

Research Article

Evaluación de la calidad ambiental de los sedimentos marinos en el sistema de bahías de Caldera (27°S), Chile

Jorge Valdés¹ & Alexis Castillo^{1,2}

¹Laboratorio de Sedimentología y Paleoambientes, Instituto de Ciencias Naturales Alexander von Humboldt
Facultad de Ciencias del Mar y de Recursos Biológicos, Universidad de Antofagasta
Av. Universidad de Antofagasta 2800, Antofagasta, Chile

²Doctorado en Ciencias Aplicadas, Mención Sistemas Marinos Costeros
Facultad de Ciencias del Mar y de Recursos Biológicos, Universidad de Antofagasta
Av. Universidad de Antofagasta 2800, Antofagasta, Chile

RESUMEN. Se midió la concentración y distribución de Cu, Ni, Pb, V, Fe, Al y Zn en los sedimentos marinos en cuatro bahías (Caldera, Calderilla, Inglesa y Salada) de la Región de Atacama, Chile. Las concentraciones medias globales fueron 76,8 mg kg⁻¹ de Cu, 90,4 mg kg⁻¹ de Zn, 39 mg kg⁻¹ de Pb, 23,4 mg kg⁻¹ de Ni, 118,5 mg kg⁻¹ de V, 0,09% de Fe y 0,1 mg kg⁻¹ para Al. El análisis estadístico realizado sobre la distribución y contenido de metales encontrado en estas bahías permitió separarlas en tres grupos diferentes; bahía Caldera caracterizada por un alto grado de industrialización, principalmente con actividades asociadas a la minería, bahía Calderilla con actividades de cultivos marinos y actividad industrial asociada a la pesca industrial, y bahías Inglesa y Salada, muy similares entre sí, caracterizadas por una intensa actividad de cultivos marinos y escasa o nula influencia de actividad industrial minera o pesquera. La aplicación del índice de geoacumulación y de normas ambientales de calidad de sedimentos permiten concluir que los niveles de metales medidos en estas bahías muestran un enriquecimiento incipiente asociado a la actividad antrópica desarrollada en la zona pero que, de momento solamente, suponen un riesgo ocasional para las comunidades bentónicas.

Palabras clave: sedimentos marinos, metales, índice de geoacumulación, norte de Chile.

Assessment of environmental quality of marine sediments in the bay system Caldera (27° S), Chile

ABSTRACT. We measured the concentration and distribution of Cu, Ni, Pb, V, Fe, Al, and Zn in the marine sediments of four bays (Caldera, Calderilla, Inglesa, and Salada) in the Atacama Region, Chile. Average global concentrations were: 85.5 mg kg⁻¹ for Cu, 87.9 mg kg⁻¹ for Zn, 37.7 mg kg⁻¹ for Pb, 22.7 mg kg⁻¹ for Ni, 117.8 mg kg⁻¹ for V, 0.09% for Fe and 0.1 mg kg⁻¹ for Al. A statistical analysis of the metal distributions and contents in these bays revealed three different groups: Caldera Bay, with a high degree of industrialization (mainly mining-related activities); Calderilla Bay with marine farming and industrial fishery activity; and Inglesa and Salada bays, both with intense marine farming and little or no influence from industrial mining or fishery activities. The geoaccumulation index and environmental quality standards for sediments indicated incipient enrichment of the metals measured in these bays associated with the anthropogenic activity carried out in the zone, but at the moment, these metals only present an occasional risk for benthic communities.

Keywords: marine sediments, metals, geoaccumulation index, northern Chile.

Corresponding author: Jorge Valdés (jorge.valdes@uantof.cl)

INTRODUCCIÓN

Los sedimentos marinos son el depósito final de las sustancias producidas en las aguas superficiales y de aquellas introducidas al mar por procesos naturales y antrópicos. Entre estas sustancias se encuentran los

compuestos orgánicos persistentes, nutrientes, combustibles, radionúclidos, patógenos y metales pesados. Estos últimos han sido los más estudiados pues se asocian a diversas actividades industriales, aún cuando todos ellos se encuentran presentes en forma natural en los ambientes marinos (Stevenson, 2001; Zhou *et al.*,

2004; El-Taher & Madkour, 2011). Independiente de cuáles y cómo llegan estas sustancias a las aguas costeras, los procesos sedimentarios hacen que su destino final sea el piso marino. Allí, y dependiendo de las variaciones físicas y químicas del ambiente de depositación, los sedimentos pueden actuar como sumidero o fuente de una serie de sustancias que modifican las características naturales de la columna de agua y la trama trófica marina (Alagarsamy, 2006; Buccolieri *et al.*, 2006).

Por tal motivo, el conocimiento de las propiedades y composición de los sedimentos de fondo permite evaluar la condición de los ambientes marinos y reconocer eventuales perturbaciones derivadas de la acumulación de sustancias antrópicas y naturales que puedan constituir riesgos para la salud del ecosistema. Este conocimiento permite, además, aplicar medidas apropiadas y realistas que no pongan en riesgo la salud de estos ambientes ni el desarrollo socio-económico de las comunidades costeras. En Chile, si bien se han desarrollado diversos trabajos que describen y explican las características de los sedimentos marinos (Salamanca *et al.*, 1986; Lepez *et al.*, 2001; Ramírez *et al.*, 2005; Valdés *et al.*, 2005, 2010; Ahumada *et al.*, 2007; Aguirre-Martínez *et al.*, 2009, entre otros), aún existen vacíos de información en diversas áreas geográficas que dificultan la correcta interpretación del real impacto de las actividades productivas que se desarrollan en la zona costera. Tal es el caso de parte importante de la costa norte de nuestro país, donde de las nueve ciudades costeras localizadas entre Arica y Huasco, en solo tres de ellas hay información sobre el contenido de metales en sedimentos marinos; Mejillones (Valdés *et al.*, 2005; Valdés & Sifeddine, 2009; Valdés, 2012), Antofagasta (Lepez *et al.*, 2001; Valdés *et al.*, 2010) y Chañaral (Ramírez *et al.*, 2005).

El presente trabajo tiene como objetivo describir y comparar la distribución espacial de metales pesados en las bahías de Caldera (Región de Atacama) y analizarlos en función de las actividades desarrolladas en la zona costera, mediante el uso de índices y normas de evaluación de calidad ambiental de los sedimentos marinos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Zona de estudio

El sistema de bahías de Caldera está conformado por cuatro ensenadas localizadas entre los 27°02'00" y 27°41'29"S (Fig. 1). Estas bahías corresponden a ambientes de desierto costero con escasa influencia continental sobre los procesos sedimentarios marinos, de tal manera que los depósitos acumulados en sus

fondos son principalmente biogénicos marinos. La planicie costera está dominada por un sistema de dunas que se originó en la costa pero que con el tiempo ha avanzado tierra adentro, como consecuencia de la ausencia del acantilado costero continuo que caracteriza el norte de Chile. La zona de estudio se caracteriza por presentar un clima hiperárido (Dezileau *et al.*, 2004) y un sistema de vientos predominantes de dirección oeste-suroeste, cuya eficacia es incrementada por la escasez de precipitaciones (promedio anual inferior a 30 mm) y la discontinuidad de una vegetación baja de tipo matorral (Paskoff *et al.*, 2003). En éstas bahías no existen aportes permanentes de agua dulce, tan solo en bahía Inglesa existe un cauce seco que, eventualmente, transporta agua hacia la zona costera debido a las intensas lluvias que suelen producirse durante periodos El Niño en la zona.

La ciudad de Caldera (ubicada en la bahía del mismo nombre), con una población de 15.300 habitantes (INE, 2012), fue fundada a mediados del siglo XIX como consecuencia del desarrollo minero de la zona y de la necesidad de disponer de un puerto de embarque de los productos de la actividad minera desarrollada en la región (Villalobos, 2009). Actualmente, esta bahía presenta una importante actividad industrial representada por puertos de embarque de mineral de hierro y productos agrícolas, terminal de depósitos de petróleo y derivados, y plantas procesadoras de recursos pesqueros (Fig. 1). Calderilla y bahía Inglesa, si bien constituyen bahías independientes, forman parte de la comuna de Caldera. Ambas bahías presentan una zona residencial principalmente destinada al uso turístico y su población permanente es menor al 15%. Las principales actividades desarrolladas en estas bahías son el cultivo de algas, ostiones y abalones y turismo. Bahía Salada no cuenta con un asentamiento humano permanente, siendo su principal actividad el cultivo de ostiones. Varias de estas actividades generan conflictos entre ellas dado que no siempre es fácil combinar diversos usos del ambiente marino sin que alguna de ellas se vea perjudicada. Este problema se ve agravado por la falta de información científica que permita promover soluciones efectivas de los problemas derivados del uso del ambiente marino. Esta situación, de no ser considerada, puede convertirse en una barrera para el desarrollo de las actividades productivas de la zona costera, a medida que se implementen normativas ambientales y/o que comiencen a operar medidas económicas restrictivas por parte de los mercados internacionales que importan los productos y servicios generados en esta zona. Por tal motivo, resulta urgente iniciar, a lo menos, el trabajo descriptivo del estado de las distintas matrices ambien-

