elementos en pequeñas cantidades para su correcto funcionamiento biológico (oligoelementos). Su déficit también supondría un daño o fallo sistémico.

Retrospección

La bahía de Chañaral, en la región de Atacama, presenta uno de los escenarios ambientales más catastróficos a lo largo de la historia de Chile (Fig. 1) con más de un siglo de vertidos mineros, y fuertemente afectada por eventos naturales (como fue la inundación de marzo de 2015 y, más recientemente, la de mayo de 2017).

A finales de la década de 1930, la compañía norteamericana Andes Copper Mining Co., antecesora legal de CODELCO Chile (Corporación Nacional del Cobre), comienza a verter directamente al cauce del río Salado el relave procedente del proceso de explotación de algunos yacimientos de cobre cercanos a la localidad de Potrerillos, ubicado 140 kilómetros al este de Chañaral. A través del río Salado, que desembocaba de forma natural en la bahía de Chañaral, se depositaron ininterrumpidamente por más de 30 años, alrededor de 150 millones de toneladas de relaves (Castilla y Correa, 1997). En 1974, como consecuencia del avance de la línea costera debido al depósito de estos residuos, los vertidos fueron desviados mediante un canal para que alcanzaran la costa 15 kilómetros al norte, en Playa Palito. Producto de ello, la situación en las aguas de la bahía de Chañaral se replicó en el nuevo enclave costero, que hasta esa fecha estaba libre de contaminantes metálicos (Fig. 1). En total, se acumularon aproximadamente 300 millones de toneladas de materiales residuales procedentes de la explotación minera de Potrerillos y, posteriormente,

de El Salvador (Castilla, 1996; Ramírez *et al.*, 2005). Estos residuos contienen grandes concentraciones de metales y metaloides, como ha reportado el Servicio Nacional de Geología y Minería (SERNAMEGOMIN), y como se ha verificado por los escasos estudios en sedimentos realizados en el norte de Chile (Tabla I). Ramírez *et al.* (2005) hallaron concentraciones de cobre de entre 0,72 y 1,9 mg g⁻¹, es decir, valores entre diez y veinte veces superiores a los registrados en otras costas del norte de Chile; y 60 veces superior a la media de las concentraciones en costas del mundo. Otros elementos, como el Cd, Fe, Ni, Pb, Zn, también superan significativamente las concentraciones base de áreas costeras y los niveles de riesgo ambiental (ERL, "Effect Range Low": concentración de un contaminante por encima de la cual puede esperarse que se produzcan efectos nocivos) establecidos por agencias ambientales internacionales como la Agencia de Protección Ambiental de Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency-USEPA, 1998) (Tabla I). La acumulación de elementos tóxicos en el borde costero generó la extinción de la vida marina en la bahía, el embancamiento de la playa (Playa Grande, Fig. 1), y la contaminación de organismos vivos a más de 30 km al norte de Chañaral, afectando incluso a aguas y organismos que rodean el Parque Nacional Pan de Azúcar (INDH, 2015). Entre los últimos estudios, realizados hace más de una década, se evaluó el impacto de acumulación de cobre en el litoral (Lee



Fig. 1.- Localización de Chañaral (Atacama, norte de Chile). Áreas de afectación por los eventos ocurridos en 2015 y 2017.
 Fig. 1.- Chañaral location (Atacama, northern Chile). Areas affected by the events happened in 2015 and 2017.

et al., 2006), y se determinó la influencia de las concentraciones de cobre sobre la ecología de la zona. Más recientemente, estudios de geoquímica de sedimentos determinaron algunos impactos del desastre aluvional (Tapia, 2016). Sin embargo, y pese a la cercanía del emplazamiento de Chañaral, los estudios de impacto de los residuos en la población son muy limitados.

Prospección

A pesar de que se sabe que la zona está fuertemente contaminada existen escasos estudios de concentraciones de metales en la bahía tras los eventos naturales de 2015 y 2017 (Tabla I). Se desconoce el alcance de dispersión de los contaminantes y su potencial tóxico. Además, los eventos aluvionales arrastraron materiales desde partes superiores del río Salado, donde se localizan las actividades mineras (Galleguillos *et al.*, 2018; Izquierdo *et al.*, 2018). La peligrosidad de los eventos de inundación no solo radica en la cantidad de material fino en forma de fango que arrasa las poblaciones, sino en el aumento de la reactividad asociada a los elementos metálicos (Geesey *et al.*, 1984), ya que se generan corrientes locales de drenaje ácido. La movilidad de los elementos está condicionada por las condiciones del medio en los que se encuentra, como la acidez, el potencial redox, la cantidad de material particulado, el contenido en materia orgánica, entre otros; así se desplazan variando su especie química, lo cual determina su toxicidad (Luoma y Rainbow, 2008). Por lo que eventos drásticos puntuales, como torrentes, pueden potenciar las condiciones oxidantes del medio que fa-

