



Revista de Biología Marina y Oceanografía
ISSN: 0717-3326
revbiolmar@gmail.com
Universidad de Valparaíso
Chile

Calderón, Cesar; Valdés, Jorge
Contenido de metales en sedimentos y organismos bentónicos de la bahía San Jorge, Antofagasta,
Chile
Revista de Biología Marina y Oceanografía, vol. 47, núm. 1, abril, 2012, pp. 121-133
Universidad de Valparaíso
Viña del Mar, Chile

Disponible en: <http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=47923893011>

- Cómo citar el artículo
- Número completo
- Más información del artículo
- Página de la revista en redalyc.org

Contenido de metales en sedimentos y organismos bentónicos de la bahía San Jorge, Antofagasta, Chile

Metals content in sediments and benthic organisms of San Jorge Bay,
Antofagasta, Chile

Cesar Calderón¹ y Jorge Valdés¹

¹Laboratorio de Sedimentología y Paleoambientes, Instituto de Investigaciones Oceanológicas, Facultad de Recursos del Mar, Universidad de Antofagasta, Casilla 170, Antofagasta, Chile. jvaldes@uantof.cl

Abstract. - Cu, Zn and Pb in sediments, and Cu and Zn in benthic organisms were analyzed in 7 coastal zones of San Jorge Bay, to evaluate the impact of the anthropogenic activities on marine ecosystem. High metal concentrations in sediments were found in Puerto Antofagasta. According to Cu concentrations measured in 14 species of benthic organisms, the bay can be distinguished in two sectors, a southern zone with high Cu content, and a northern zone with low Cu content. The Zn concentration was higher in Puerto, specifically, than others coastal zone of the bay. In general, the distribution of these metals in the bay suggest that anthropogenic activities developed in the coastal zone has an impact on metal content in marine sediments, and that the harbors of mineral loading suppose a risk to benthic communities. However, there is no evidence of metal bioaccumulation in the analyzed organisms in this work. On the other hand, only *Argopecten purpuratus* found in Puerto Antofagasta has Zn concentrations higher than that established level in the Chilean's health law.

Key words: Heavy metals, geoaccumulation, bioaccumulation, sediment quality

Resumen. - Se analizó el contenido de Cu, Zn y Pb en sedimentos, y de Cu y Zn en organismos bentónicos, en 7 sectores de la costa de la bahía San Jorge, para evaluar el impacto de la actividad antrópica sobre el ecosistema marino. Se encontró que la mayor concentración de metales pesados en sedimentos correspondió al sector del Puerto de Antofagasta. De acuerdo a la concentración de Cu medida en 14 especies de organismos bentónicos, en la bahía se distinguen dos sectores, el sector sur con niveles altos de Cu y el sector norte con niveles bajos. El Zn presentó concentraciones altas, específicamente en el sector del Puerto. En general, la distribución de estos 3 metales dentro de la bahía San Jorge sugiere que las actividades antrópicas desarrolladas en la zona costera tienen un impacto sobre el contenido de metales en los sedimentos marinos, y que los puertos de embarque de mineral revisten un riesgo para las comunidades de organismos bentónicos. Sin embargo, no hay evidencias de bioacumulación en los organismos analizados en este estudio. Por otro lado, tan solo *Argopecten purpuratus* encontrado en el sector del Puerto de Antofagasta superó el límite de contenido de Zn sugerido por la normativa de salud chilena.

Palabras clave: Metales pesados, geoacumulación, bioacumulación, calidad de sedimentos

INTRODUCCIÓN

Chile es un país con un extenso territorio marítimo en donde más del 60% de la población vive en ciudades costeras desarrollando actividades productivas, de transporte, recreacionales y turísticas. Este desarrollo influye sobre las propiedades y procesos naturales de los ecosistemas marinos, desconociéndose, en muchos casos, el real impacto de la actividad antrópica sobre estos ambientes. En este contexto, es necesario generar y actualizar sistemáticamente la información científica sobre

los sistemas naturales de manera que las autoridades competentes puedan aplicar medidas de gestión que armonicen el crecimiento económico con la protección de la naturaleza.