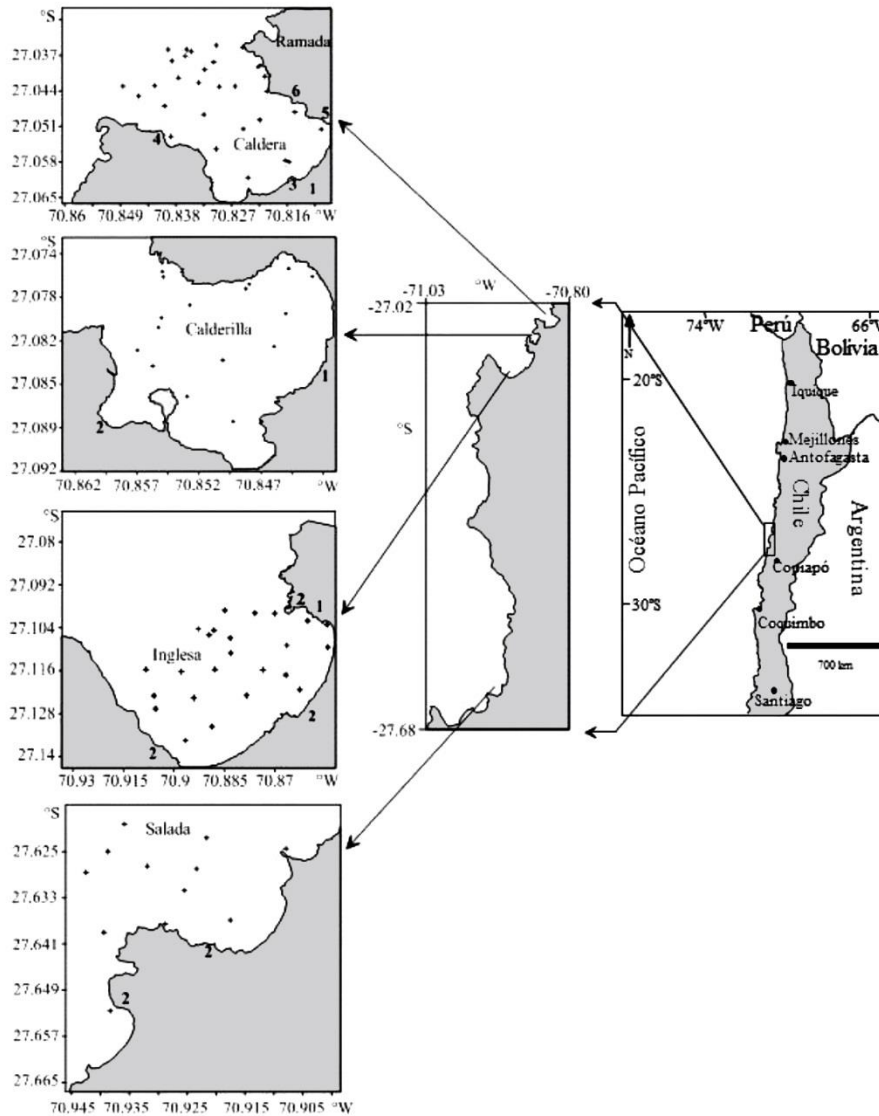


Figura 1. Localización geográfica de las bahías estudiadas. De norte a sur se ubican las bahías Caldera, Calderilla, Inglesa y Salada. En cada bahía se indican los puntos de muestreo. Se indica la localización de bahía Ramada, de donde se obtuvo muestras de sedimento utilizadas para el cálculo de los niveles base de contenido de metales. Los números muestran la ubicación de las actividades productivas desarrolladas en la zona: 1: zona residencial, 2: zona de cultivo (corresponde a las instalaciones en tierra. En bahía Inglesa los sistemas de cultivo en el mar cubren más del 60% de la superficie de la bahía), 3: terminal pesquero artesanal, 4: actividad portuaria, 5: terminal pesquero industrial, 6: estanques de almacenaje de combustible.

tales que constituyen los sistemas de bahía ocupados por el hombre.

Muestreo y análisis de los datos

Se definieron entre 12 y 35 puntos de muestreo distribuidos entre 10 y 80 m de profundidad en cada una de las bahías estudiadas (Fig. 1). En cada uno de estos puntos se recolectó una muestra de sedimento, mediante el uso de un mini boxcore de 225 cm de superficie que permite recuperar la interface agua-

sedimento. De esta manera, fue posible recuperar los 5 mm superficiales con la ayuda de una espátula de plástico. Las muestras fueron colocadas en bolsas plásticas etiquetadas y guardadas a baja temperatura (con ice pack) durante su transporte al laboratorio. Posteriormente, se secaron a 40°C hasta peso constante.

El contenido de Cu, Ni, Zn, V, Pb, Fe y Al fue medido en la fracción de sedimento menor a 63 μm obtenida del tamizaje de las muestras en un Rot Up Retchs 200 basic. Si bien el análisis de metales en una

fracción determinada no refleja el contenido total en los sedimentos (Liaghati *et al.*, 2003), este procedimiento permite corregir la variabilidad natural del tamaño de partículas constituyentes de los sedimentos marinos y comparar diferentes ambientes de depositación (Padmalal *et al.*, 1997; Kersten & Smedes, 2002).

La fracción fina de cada muestra de sedimento fue tratada con agua regia (HCL y HNO₃ en proporción 3:1) a 150°C por 3 h, de acuerdo a la metodología US-EPA 3050b (Edgell, 1988). Este método es adecuado para trabajar con diferentes matrices ambientales (entre ellas sedimentos), con excepción de muestras destinadas a medir el contenido de Ag, Ba y Sb (Chen & Ma, 1998). Luego, se filtraron a través de una membrana de 45 µm y se aforaron a 25 mL. La lectura del contenido de metales se realizó en un espectrofotómetro de absorción atómica Shimadzu modelo 6300, mediante técnica de llama aire-acetileno, en los casos de Cu, Fe, Pb, Ni y Zn y de óxido nitroso-acetileno en los casos de Al y V. El procedimiento analítico fue chequeado mediante el uso de sedimento estándar MESS-3 de la National Research Council of Canada, encontrándose un error inferior al 6%.

Los resultados se utilizaron para construir mapas de distribución de metales con el programa Surfer 8.0, mediante el método de interpolación de Shepard (Renka, 1988). La comparación del contenido de metales entre las bahías fue realizada mediante una prueba de varianza (ANOVA). Previamente se aplicó una prueba de normalidad de Kolmogorov-Smirnov y se examinó la homogeneidad de varianza mediante una prueba de F. En los casos en que se encontraron diferencias significativas ($\alpha = 0,05$), los datos se transformaron mediante $\log(x)$. La semejanza en las propiedades sedimentológicas de las bahías fue analizada mediante un dendrograma de similitud según el método "complet linkage with Euclidean distance". Todos estos análisis fueron realizados con el programa computacional Minitab 14.

Se calculó el Índice de Geoacumulación (I_{geo}) de acuerdo a Müller (1979):

$$I_{geo} = \log_2 (Cn/1,5 * Bn)$$

donde Cn = concentración actual del elemento, Bn = valores preindustriales, correspondientes a concentraciones de formaciones geológicas "average shale" (Turekian & Wedepohl, 1961) que son usadas como concentraciones de base (Alagarsamy, 2006; Buccolieri *et al.*, 2006). Adicionalmente, se usaron valores de referencia de ambientes libres de intervención antrópica (Fang *et al.*, 2009) correspondientes a valores de sedimentos superficiales colectados en bahía Ramada, ubicada 5 km al norte de Caldera (Fig. 1). Esta bahía, cuya profundidad máxima es de 45 m está bajo

el mismo régimen océano-climático y entorno geológico que las bahías estudiadas, pero se encuentra protegida de la influencia directa de ellas, de manera que los factores responsables de la sedimentación marina son comparables. Sin embargo, en este lugar no existe ningún tipo de actividad industrial, motivo por el cual constituye un sitio propicio para encontrar concentraciones de metales en los sedimentos de fondo que reflejen condiciones libres de influencia antrópica. Los resultados del I_{geo} fueron contrastados con la escala propuesta por Müller (1979) según los siguientes rangos: No contaminado < 0 < No contaminado a moderadamente contaminado < 1 < Moderadamente contaminado < 2 < Moderada a fuertemente contaminado < 3 < Fuertemente contaminado < 4 < Fuerte a extremadamente contaminado < 5 < Extremadamente contaminado.

Finalmente, se aplicaron dos normas de calidad de sedimentos marinos. Una de ellas corresponde a un procedimiento técnico que permite predecir los efectos adversos producidos por sedimentos contaminados sobre los organismos acuáticos, denominado Sediment Quality Guideline (SQG) (Di Toro *et al.*, 1991; US EPA, 1992; Long *et al.*, 1995; MacDonald *et al.*, 2000). En esta clasificación se utilizan valores de referencia denominados como ERL (Efecto de Rango Bajo) y ERM (Efecto de Rango Medio) de manera que es posible distinguir tres rangos de concentración; efecto adversos raramente observados (concentración < ERL), ocasionalmente observados (concentración entre ERL y ERM) y frecuentemente observados (concentración > ERM) (Long *et al.*, 1995; Mc Cready *et al.*, 2006). La otra normativa corresponde al Proyecto de Normas de Calidad de Sedimentos Acuáticos para Chile (Universidad de Playa Ancha, 2002) que si bien no tiene vigencia legal, es el único documento que revisa y propone de manera preliminar concentraciones límites similares a las establecidas por la SQG.

RESULTADOS

Las concentraciones medias de Cu, Pb, Zn, Ni, y V en las cuatro bahías estudiadas fue de 76,8 mg kg⁻¹, 39,0 mg kg⁻¹, 90,4 mg kg⁻¹, 23,4 mg kg⁻¹ y 118,5 mg kg⁻¹, respectivamente. El contenido medio de Al y Fe en las cuatro bahías fue 0,1% (Tabla 1). Las concentraciones medias de Cu, Ni y Fe fueron más altas en Caldera, mientras que en los casos del Zn, Pb y V, las concentraciones medias más altas se registraron en bahía Salada (Fig. 2).

En la bahía Caldera, el Al, Cu y Zn presentan una zona de alta concentración hacia el sur-este de la bahía, inmediatamente a orillas de la zona residencial y

Tabla 1. Comparación de niveles medios de metales en sedimentos superficiales de diversos ambientes costeros de Chile. Concentración en mg kg⁻¹ excepto para Al y Fe que están en %.