vorecen la reactividad de metales y, por tanto, su movilidad y toxicidad. Estos fenómenos suelen tener una componente depositaria en las bahías, donde los contaminantes se distribuyen sometidos a la influencia de mareas y corrientes. Es en esta interfase agua-sedimento donde mejor se refleja la contaminación de xenobióticos. En la actualidad, la presencia de metales en el medio marino chileno queda registrada en fitoplancton, zooplancton, bentos, algas, peces, que están siendo utilizadas para el consumo humano, importación, industria farmacéutica, o como alimento en la industria acuícola, fomentando el problema de la biomagnificación (Campos, 2017).

Por otro lado, Chile carece de legislación que regule las concentraciones de contaminantes en sedimentos marinos, estuarinos, y de agua dulce. En ocasiones se toma como referencia las guías de calidad ambiental propuestas por organismos internacionales, como la FAO, la USEPA o el NOAA (Tabla I). Y, por supuesto, se subraya la completa inexistencia de regulación de impactos de estos elementos en sobre la salud humana. No obstante, estos valores de referencia no están consensuados y se recomienda el cálculo de guías de calidad de sedimento para las diferentes áreas geográficas en función a las características inherentes de cada zona (clima, fauna, composición geológica, actividad antrópica, etc.). Para la realización de este tipo de estudios es necesario establecer un sistema de referencia que se encuentre libre de contaminación, y a partir del cual sea posible determinar los niveles máximos de contaminantes que causan efectos leves y adversos en la ecología de la zona, la cual a su vez se encuentre enmarcada en

la geología regional. Por lo cual, la necesidad de estudios geoquímicos radica en la falta de información de la calidad ambiental del área costera para llevar a cabo una fiscalización certera en las regiones áridas del norte de Chile.

Proyección

Los métodos integrados permiten determinar la calidad ambiental de materiales sedimentarios en áreas costeras a fin de ofrecer respuesta a las tres preguntas clásicas que se formulan en los estudios integrales de evaluación de la calidad ambiental en sistemas acuáticos: ¿Qué tipo de contaminantes están presentes en el ecosistema?, ¿cuáles son los niveles de estos contaminantes?, y ¿qué efectos biológicos tienen sobre el ecosistema? Estos métodos tienen como principal objetivo el estudio de la protección de los sistemas ecológicos respecto a los potenciales efectos adversos, debido tanto a sustancias de origen natural como a antropogénicas (Chapman, 1996). Esta protección requiere disponer de información acerca de su comportamiento ambiental y de sus efectos ecológicos.

Existen dos actuaciones a realizar con respecto a lo mencionado anteriormente: i) anticipar cómo las sustancias afectan a los sistemas ecológicos; y ii) valorar cuáles son los efectos ecológicos que estas van a producir. Tradicionalmente el primero de los objetivos es abordado utilizando bioensayos de toxicidad de las sustancias a estudiar (test con organismos), antes de que estas accedieran al medio. El segundo de los objetivos se evalúa realizando estudios que combinen ensayos de toxicidad con medidas de la contaminación, mediante técnicas químicas y medidas *in situ* del estado de salud de la comunidad biológica y del medio natural en general.

Esta metodología fue inicialmente implementada por la USEPA (Long y Chapman, 1985) y después ha sido desarrollada en varios países y lugares del mundo de acuerdo a las características inherentes de cada área geográfica y su ecología (DelValls y Chapman, 1998; Riba *et al.*, 2004; Martín-Díaz *et al.*, 2006; Bonnail *et al.*, 2016).

Conclusión

La estandarización de protocolos de

	Conc. Base	Chañaral ^c	Norte Chile ^d	Bahía ^e	USEPA ^f
	Áreas costeras	Costa	Costa	Post aluvión 2015	ERL
Cd	µg g ⁻¹	0,17 ^a	0,061-1,085		1,2
Cu	µg g ⁻¹	33 ^a	720-1985	85,50	1260
Fe	mg g ⁻¹	1,5 ^b	9,05-32,99	9,00	66,80
Mn	µg g ⁻¹	420 ^b	746-22739		1775
Ni	µg g ⁻¹	52 ^a	0,167-7,57	22,70	20,9
Pb	µg g ⁻¹	15 ^b	1,57-21,2	37,70	46,7
Zn	µg g ⁻¹	39 ^b	19,8-236	87,90	227,5

^a Salomons y Förstner (1984) ^b Prego y Cobelo-García (2003), ^c Ramirez *et al.* (2005), ^d Valdés y Castillo (2014), ^e Salas-Herrera (2017), ^f Long *et al.* (1995).

Tabla I.- Concentración de metales en sedimentos en el área de Chañaral en estudios previos y comparación con niveles riesgo ambiental (ERL) de la USEPA.