Las zonas costeras frecuentemente son el depósito final de residuos orgánicos e inorgánicos asociados a las actividades industriales y urbanas que se desarrollan en su entorno (Luoma 1990, Giordano *et al.* 1992, French 1993). En zonas industrializadas y portuarias, los residuos

de dicha actividad usualmente contienen una alta carga de metales pesados, lo que, eventualmente, puede modificar sus concentraciones naturales en los ambientes marinos. A pesar de que diversos metales participan de diferentes procesos metabólicos, un aumento de sus concentraciones puede resultar en efectos tóxicos para las comunidades de organismos marinos y, eventualmente, para la población humana (Moore & Ramamoorthy 1984). El conocimiento de la distribución de los metales en los sedimentos, permite determinar su disponibilidad en el sistema marino (Cosma *et al.* 1982), ya que su inclusión en esta matriz ambiental representa un importante reservorio de metales que, eventualmente pueden retornar a la columna de agua por procesos de difusión y mezcla, actividad de los organismos bentónicos y resuspensión (Meyerson *et al.* 1981). Adicionalmente, la biodisponibilidad de metales en los sedimentos tiene una acción directa sobre algunas especies acuáticas, muchas de las cuales acumulan altas concentraciones con efectos crónicos en sus poblaciones (Acosta *et al.* 2002).

La bahía San Jorge (23,3°S) constituye uno de los pocos ambientes de Chile que se orienta hacia el sur, y en donde las actividades portuaria y minera son el principal sustento económico-productivo de la región. Desde el punto de vista oceanográfico, su orientación hacia el sur y su morfología costera, sumada a un forzante de vientos sur y suroeste, sugieren la existencia de un flujo variable sur-norte paralelo a la costa y un giro en el interior de la bahía, lo que genera una zona inercial de baja energía que favorece la retención de aguas (Escribano & Hidalgo 2001).

En la Bahía San Jorge, los estudios ambientales se han focalizado en la cuantificación y distribución de metales en la columna de agua, sedimentos y algunos organismos del sector de Punta Coloso (Castilla 1983, Olivares & Ruiz 1991, Ahumada 1995, Hernández 1998, Lepe *et al.* 2001, Salamanca *et al.* 2004, Valdés *et al.* 2010, 2011). Estos estudios sugieren que existe una clara señal de contribución de metales en la zona costera asociada a los diversos tipos de actividades humanas desarrolladas en esta bahía. Sin embargo, gran parte de esta información está parcelada espacial y temporalmente, lo que dificulta su integración y la correcta utilización para caracterizar los ambientes costeros de una de las bahías más pobladas del norte de Chile. Adicionalmente, Chile carece de una normativa de calidad de sedimentos acuáticos y organismos marinos de consumo humano, lo que impide una aplicación eficiente de medidas de control de la actividad antrópica desarrollada en los ambientes costeros. Esta situación genera la necesidad de realizar

estudios permanentes y sistemáticos del medio marino con el propósito de asegurar un crecimiento de la actividad productiva de la región, dentro de un marco de responsabilidad ambiental.

En este trabajo se estudió la distribución de Cu, Pb y Zn en sedimentos y organismos bentónicos de la bahía San Jorge. Dichos metales constituyen los principales productos de la actividad minera que son almacenados y exportados, como concentrado y otras formas, a través de los dos puertos existentes en la bahía. El objetivo fue evaluar el grado de contaminación de la zona costera de la bahía a través de las concentraciones de metales en sedimentos y organismos bentónicos. Además, se discute el riesgo de estos metales en las comunidades de organismos marinos.