Bahía	Cu	Pb	Zn	Ni	V	Al	Fe	Ambiente de depositación
Caldera ¹	125,5	33,1	91,7	21,7	114,8	0,1	0,1	Submareal
Calderilla ¹	64,1	28,8	92,4	23,0	115,9	0,1	0,1	Submareal
Inglesa ¹	64,5	39,7	78,3	21,6	116,5	0,1	0,1	Submareal
Salada ¹	53,1	54,5	99,3	27,1	129,9	0,1	0,1	Submareal
Mejillones ²	110,4	19,9	57,3	34,6	--	--	--	Submareal
Mejillones ³	154,7	1,27	29,7	20,6	43,9	0,3	--	Submareal
San Jorge ⁴	37,8	--	--	--	--	--	--	Playa arena
San Vicente ⁵	27,7	17,4	77,6	45,6	--	--	--	Sumareal
Concepción ⁵	41,0	40,1	91,8	23,7	--	--	--	Submareal
Chañaral ⁶	1659,0	21,2	28,1	0,2	--	--	--	Playa arena
San Jorge ⁷	718,0	93,4	--	--	--	--	--	Submareal
Chiloé ⁸	--	--	--	--	--	--	3,4	Submareal

¹Este estudio, ²Valdés, (2012), ³Valdés *et al.* (2005), ⁴Lépez *et al.* (2001), ⁵Salamanca *et al.* (1986); ⁶Ramírez *et al.* (2005), ⁷Valdés *et al.* (2010), ⁸Silva *et al.* (2009).

pesquera (Fig. 3). El Ni presenta una zona de alta concentración en el centro de la bahía, mientras que el Pb y V registran altas concentraciones en la boca de la bahía (Fig. 3). El Fe registra una zona de alta concentración en el extremo oeste de la boca de la bahía (Fig. 3), mientras que el Al presentó concentraciones mayores hacia el extremo oeste y sur de la bahía (Fig. 3).

En Calderilla, el Fe, V y Zn presentan un patrón de distribución caracterizado por una zona de alto contenido de estos metales en el extremo norte de la bahía (Fig. 4). El Pb muestra un patrón dominado por altas concentraciones hacia el extremo sureste de la bahía, mientras que el Al presenta una franja este-oeste de altas concentraciones en la zona media (Fig. 4). El Ni y el Cu presentan un patrón relativamente similar caracterizado por una zona media de la bahía de bajas concentraciones, mientras que en los márgenes se distribuyen sedimentos con altos niveles de estos metales (Fig. 4).

En bahía Inglesa cada metal presentó un patrón de distribución independiente. En el caso del Al se observaron dos zonas de altas concentraciones en el sector este y oeste de la bahía, mientras que el Fe presentó una zona de bajas concentraciones en el sector noreste de la bahía (Fig. 5). El V presentó zonas de altas concentraciones en los extremos noreste y suroeste de la bahía, mientras que el Pb mostró una distribución más homogénea con un dominio de altas concentraciones, principalmente en el sector oeste (Fig. 5). Por el contrario, el Cu y el Ni mostraron una distribución homogénea de bajas concentraciones con pequeños parches de valores más altos en los sectores

este y oeste de la bahía, en el primer caso, y en el extremo noreste en el segundo caso (Fig. 5). El Zn presentó una zona de altas concentraciones en el sector este de la bahía, la que se proyecta hacia el centro de la zona de estudio.

Finalmente, en bahía Salada, es posible distinguir tres patrones de distribución, el primero de los cuales está constituido por Al, Fe, Pb y Zn, los que presentaron una zona central de altas concentraciones (Fig. 6), un segundo patrón correspondiente a V y Ni con contenidos más altos hacia la línea de costa (Fig. 6), y un tercer patrón, un tanto más irregular, que representa al Cu, caracterizado por una zona media de bajas concentraciones, rodeado con franjas de contenidos más elevados (Fig. 6).

El Índice de Geoacumulación calculado sobre la base de los niveles basales de formaciones geológicas arrojó resultados diferentes a los obtenidos al utilizar valores background correspondientes a la bahía Ramada (sin intervención antrópica) (Fig. 7). En el primer caso, el Zn y el Pb medido en todas las bahías presentaron índices entre 1 y 2 correspondientes a ambientes moderadamente contaminados, mientras que en el segundo caso, todos los metales medidos en todas las bahías dieron como resultado una condición de ambientes sin contaminación.

El dendrograma de similitud mostró que Caldera es una bahía muy diferente a las otras tres, mientras que las bahías Salada e Inglesa presentaron el mayor nivel de semejanza (Fig. 8), en función del contenido de metales en los sedimentos marinos.

La Figura 2 presenta los rangos de ERL y ERM definidos por la SQG (Long *et al.*, 1995) y por la nor-

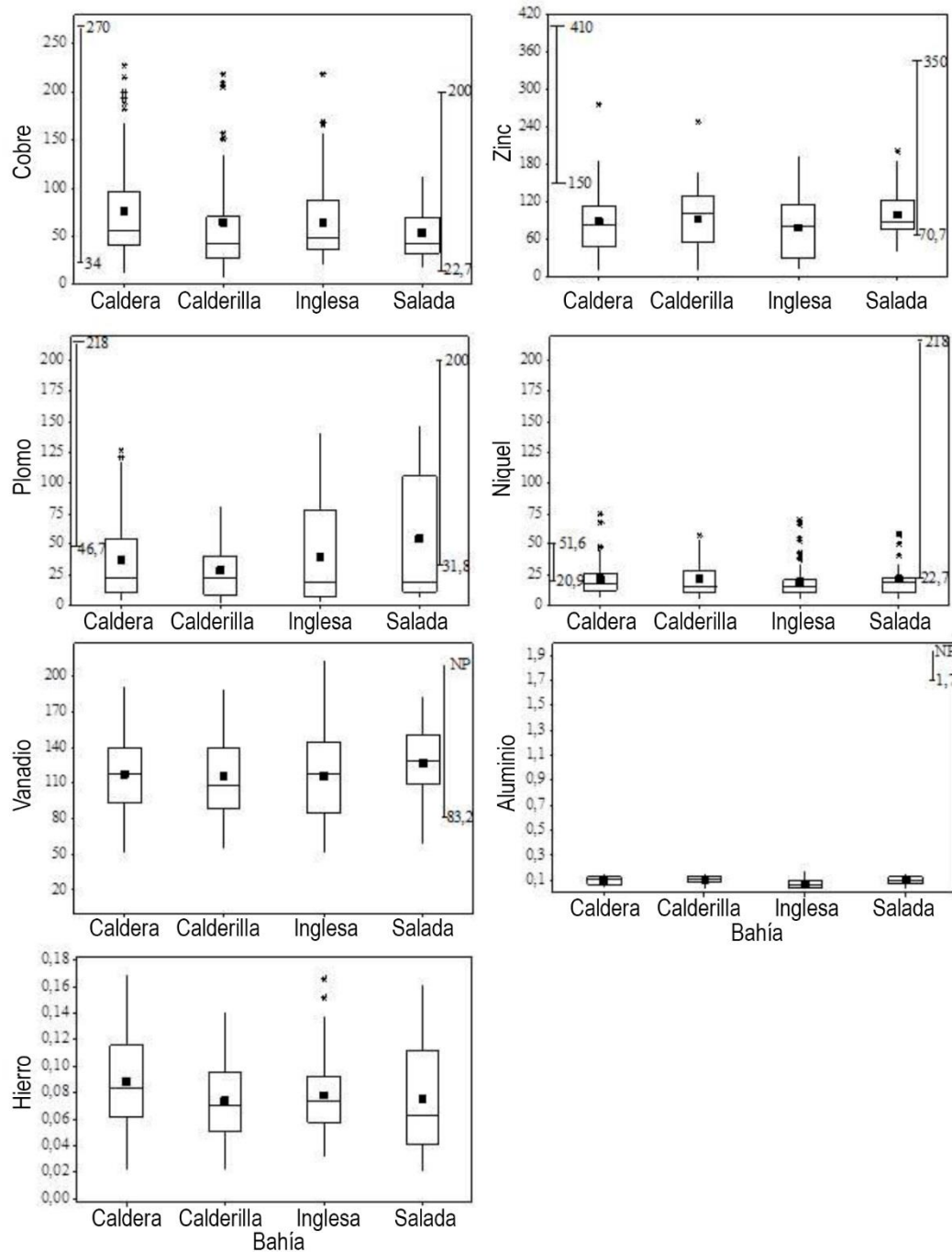


Figura 2. Boxplot de las concentraciones de metales en la zona de estudio. El rectángulo corresponde al rango entre cuartiles, la línea horizontal dentro de este rectángulo corresponde a la mediana, el cuadrado negro corresponde a la concentración media, y los asteriscos corresponden a los “outliers”. Los rangos en los costados izquierdo y derecho corresponden a los valores ERL y ERM de SQG (Long *et al.*, 1995) y al proyecto chileno de normas de calidad de sedimentos (UPLA, 2002), respectivamente.

mativa preliminar chilena (UPLA, 2002), en los sectores izquierdo y derecho, respectivamente. En el caso de las bahías estudiadas, ningún metal sobrepasó el valor de ERM definido en ambas normativas

utilizadas, lo que sugiere que las concentraciones registradas no generan efectos adversos frecuentes en las comunidades bentónicas. Sin embargo, respecto del valor de ERL existen diferencias importantes. En el