Table I.- Metal concentration in sediments in the Chañaral area obtained from previous studies and comparison with the environmental risk level (ERL) concentrations set up by the USEPA.

evaluación integrada en diferentes bahías y áreas costeras de las regiones áridas del país permitirá el cálculo de guías de calidad de sedimento marino para el norte del Chile, especialmente en zonas muy degradadas ambientalmente, como la bahía de Chañaral y su entorno. Estas permitirán determinar los niveles de acción de metales a partir de los cuales se establecen los límites de inocuidad/peligrosidad. La adaptación de nuevos protocolos permitirá también el cálculo para áreas del sur de Chile, en función a su composición geológica, actividad antrópica, clima y especies acuáticas.

Agradecimientos

Los autores agradecen a los revisores por sus comentarios, ya que han ayudado a mejorar notablemente el manuscrito. E. Bonnail agradece al proyecto CONICYT FONDECYT (11180015). T. Izquierdo agradece al proyecto CONICYT FONDECYT (11160405). P. Cruz agradece al programa Horizonte 2020 de la UE, programa de investigación e innovación Marie Skłodowska-Curie (No 701647).

Referencias

- Bonnail, E., Sarmiento, A.M. y DelValls, T.A. (2016). *Ecotoxicology and Environmental Safety* 133, 243–251.
- Campos, P.W. (2017). *Determinación de los impactos asociados a los cultivos de macroalgas y moluscos filtradores y su interacción con cultivos salmónido*. Informe FIP 2014-45.
- Castilla, J.C. (1996). *Environmental Monitoring and Assessment* 40, 171–184.
- Castilla, J.C. y Correa, J.A. (1997). *Copper National Environmental Health Forum Monographs* 3, 81-92.
- Chapman, P.M. (1996). *Ecotoxicology* 5, 327-339.
- DelValls, T.A. y Chapman, P.M. (1998). *Ciencias Marinas* 24(3), 313-336.
- Galleguillos, S., Abad, M. e Izquierdo, T. (2018). En: *XV Congreso Geológico Chileno*. Actas, 1302.
- Geesey, G.G., Borstad, L. y Chapman, P.M. (1984). *Canadian Water Research* 18, 233–238.
- INDH (Instituto Nacional de Derechos Humanos) (2015). *Mapa de conflictos* <https://mapaconFLICTOS.indh.cl/#/>
- Izquierdo, T., Abad, M. y Galleguillos, S. (2018). En: *XV Congreso Geológico Chileno*. Actas, 309.
- Jaishanckar, M., Tseten, T., Anbalagan, N., Mathew, B.B. y Beeregowda, K.N. (2014). *Interdisciplinary Toxicology* 7(2), 60–72.
- Lee, M.R., Correa, J.A. y Zhang, H. (2006). *Marine Pollution Bulletin* 44, 956–961.
- Long, E.R. y Chapman, P.M. (1985). *Marine Pollution Bulletin* 14, 81-84.
- Luoma, S.N. y Rainbow, P.S. (2008). *Metal Contamination in Aquatic Environments, Science and Lateral Management*. Cambridge University Press.
- Martín-Díaz, M.L., Blasco, J., Sales, D. y DelValls, T.A. (2006). *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 53, 66–76.
- Prego, R. y Cobelo-García, A. (2003). *Environmental Pollution* 121(3), 425–452.
- Rainbow, P. (1997). *Journal Marine Biological Assessment* 77, 195-210.
- Ramirez, M., Massolo, S., Frache, R. y Correa, J. (2005). *Marine Pollution Bulletin* 50, 62-72.
- Riba, I., Casado-Martínez, C., Forja, J.M. y DelValls, A. (2004). *Environmental and Toxicological Chemistry* 23, 271–282.
- Salas-Herrera, N.A. (2017). *Prospección geoquímica en Chañaral después del aluvión de Marzo de 2015. Región de Atacama, Chile*. Tesis Universidad de Chile. <http://repositorio.uchile.cl/handle/2250/147107>.
- Salomons, W. y Förstner, U. (1984). *Metal in hydrocycle*. Springer-Verlag, Berlin. Heidelberg, New York, Tokyo.
- Tapia, J. (2016). *Okeanos* 50 (2), 50-55.
- Tapia, J., González, R., Townley, B., Oliveros, V., Álvarez, F., Aguilar, G., Menzies, A. y Calderón, M. (2018). *Antonie van Leeuwenhoek* 111(8), 1273-1291.
- USEPA/USACE (1998). *Evaluation of dredge material proposed for discharge in waters of the US. Testing manual (The Inland Testing Manual)*. EPA-823-F-98-005.
- Valdés, J., y Castillo, A. (2014). *Latin American Journal of Aquatic Research* 42(3), 497–513.