MATERIALES Y MÉTODOS

Basado en las características de los diversos ambientes y tipos de actividades desarrolladas en la costa de la bahía San Jorge (Antofagasta) se seleccionaron 7 áreas de estudio (Fig. 1), en las cuales se recolectaron durante marzo del 2008, muestras de sedimento y organismos, en triplicado, mediante buceo autónomo en la isobata de los 10 m de profundidad. Todas las muestras fueron envasadas en bolsas de plástico y almacenadas a bajas temperaturas para su transporte. Una vez en el laboratorio las muestras de sedimento fueron secadas a 40°C durante una semana en una estufa de desecación hasta peso constante. Por otra parte, las muestras de organismos fueron congeladas a -25°C hasta su análisis.

El contenido de metales en sedimentos fue medido en la fracción menor a 63 µm, obtenida mediante un proceso de tamizaje de cada una de las muestras en un Rot Up Retch® modelo 200 basic. Una cantidad de entre 0,2 y 0,6 g de dicha fracción de sedimento se sometió a un proceso de digestión con 15 ml de agua regia (mezcla de ácido clorhídrico y ácido nítrico en la proporción 3:1), a 150°C por 2 h. Finalmente, la solución resultante se filtró con una membrana de 0,45 µm en un sistema al vacío y se aforó a 25 ml con agua 'Milli-Q'.

Para el estudio de metales en organismos bentónicos se seleccionaron los individuos más grandes de todos los recolectados, de manera de obtener un mínimo de 3 individuos por sitio para cada especie (Tabla 1). En todas las especies el rango de pesos presentó una dispersión menor al 15%. Para el tratamiento analítico se siguió la metodología descrita por Castillo & Valdés (2011). Básicamente, los tejidos blandos fueron separados (*e.g.*,

Figura 1. Ubicación de las estaciones de muestreo submareales (círculos negros) de la bahía San Jorge, Antofagasta. Líneas cortadas muestran las isobatas de los 20 y 100 m y las flechas muestran el patrón de circulación en esta bahía / Location of sampling stations (black circles) in San Jorge Bay, Antofagasta. Dotted line shows the isobaths of 20 and 100 m depth, and the arrows shows the surface circulation pattern in this bay

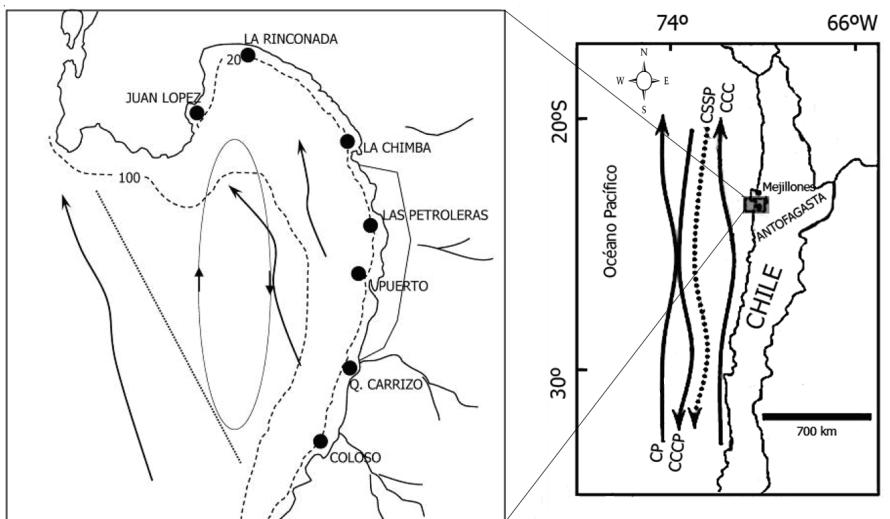


Tabla 1. Especies bentónicas colectadas en la bahía San Jorge. Se incluye talla promedio de los ejemplares utilizados en los análisis de metales / Benthic species collected in San Jorge Bay. The average size of the organisms used in metal analyzed its included