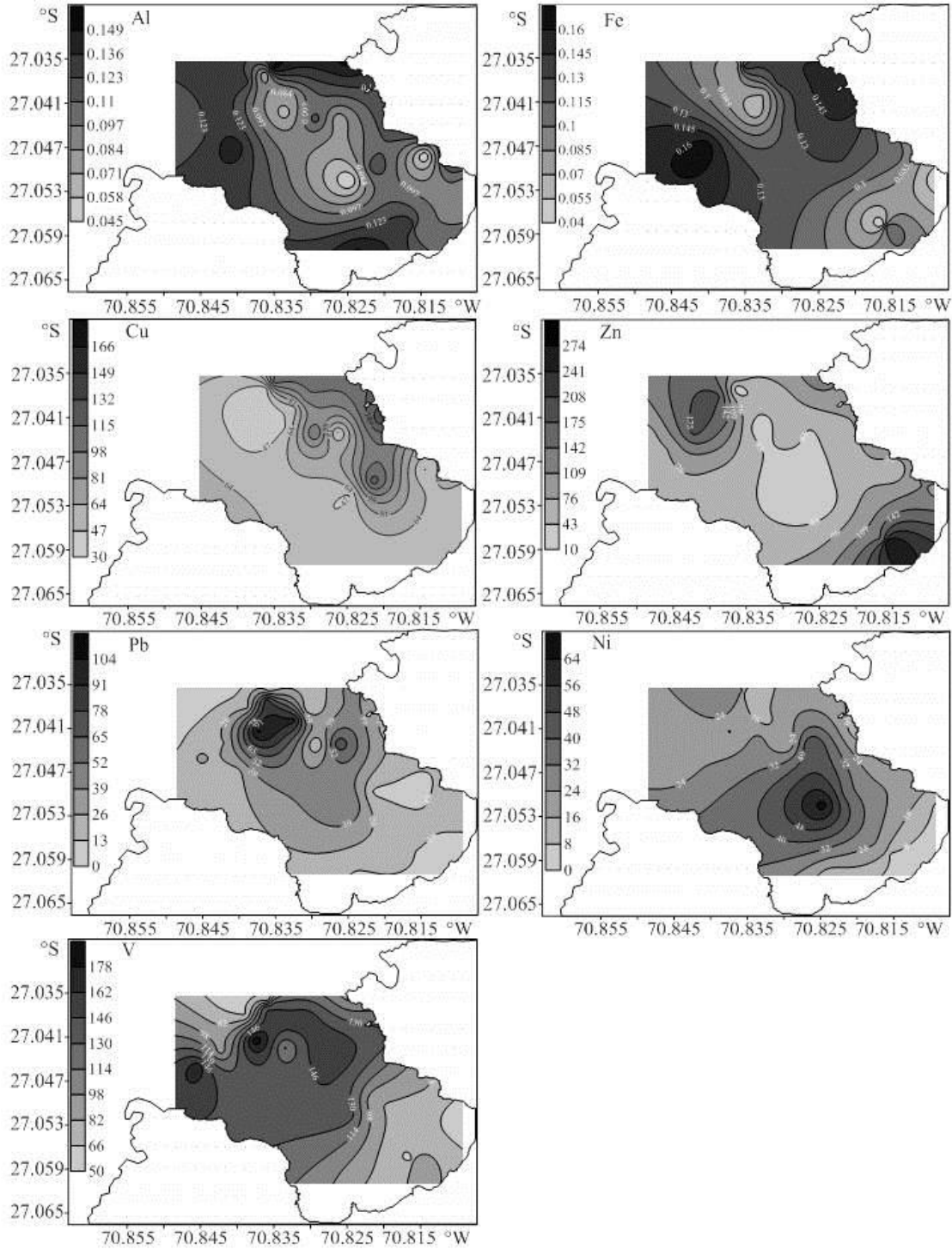


Figura 3. Mapa de distribución de metales en sedimentos superficiales de bahía Caldera. Concentración en mg kg⁻¹ excepto para Al y Fe que están en porcentaje (%).

caso del Cu la concentración media sobrepasó el valor de ERL en las cuatro bahías, y en ambas normativas utilizadas, lo que indica que podrían existir efectos adversos ocasionales en las comunidades bentónicas. El

Zn se encuentra por debajo del valor de ERL de la normativa SQG, mientras que respecto de la normativa nacional las cuatro bahías sobrepasaron levemente el valor de ERL, sugiriendo efectos adversos ocasionales

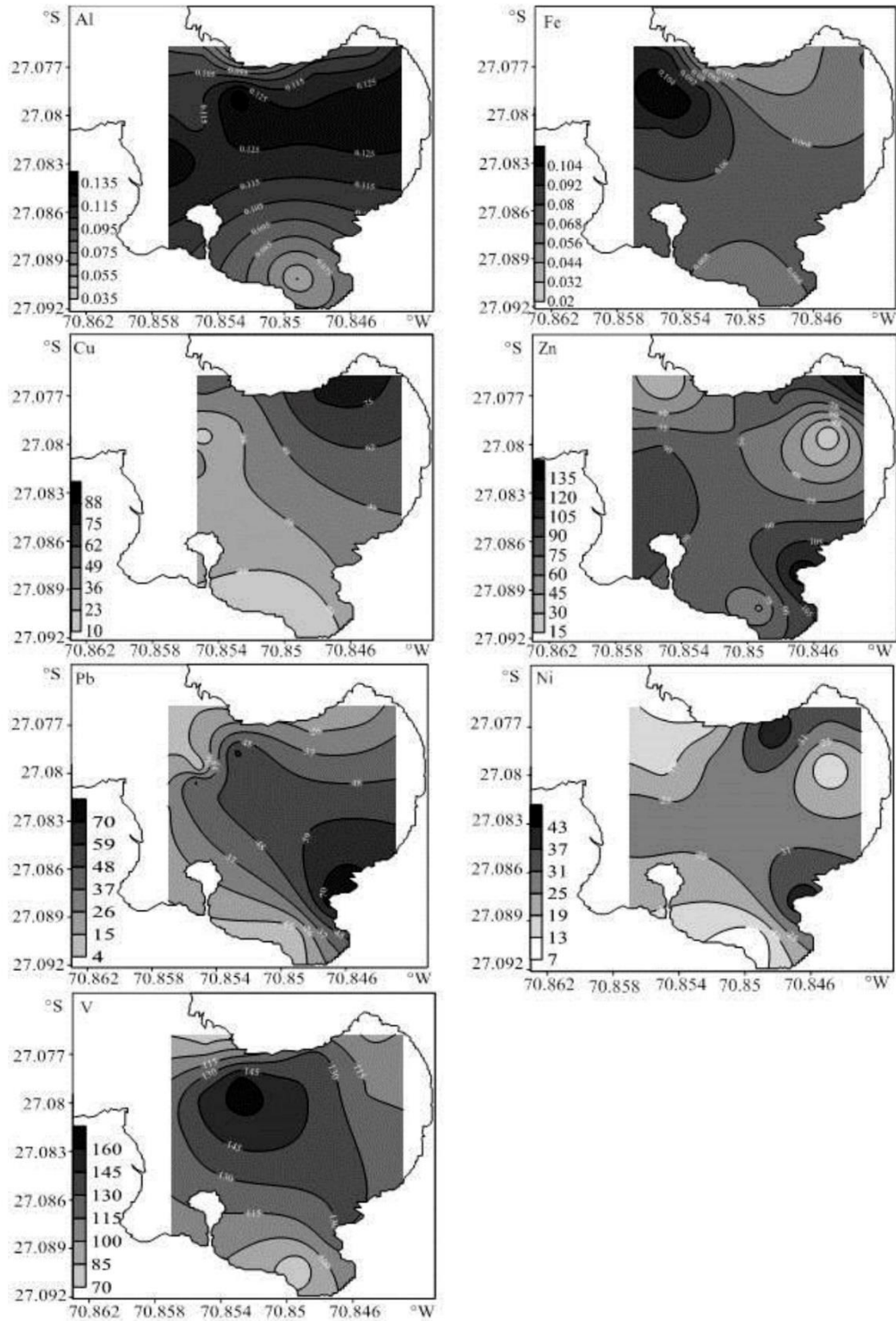


Figura 4. Mapa de distribución de metales en sedimentos superficiales de bahía Calderilla. Concentración en mg kg⁻¹ excepto para Al y Fe que están en porcentaje (%).

en las comunidades bentónicas. Los valores medios de Pb sobrepasaron los límites de ERL definidos por la SQG solo en el caso de bahía Salada, mientras que al

considerar la normativa nacional las cuatro bahías están levemente sobre el valor de ERL. La concentración media de Ni de las cuatro bahías está sobre el valor de

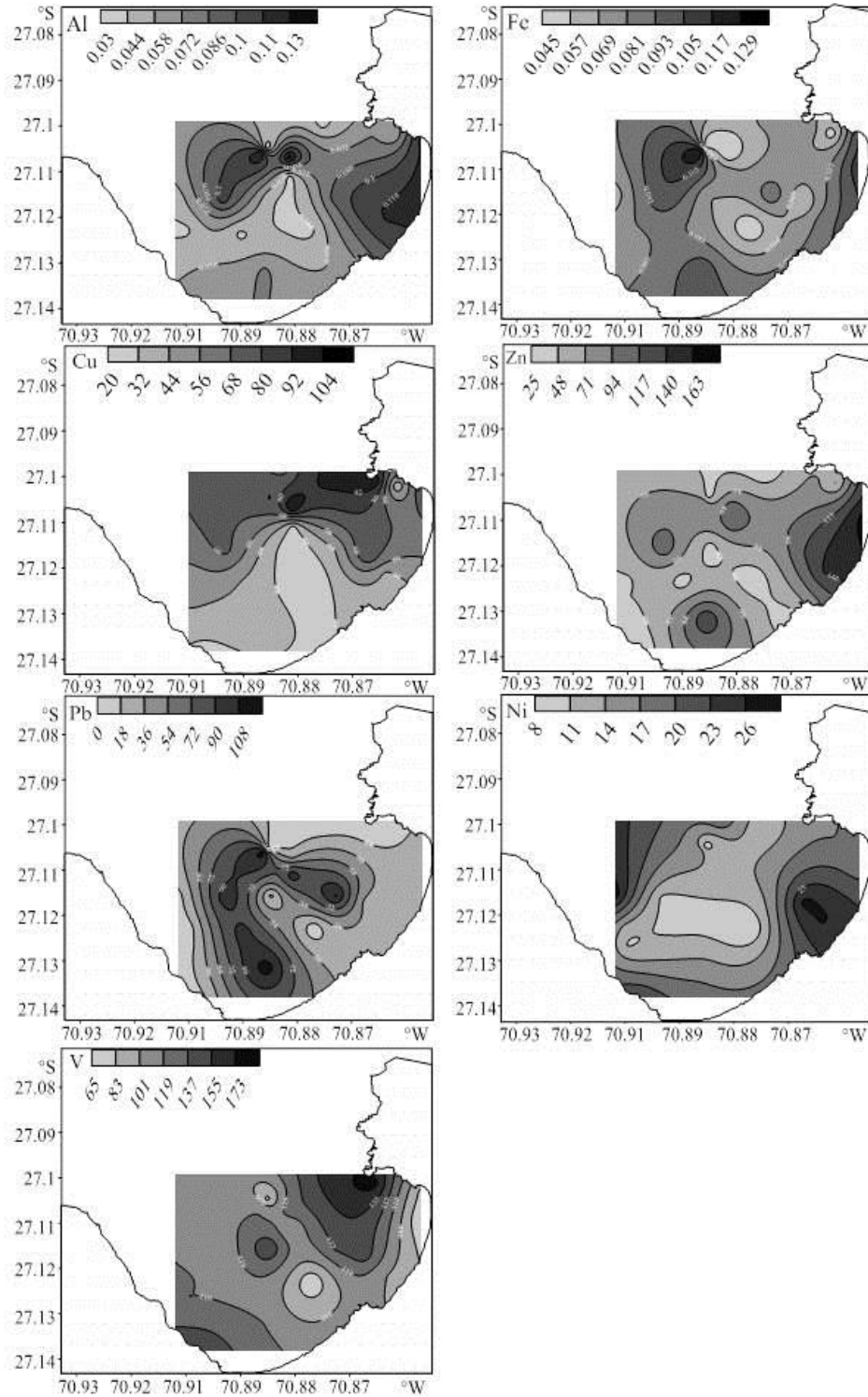


Figura 5. Mapa de distribución de metales en sedimentos superficiales de bahía Inglesa. Concentración en mg kg^{-1} excepto para Al y Fe que están en porcentaje (%).

ERL definido por la SQG mientras que al considerar el valor de la normativa nacional tan solo Calderilla y Salada están levemente sobre la norma. Para el caso del

V no existen valores definidos por la SQG mientras que al considerar el valor de ERL de la normativa nacional, las cuatro bahías presentaron concentraciones medias

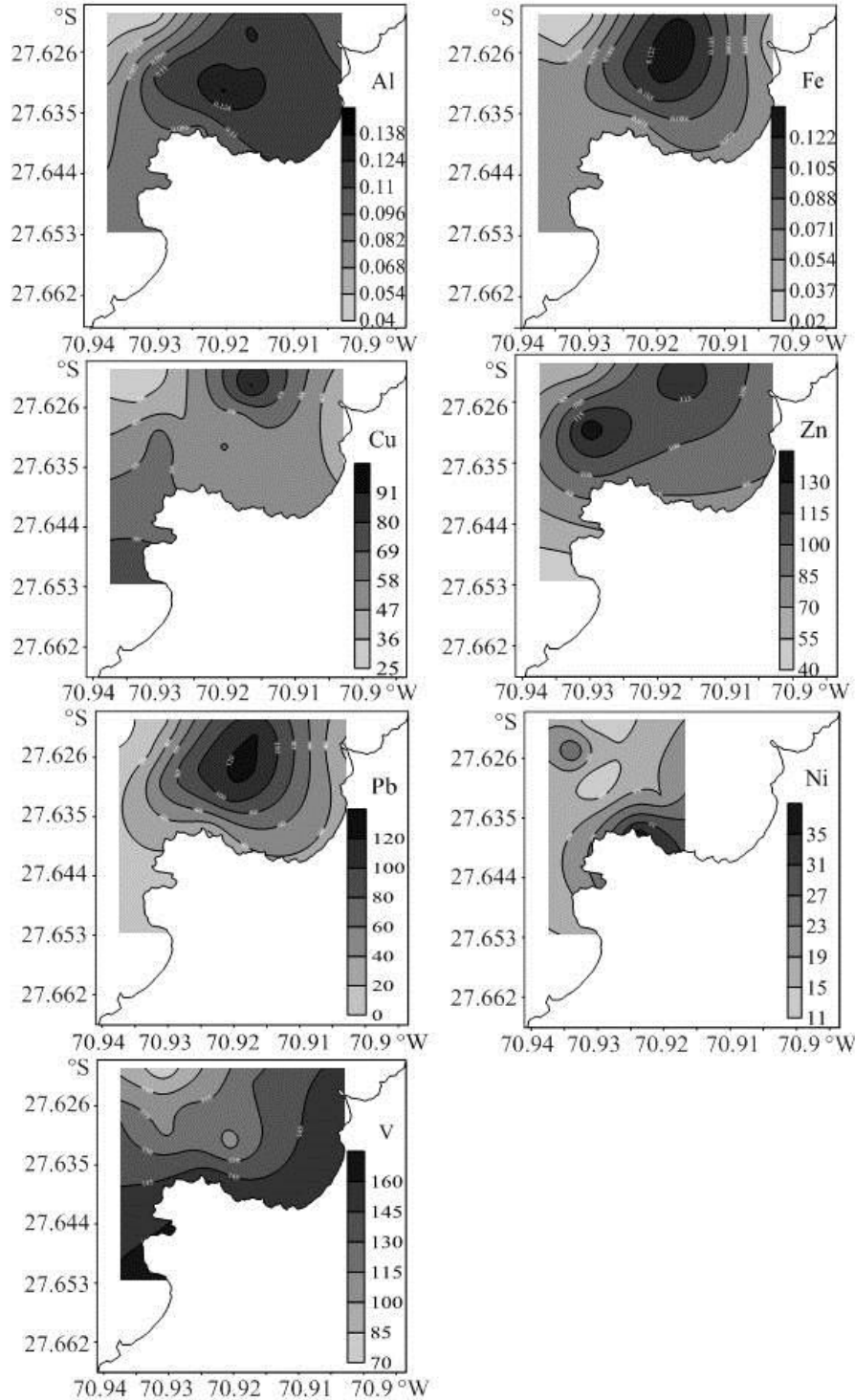


Figura 6. Mapa de distribución de metales en sedimentos superficiales de bahía Salada. Concentración en mg kg⁻¹ excepto para Al y Fe que están en porcentaje (%).

superiores. Finalmente, para el Al tampoco hay normas de la SQG, mientras que la normativa nacional tan solo considera un valor de referencia, el cual es muy superior a las concentraciones medias encontradas en las bahías estudiadas.

DISCUSIÓN

Patrones de variabilidad superficial

El Al es un metal abundante en la corteza terrestre comúnmente asociado a minerales litogénicos que son

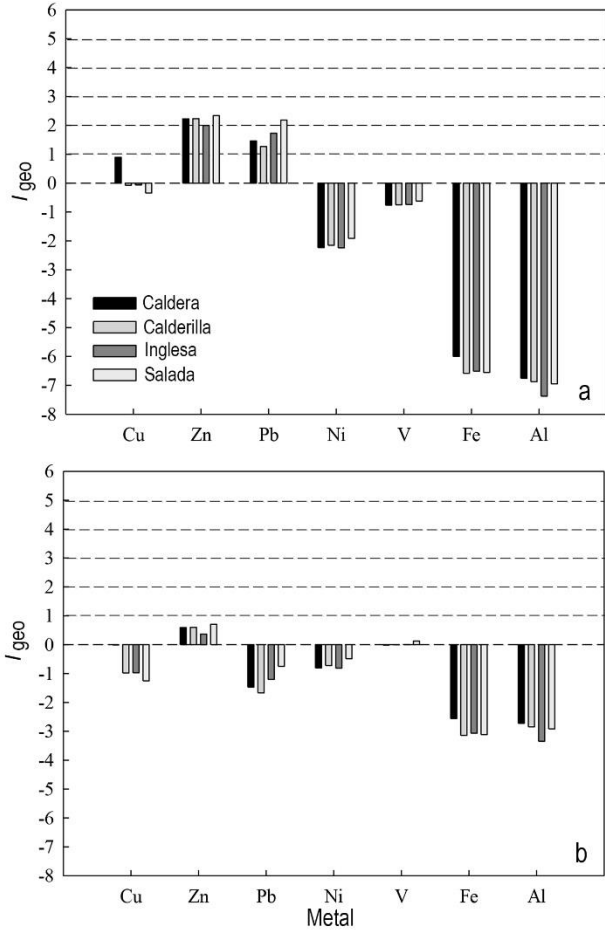


Figura 7. Índice de Geoacumulación para los metales analizados en los sedimentos costeros de la zona de bahías de Caldera. a) Según valores de background de “average shale” (Turekian & Wedepohl, 1961), b) según valores de background de bahía Ramada. Ver detalles en el texto.

aportados al ambiente marino desde fuentes terrestres, ya sea por transporte fluvial o eólico, desde fuentes naturales o antrópicas (Dean *et al.*, 1997). Por ejemplo, en la bahía de Mejillones (norte de Chile), se han reportado concentraciones incluso más altas que las de esta zona de estudio, pero que tendrían un origen en fuentes naturales (Valdés *et al.*, 2005) (Tabla 1). Sin embargo, en el caso de Caldera, si bien se puede asumir un aporte de Al vía transporte eólico de material litogénico, la actividad de embarque de concentrado de hierro que se realiza en esta bahía puede ser una fuente adicional de Al al ambiente marino, dado que este mineral lleva asociado óxidos de aluminio (Al_2O_3 , alúmina), lo que explicaría su mayor contenido en la bahía de Caldera (Fig. 2), puntualmente en la zona donde se localiza el puerto de embarque (Fig. 3). Existen pocos reportes de contenido de Fe en fondos marinos de la costa de Chile; en la zona de Chiloé (Silva

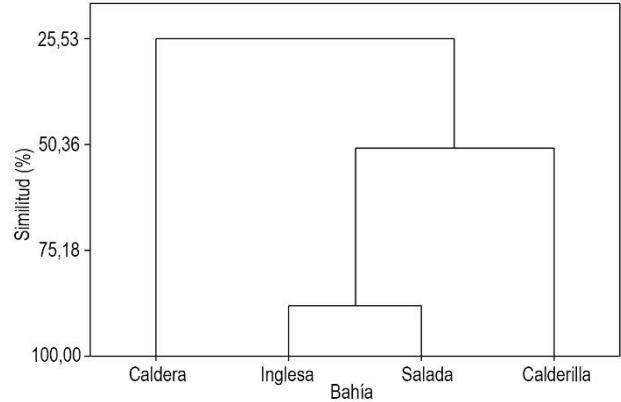


Figura 8. Dendrograma de similitud entre las bahías estudiadas, basado en el método de Ward (Distancia Euclideana).

et al., 2009) se han reportado concentraciones entre 2,8 y 6,4%, valores muy superiores a los registrados en el presente estudio, y que se explicarían por condiciones naturales correspondientes a un mayor aporte de Fe continental a través de los ríos de la zona. Por el contrario, en la zona de Caldera, el aporte de Fe al ambiente marino estaría regulado, principalmente por acción de los vientos regionales (Dezileau *et al.*, 2004). Si bien este es un metal que normalmente se relaciona con aportes continentales (Des Combes *et al.*, 1999), es posible que se registren actividades antrópicas que modifiquen los patrones naturales de su distribución. Por ejemplo, en Caldera, la distribución espacial de Fe muestra una zona de mayor contenido en el extremo oeste de la boca de la bahía (Fig. 3), probablemente asociada a la actividad del puerto de embarque de concentrado de hierro proveniente de empresas mineras de la región, ubicados en este sector de la bahía (Fig. 1).

El contenido medio de Cu en las cuatro bahías analizadas está dentro del rango de concentraciones registradas en otras bahías de Chile con diferentes grados de industrialización (Tabla 1), con excepción de Chañaral (localizada 100 km al norte), donde se han medido valores de hasta 1600 mg kg^{-1} , producto de la depositación histórica de desechos de la minería de cobre directamente en la zona costera (Ramírez *et al.*, 2005).

El contenido de Pb en la zona de estudio fue superior al de otras bahías del norte de Chile (Mejillones, Chañaral), y similares a las registradas en la bahía Concepción (Tabla 1), donde existe un alto grado de industrialización (Salamanca *et al.*, 1986). Sin embargo, estos valores fueron menores a los reportados en la bahía San Jorge, donde se realizan acopios y embarques de mineral de plomo desde hace muchos

años (Valdés *et al.*, 2010). El Pb se encuentra en la corteza terrestre en una concentración media de 16 mg kg⁻¹, y al igual que el suelo en los ambientes continentales, los sedimentos de los ambientes acuáticos son la principal matriz de depositación de este metal (Alagarsamy, 2006). Por tal motivo, las altas concentraciones de Pb en los ambientes marinos, por lo general sugieren un impacto de la actividad antrópica. Sin embargo, se requieren nuevos estudios que permitan determinar las causas específicas que explicarían la presencia de este metal en los sedimentos de estas bahías.

La concentración media de Zn en las bahías estudiadas fue similar a lo registrado en las bahías Concepción y San Vicente (Tabla 1), ambas con alto grado de intervención antrópica (Salamanca *et al.*, 1986). El Zn puede entrar al ambiente acuático como resultado de actividades industriales, descargas de efluentes y escorrentía superficial (Boxall *et al.*, 2000). Particularmente en zonas portuarias donde se realizan actividades de embarque de minerales de Zn, es común encontrar niveles altos de este metal en los sedimentos de fondo, como es el caso de la bahía San Jorge, al norte de Caldera (Fig. 1) (Calderón & Valdés, 2012). Dado que este no es el caso de la zona de estudio, los resultados sugieren que se requieren más estudios para identificar los factores (naturales o antrópicos) que hacen que en esta zona se encuentren altos niveles de este metal en los sedimentos marinos, inclusive similares a los de zonas más industrializadas.

El contenido de Ni en la zona de estudio fue levemente inferior al registrado en otras bahías de Chile con mayor grado de desarrollo industrial (Tabla 1). Por ejemplo, en bahía Mejillones, localizada 500 km al norte de la zona de estudio (Fig. 1) y caracterizada por una fuerte actividad industrial (Valdés & Sifeddine, 2009), las evidencias sugieren que la presencia de Ni en los sedimentos se explicaría, al menos en parte, por la actividad de plantas termoeléctricas que utilizan petcoke como fuente energética (Valdés *et al.*, 2005; Valdés, 2012), debido a que este metal es un constituyente importante de ese tipo de carbón (Chen & Lu, 2007). Sin embargo, el contenido de V (también presente en el petcoke) fue muy superior al reportado para la bahía Mejillones (Valdés *et al.*, 2005). La ausencia de termoeléctricas en la zona de estudio descarta la posibilidad de un aporte de Ni y V por esta actividad, de manera que los niveles encontrados en estas bahías serían el resultado de otro tipo de factores que favorecen su acumulación en esta zona, aspecto que es necesario dilucidar con nuevos estudios.

Las fuentes de contaminación por metales en las zonas costeras incluyen fuentes terrestres fijas y móviles, descargas de ríos y arroyos, y emisiones

atmosféricas (Ruilian *et al.*, 2008). Las fuentes atmosféricas de metales son cada vez más estudiadas debido a que se ha observado una clara correlación entre el grado de desarrollo industrial de determinadas zonas y el contenido de metales en el material particulado atmosférico (Zhang *et al.*, 2007). Desafortunadamente, en Chile no se han efectuado estudios sobre este último tipo de contaminación, de manera que en la mayor parte de la costa chilena no hay información científica que permita evaluar la real influencia de las fuentes atmosféricas sobre la introducción de metales en el ambiente marino, aspecto que es más relevante a medida que la zona costera se industrializa. Un segundo problema de evaluación es que en la zona de estudio tampoco existe información respecto de las características químicas de las diferentes descargas asociadas a la actividad industrial desarrollada en la línea de costa. Sin embargo, dado que cada una de las bahías presenta diferentes niveles y tipos de intervención antrópica, es posible evaluar de forma preliminar si los patrones de distribución de los metales analizados en los sedimentos se relacionan con alguna de las actividades identificadas en las bahías estudiadas.

En bahía Inglesa, gran parte de la zona de estudio está ocupada por sistemas suspendidos de cultivo de ostiones, mientras que en la zona costera se ubica una zona residencial en el costado este de la bahía (Fig. 1). Sin embargo, no se observó una relación entre el patrón de distribución de los metales en los sedimentos con dichas actividades antrópicas. En bahía Salada la única actividad antrópica desarrollada corresponde a cultivos de ostiones. En ambas bahías es posible suponer que, además de los factores naturales que explicarían el contenido y distribución de estos metales en los sedimentos, las faenas propias de la actividad acuícola (uso de combustibles en las embarcaciones, uso de pinturas en los sistemas de cultivo, uso de estructuras metálicas, etc.) pueden influir, en un grado no determinado, en el patrón de distribución de los metales estudiados. Por ejemplo, diferentes complejos hidrofóbicos de Cu y Zn son comúnmente utilizados en pinturas biocidas destinadas a cultivos marinos y mantenimiento de embarcaciones (Turley *et al.*, 2000; Parks *et al.*, 2010). Más aún, los residuos de estos compuestos se reportan cada vez con mayor frecuencia en ambientes costeros con alta presencia de embarcaciones marinas (Pynaert & Speleers, 2005), de manera que su influencia sobre la presencia y toxicidad de estos metales en los sedimentos debe ser considerada en toda evaluación ambiental (Junes & Turner, 2010). Por ejemplo, Ruilian *et al.* (2008) sugieren una influencia directa de las actividades acuícolas sobre el patrón de distribución de metales en los sedimentos de

la bahía Quanzhou en China. Por otro lado, Sutherland *et al.* (2007) encontraron exceso de Cu y Zn en los sedimentos depositados inmediatamente debajo y alrededor de sistemas de cultivos marinos del archipiélago Broughton, Canadá. Estos antecedentes sugieren que la actividad acuícola desarrollada en bahía Inglesa y Salada debe ser considerada como una eventual fuente de metales (principalmente Cu y Zn) al ambiente marino.

Para explorar posibles asociaciones entre las variables analizadas, se calculó el coeficiente de correlación de Pearson para los datos obtenidos del conjunto de bahías estudiadas (Zhang *et al.*, 2007; Ruilian *et al.*, 2008). Se encontraron correlaciones significativas ($P < 0,05$) entre diferentes grupos de metales. El Al se correlacionó con Fe, Cu y Zn (0,49; 0,35; 0,53, respectivamente, $P < 0,005$), sugiriendo un cierto grado de asociación entre estos metales. Dado que el Al es parte de los aluminosilicatos, mineral degradado de la rocas continentales y transportado hacia los ambientes costeros (Dean *et al.*, 1997), estos resultados sugieren que al menos una parte del Cu, Zn y Fe encontrado en los sedimentos marinos de la zona de estudio podría ser aportado desde zonas continentales cercanas a la costa. Esta zona corresponde a una región árida donde el mecanismo de transporte de material particulado continental es dominado por vientos del sur-suroeste (Dezileau *et al.*, 2004), permanentes durante todo el año y que se intensifican durante el verano. Dezileau *et al.* (2004), proponen que parte importante del aporte de Fe al ambiente marino frente a Caldera, proviene del continente. Adicionalmente, en esta zona, al igual que en diversos sectores costeros de la zona norte, existe un aporte esporádico de agua de lluvia asociado a escorrentía superficial producida durante eventos El Niño (Vargas *et al.*, 2000), que sería una fuente secundaria de aporte de material litogénico (y metales) a estas bahías. En el caso del Fe y Al encontrados en bahía Caldera, esta correlación puede reflejar además el aporte eventual de ambos metales producto del embarque de concentrado de hierro que se realiza en esta bahía (Fig. 1). El V y Ni también presentaron una correlación significativa (0,3, $P < 0,005$), sugiriendo una fuentes común, probablemente autigénica, ya que, al no correlacionarse con el Al, no estaría asociada al material litogénico.

El análisis de varianza arrojó diferencias significativas entre las bahías para el caso del Cu, Pb, Al y Fe (Tabla 2). En los casos del Cu y Fe, bahía Caldera se diferencia del resto por presentar las mayores concentraciones medias (Fig. 6), que se explicaría por el embarque de minerales, situación observada en otras bahías del norte de Chile, donde hay una relación directa entre el tipo de mineral que se

embarca y el contenido de metales en el ambiente marino (Ramírez *et al.*, 2005; Valdés *et al.*, 2010, 2011). Para el Pb, las diferencias estarían dadas por el contenido registrado en bahía Salada (Fig. 6). Sin embargo, esta bahía corresponde a una zona poco industrializada donde la única actividad productiva es la acuicultura, de manera que los resultados obtenidos sugieren la necesidad de profundizar en este tipo de estudios a fin de identificar las causas de los niveles de este metal en los sedimentos. Las diferencias significativas de Al se explicarían por el menor contenido de Pb en bahía Inglesa en comparación con las otras tres bahías. Esto sugiere una menor influencia de las fuentes litogénicas continentales sobre su contenido en la bahía.

El dendrograma de similitud mostró que de las cuatro bahías estudiadas, solo Inglesa y Salada presentan características sedimentológicas similares (Fig. 7). Se sugiere que las agrupaciones que se identificaron representan la intensidad y tipo de actividad antrópica desarrollada en estas bahías. En un extremo se encuentra Caldera (muy diferente de las otras bahías) caracterizada por un alto grado de industrialización, principalmente con actividades asociadas a la minería. Calderilla es una bahía intermedia con actividades de cultivos marinos y un pasado de pesca industrial. Finalmente, Inglesa y Salada, muy similares entre sí, se caracterizan por una intensa actividad de cultivos marinos y escasa o nula influencia de actividad industrial minera o pesquera.

Evaluación ambiental de los sedimentos marinos

El Índice de Geoacumulación, calculado en relación a niveles basales de formaciones geológicas tradicionales y en relación a un ambiente similar pero sin intervención antrópica presentó algunas diferencias (Fig. 8). En el primer caso, los resultados sugieren que el Pb y Zn presentan concentraciones atribuibles a problemas de contaminación en las cuatro bahías analizadas (Fig. 8), las cuales, según la clasificación de Müller (1979), se encontrarían de “moderado a fuertemente contaminado”. Más al norte de la zona de estudio, bahía San Jorge (23,3°S) y bahía Mejillones (23°S) (Fig. 1) también muestran I_{geo} de Zn y Pb característicos de sedimentos contaminados (Valdés *et al.*, 2010; Valdés, 2012). Sin embargo, en bahía Salada no existe actividad industrial importante, lo que sugiere que esta condición se debería a residuos de combustible y pinturas utilizados en las actividades de cultivo. Esta interpretación cambia al usar valores de referencia de ambientes libres de intervención antrópica, según los cuales, solo el Zn presentaría problemas de contaminación incipientes en todas las bahías estudiadas. Para el resto de los metales, los resultados del I_{geo} (Fig. 8)

Tabla 2. Análisis de varianza del contenido de metales entre las bahías estudiadas. Nivel de significancia $P < 0,05$.

	Cu	Zn	Pb	Ni	V	Fe	Al
<i>F</i>	11,55	1,30	3,56	0,85	0,91	17,73	16,48
<i>P</i>	0,000	0,275	0,015	0,471	0,437	0,000	0,000

utilizando ambos niveles de base sugieren que en ninguna de las bahías existirían problemas de contaminación.

Es necesario considerar la posibilidad que los niveles utilizados en este trabajo (a falta de otros más eficaces), no permitan aplicar de manera correcta este índice. Diversos autores discuten el uso de niveles preindustriales para evaluar el grado de enriquecimiento de metales pesados en sedimentos marinos (Buccolieri *et al.*, 2006; Fukue *et al.*, 2006; Zhang *et al.*, 2007; Ruilian *et al.*, 2008; Fang *et al.*, 2009). Estos autores por lo general concluyen que si bien los valores de referencia definidos a nivel global (*i.e.*, Continental Crust, Average Shales) permiten una aproximación al real impacto de la actividad antrópica sobre las características geoquímicas de los sedimentos, es necesario definir localmente dichos niveles, ya sea mediante el establecimiento de concentraciones en zonas sin intervención antrópica o, en la medida de lo posible, definir valores preindustriales dentro de secuencias sedimentarias que permitan realizar reconstrucciones paleoambientales, tal como ha sido demostrado, por ejemplo, para las bahías San Jorge (Valdés *et al.*, 2010) y Mejillones (Valdés, 2012).

La aplicación de las normas de calidad ambiental mostró resultados dispares. Con excepción del Ni que presentó ocho valores superiores al valor límite de ERM de la norma internacional, el resto de los metales en todas las bahías estuvo bajo este valor (Fig. 2), lo que indica ausencia de daños permanentes a las comunidades bentónicas (Long *et al.*, 1995). Sin embargo, los valores de Zn, Pb y Ni, en varios casos están sobre los valores de ERL (Fig. 2), lo que puede significar un probable daño a los organismos marinos (Long *et al.*, 1995), situación que debe ser estudiada en detalle por cuanto numerosas especies presentes en esta zona constituyen recursos de la pesca artesanal consumidos frecuentemente por la población local. En la zona de estudio solo existe un trabajo que reporta la presencia de metales en organismos marinos, particularmente en *Cancer polyodon* (Castillo & Valdés, 2011). Estos autores encontraron concentraciones de Pb, Fe y Al en esta especie, más elevadas que los reportados para otros sistemas costeros, mientras que la concentración de Cu en Caldera, Inglesa y Salada, y Pb en las cuatro bahías sobrepasaron los valores

permitidos por la normativa nacional e internacional, lo que sugiere que la presencia de estos metales en *C. polyodon* representaría un potencial riesgo para la salud humana.

Es importante indicar que existen diferencias en los rangos definidos por ambas normativas, debido a las metodologías utilizadas en ambos casos para establecer los valores de referencia. Esto es esperable toda vez que la heterogeneidad espacial de los ambientes naturales que se pretende proteger hace aconsejable definir concentraciones de determinados compuestos de acuerdo a las características propias de dicho ambiente, más que replicar normativas de otras regiones geográficas.

CONCLUSIONES

La comparación del contenido y distribución de metales en las cuatro bahías estudiadas generó agrupaciones que coinciden con el tipo e intensidad de la actividad antrópica desarrollada en cada una de ellas. Caldera se diferencia del resto de las bahías por presentar una intensa actividad industrial minera y pesquera; Inglesa y Salada corresponden a bahías con un fuerte desarrollo de la actividad de cultivo, mientras que Calderilla presenta una combinación de actividades de cultivo e industrial pesquera. Los resultados del I_{geo} fueron diferentes dependiendo de los niveles de concentración base de metales utilizados. Al usar valores de referencia de la literatura científica se observó que el Pb y el Zn presentan problemas de contaminación en las cuatro bahías estudiadas. Sin embargo, al usar valores de referencia de ambientes marinos cercanos a la zona de estudio pero sin intervención antrópica, tan solo el Zn presentó problemas de contaminación leve. Una situación similar se observó al aplicar dos tipos de normas de calidad de sedimentos marinos (una internacional y otra nacional). La relación entre el contenido y distribución de los metales analizados y los tipos de actividad desarrolladas en la zona de estudio sugieren que las bahías presentan una condición incipiente de contaminación, aún cuando no reviste un peligro de daño permanente para las comunidades de organismos bentónicos que habitan estos ambientes. Particularmente, Caldera presenta una situación ambiental aún favorable, en comparación con otras

bahías de Chile con el mismo tipo de desarrollo industrial.

Las diferencias encontradas en el uso de normas de calidad de sedimentos y concentraciones de base para el cálculo de índices de calidad ambiental demuestra la necesidad de establecer una propuesta de normativa sobre la base de las características propias de estos ambientes costeros.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo es parte del proyecto INNOVA-CORFO 05CR11IXM-03 "Estimación de capacidad de carga y efectos directos e indirectos en el sistema de bahías de Caldera: implicancias en el desarrollo masivo de la acuicultura y turismo de la región de Atacama". Los autores desean agradecer al Sr. Arturo Cortés por el apoyo prestado con su embarcación durante la etapa de muestreo, y a la Srta. Sue Ellen Vega quien realizó los análisis de metales de las muestras de sedimento. Finalmente agradecen a los revisores anónimos quienes ayudaron a mejorar este trabajo.

REFERENCIAS

- Aguirre-Martínez, G., A. Rudolph, R. Ahumada, R. Loyola & V. Medina. 2009. Toxicidad no específica en sedimentos portuarios, una aproximación al contenido de contaminantes críticos. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.*, 44(3): 725-735.
- Ahumada, R., E. González, V. Medina & A. Rudolph. 2007. Analysis of mayor zinc sources in marine sediments of the estuarine zone in Aysén Fjord, Chile. *Invest. Mar.*, Valparaíso, 35(2): 5-14.
- Alagarsamy, R. 2006. Distribution and seasonal variation of trace metals in surface sediments of the Mandovi estuary, west coast of India. *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 67: 333-339
- Boxall, A.B.A., S.D. Comber, A.U. Conrad, J. Howcroft & N. Zaman. 2000. Inputs, monitoring and fate modelling of antifouling biocides in UK estuaries. *Mar. Pollut. Bull.*, 40: 898-905.
- Buccolieri A., G. Buccolieri, N. Cardellicchio, A. Dell'Atti, A. Di Leo & A. Maci. 2006. Heavy metals in marine sediments of Taranto Gulf (Ionian Sea, Southern Italy). *Mar. Chem.*, 99: 227-235.
- Calderón, C. & J. Valdés. 2012. Contenido de metales pesados en sedimentos y organismos bentónicos de la bahía San Jorge (Antofagasta, 23°05'S), Chile. Una evaluación ambiental. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.*, 47(1): 121-133.
- Castillo, A. & J. Valdés. 2011. Contenido de metales en *Cancer polyodon* (Crustacea: Decapoda) en un sistema de bahías del norte de Chile (27°S). *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 39(3): 461-470.
- Chen, M., & L.Q. Ma. 1998. Comparison of four USEPA digestion methods for trace metal analysis using certified and Florida soils, *J. Environ. Qual.*, 27: 1294-1300.
- Chen, J. & X. Lu. 2007. Progress of petroleum combusting in circulating fluidized bed boilers. A review and future perspectives. *Resour. Conserv. Recy.*, 49: 203-216.
- Dean, W., J. Gardner & D. Piper. 1997. Inorganic geochemical indicators of glacial interglacial changes in productivity and anoxia on the California continental margin. *Geochim. Cosmochim. Acta*, 61(21): 4507-4518.
- Des Combes, H., J. Caulet & N. Tribovillard. 1999. Pelagic productivity changes in the equatorial area of the northwest Indian cean during the last 400,000 years. *Mar. Geol.*, 15: 27-55.
- Dezileau, L., O. Ulloa, D. Hebbeln, F. Lamy, J. Reys & M. Fontugne. 2004. Iron ontrol of past productivity in the coastal upwelling system off the Atacama Desert, Chile. *Paleoceanography*, 19: PA 3012.
- DiToro, D.M., C.S. Zarba, D.J. Hansen, W.J. Berry, R. Swartz, C.E. Cowan, S.P. Pavlou, H.E. Allen, N.A. Thomas & P.R. Paquin. 1991. Technical basis for the equilibrium partitioning method for establishing sediment quality criteria. *Environ. Toxicol. Chem.*, 11: 1541-1583.
- El-Taher, A. & H.A. Madkour. 2011. Distribution and environmental impacts of metals and natural radionuclides in marine sediments in-front of different wadies mouth along the Egyptian Red Sea coast. *Appl. Radiat. Isotopes*, 69(2): 550-558.
- Edgell, K. 1988. USEPA Method Study 37 - SW-846 Method 3050 acid digestion of sediments, sludges, and soils. EPA Contract No. 68-03-3254: 65 pp.
- Fang, T., J. Li, H. Feng & H. Chen. 2009. Distribution and contamination of trace metals in surface sediments of the East China Sea. *Mar. Environ. Res.*, 68: 178-187.
- Fukue, M., M. Yanai, Y. Sato, T. Fujikawa, Y. Furukawa & S. Tani. 2006. Background values for evaluation of heavy metal contamination in sediments. *J. Hazard. Mater.*, 136: 111-119.
- Instituto Nacional de Estadística (INE). 2012. Resultados preliminares CENSO de población y vivienda 212. Informe CENSO-INE: 60 pp.
- Junes, D. & A. Turner. 2010. Bioaccessibility and mobilization of copper and zinc in estuarine sediment contaminated by antifouling paint particles. *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 87: 399-404.
- Kersten, M. & F. Smedes. 2002. Normalization procedures for sediment contaminants in spatial and

- temporal trend monitoring. *J. Environ. Monitor.*, 4: 109-115.
- Lepez, I., L. Furet, & O. Aracena. 2001. Población de *Emerita analoga* (Stimpson 1957) en playas Amarilla y Rinconada, Antofagasta: Aspectos abióticos, bióticos y concentraciones de cobre. *Gayana*, 65(1), 59-87.
- Liaghati T., M. Preda & M. Cox. 2003. Heavy metal distribution and controlling factors within coastal plain sediments, Bell Creek catchment, southeast Queensland, Australia. *Environ. Int.*, 7: 935-948.
- Long, E., D. Macdonald, S. Smith & F. Calder. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ. Manage.*, 19: 81-97.
- McCready, S., G. Birch & E. Long. 2006. Metallic and organic contaminants in sediments of Sydney Harbour, Australia and vicinity -A chemical dataset for evaluating sediment quality guideline. *Environ. Int.*, 32: 455-465.
- MacDonald, D., L. DiPinto, J. Field, C. Ingersoll, E. Long & R. Swartz. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment effect concentrations for polychlorinated biphenyls. *Environ. Toxicol. Chem.*, 19: 1403-1413.
- Müller, G. 1979. Schwermetalle in den sedimenten des Rheins -Veränderungen seit 1971. *Umschau* 79: 778-783.
- Padmalal, D., K. Maya & P. Seralathan. 1997. Geochemistry of Cu, Co, Ni, Zn, Cd and Cr in the superficial sediments of a tropical estuary, southwest coast of India: a granulometric approach. *Environ. Geol.*, 31: 85-93.
- Parks, R., M. Donnier-Marechal, P. Frickers, A. Turner & J. Readman. 2010. Antifouling biocides in discarded marine paint particles. *Mar. Poll. Bull.*, 60: 1226-1230.
- Paskoff, R., L. Cuitiño & H. Manríquez. 2003. Origen de las arenas dunares de la región de Copiapó, Desierto de Atacama, Chile. *Rev. Geol. Chile*, 30(2): 355-361.
- Pynaert, K. & L. Speleers. 2005. Development of an integrated approach for the removal of tributyltin (TBT) from waterways and harbors: prevention, treatment and reuse of TBT contaminated sediments. Report by the Environmental Research Center, Hofstade-Aalst, Belgium, 52 pp.
- Ramirez, M., S. Massolo, R. Frache & J. Correa. 2005. Metal speciation and environmental impact on sandy beaches due to El Salvador copper mine, Chile. *Mar. Pollut. Bull.*, 50: 62-72.
- Renka, R. 1988. Multivariate interpolation of large sets of scattered data. *ACM T. Math. Soft.*, 14(2): 139-148.
- Ruilian, Y., Y. Xing, Z. Yuanhui, H. Gongren & T. Xianglin. 2008. Heavy metal pollution in intertidal sediments from Quanzhou Bay, China. *J. Environ. Sci.*, 20: 664-669.
- Salamanca, M., L. Chuecas & F. Carrasco. 1986. Heavy metals in surface sediments from three embayment's of Central South Chile. *Mar. Pollut. Bull.*, 17: 567-569.
- Silva, N., J. Haro & R. Prego. 2009. Metals background and enrichment in the Chiloe´ Interior Sea sediments (Chile). Is there any segregation between fjords, channels and sounds? *Estuar. Coast. Shelf Sci.*, 82: 469-476.
- Stevenson, A. 2001. Metal concentrations in marine sediments around Scotland: a baseline for environmental studies. *Cont. Shelf. Res.*, 21: 879-897.
- Sutherland, T., S. Petersen, C. Levings & A. Martin. 2007. Distinguishing between natural and aquaculture-derived sediment concentrations of heavy metals in the Broughton Archipelago, British Columbia. *Mar. Pollut. Bull.*, 54(9): 1451-1460.
- Turekian, K. & K. Wedepohl. 1961. Distribution of the elements in some major units of the earth's crust. *Geol. Soc. Am. Bull.*, 72: 175-192.
- Turley, P.A., R.J. Fern & J.C. Ritter. 2000. Pyrithione as antifoulants: environmental chemistry and preliminary risk assessment. *Biofouling*, 15: 175-182.
- Universidad de Playa Ancha (UPLA). 2002. Antecedentes técnico-científicos para la generación de la norma de calidad secundaria de sedimentos marinos y lacustres. Proyecto Programa Priorizado de Normas, Comisión Nacional de Medioambiente, Chile, Informe Final, 156 pp.
- United States Environmental Protection Agency (US EPA). 1992. Sediment classification methods compendium. EPA 823-R-92-006, Washington DC.
- Valdés, J. 2012. Heavy metal distribution and enrichment in sediments of Mejillones Bay (23°S), Chile: a spatial and temporal approach. *Environ. Monit. Assess.*, 184: 5283-5294.
- Valdés, J. & A. Sifeddine. 2009. Composición elemental y contenido de metales en sedimentos marinos de la bahía Mejillones del Sur, Chile: evaluación ambiental de la zona costera. *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 37(2): 131-141.
- Valdés, J., D. Román, L. Rivera, J. Ávila & P. Cortés. 2011. Metal contents in coastal waters of San Jorge Bay, Antofagasta, northern Chile: a base line for establishing seawater quality guidelines. *Environ. Monit. Assess.*, 183: 231-242.
- Valdés, J., G. Vargas, A. Sifeddine, L. Ortlieb & M. Guíñez. 2005. Distribution and enrichment evaluation of heavy metals in Mejillones bay (23°S), northern Chile: geochemical and statistical approach. *Mar. Pollut. Bull.*, 50: 1558-1568.

- Valdés, J., D. Román, M. Guíñez, L. Rivera, T. Morales, J. Ávila & P. Cortés. 2010. Distribution and temporal variation of trace metal enrichment in surface sediments of San Jorge Bay, Chile. *Environ. Monit. Assess.*, 167: 185-197.
- Vargas, G., L. Ortlieb & J. Rutllant, 2000. Aluviones históricos en Antofagasta y su relación con eventos El Niño/Oscilación del Sur. *Rev. Geol. Chile*, 27(2): 155-174.
- Villalobos, J. 2009. El primer ferrocarril de Chile. ISBN 978-956-319-951-2, Santiago, 92 pp.
- Zhou, H., X. Peng & J. Pan. 2004. Distribution, source and enrichment of some chemical elements in sediments of the Pearl River Estuary, China. *Cont. Shelf. Res.*, 24: 1857-1875.
- Zhang, L., X. Ye, H. Feng, Y. Jing, T. Ouyang, X. Yu, R. Liang, Ch. Gao & W. Chen. 2007. Heavy metal contamination in western Xiamen Bay sediments and its vicinity, China. *Mar. Pollut. Bull.*, 54: 974-982.

Received: 17 June 2013; Accepted: 19 May 2014