Especies	Talla promedio ± D.E. (mm)
Mollusca	
<i>Argopecten purpuratus</i>	31,2 ± 2,2
<i>Crassilabrum crassilabrum</i>	22,9 ± 1,6
<i>Concholepas concholepas</i>	33,6 ± 2,3
<i>Fissurella</i> sp.	51,2 ± 3,5
<i>Oliva peruviana</i>	28,7 ± 2,0
<i>Priene</i> sp.	42,7 ± 2,9
<i>Protothaca thaca</i>	62,6 ± 4,2
<i>Tagelus dombeii</i>	60,4 ± 3,9
<i>Thais chocolata</i>	21,8 ± 1,3
<i>Transennella pannosa</i>	24,2 ± 1,5
<i>Turritella cingulata</i>	28,8 ± 2,1
<i>Xanthochorus crassidiformis</i>	32,7 ± 0,9
Echinodermata	
<i>Heliaster helianthus</i>	250,0 ± 15,4
<i>Loxechinus albus</i>	22,1 ± 1,3

pie, sifón, músculo) con material de disección plástico, luego se lavó con agua de mar del mismo sector de muestreo y se dejó escurrir sobre una bandeja plana previamente tratada, por 30 min aproximadamente. En seguida, se sometió a un proceso de homogenización en un mortero de ágata especial para material biológico hasta obtener una pasta húmeda. Una vez terminado el proceso de homogenización, se pesó entre 0,5 y 1,0 g de muestra en un vaso de precipitado, luego se adicionó 10 ml de ácido nítrico, 10 ml de agua 'Milli-Q' y se tapó con un sistema de reflujo (embudo y vidrio de reloj). Posteriormente, se sometió a calentamiento en una placa calefactora a 150°C durante 2 h. Finalmente, se dejó enfriar y se aforó a 25 ml con agua desionizada. Todos los ácidos utilizados en estos procedimientos fueron de calidad Suprapur®.

El material de vidrio que se utilizó en el proceso de análisis de metales pasó por 3 tratamientos de limpieza. Primero, se sometió a un baño de HNO_3 2M, luego a un baño de HCl 2M y finalmente a un baño de EDTA 0,01M. Cada baño tuvo una duración de 10 h y una vez completado cada uno de éstos, el material fue enjuagado con abundante agua destilada.

Los análisis de metales en sedimentos y organismos se realizaron mediante Espectrofotometría de Absorción Atómica (EAA), con técnica de llama, en un equipo Shimadsu® 6300. El procedimiento analítico fue controlado mediante análisis rutinario de réplicas, blancos y estándares de referencia certificados MESS-3, DORM-3

de la National Research Council, Canadá, para sedimento y tejido biológico, respectivamente (Tabla 2). Las mediciones de Pb en el estándar certificado para material biológico arrojaron valores un 20% superior a los esperados (Tabla 2). Por tal motivo se optó por no considerar estos resultados en el presente trabajo. Los resultados de la concentración de metales en sedimentos se expresan en base seca y los de organismos en base húmeda.

Para efectos de comparar los sectores de estudio, los resultados fueron evaluados mediante un análisis de varianza (ANDEVA) de una vía previa prueba de normalidad de datos (\log_{10} y Rank). En el caso de los organismos bentónicos, y dado que no todas las especies estuvieron presentes en todos los sectores, se trabajó a nivel de grupo trófico y se utilizaron solamente los organismos carnívoros, esto es; *Priene* sp., *Oliva peruviana*, *Helaster helianthus*, *Xanthochorus crassidiformis*, *Crassilabrum crassilabrum*, *Concholepas concholepas* y *Thais chocolata* (Soto 1996, Stotz *et al.* 2003, Laudin *et al.* 2007, Taylor *et al.* 2008, Ortiz *et al.* 2009, 2010). En todos los casos se utilizó un criterio de significancia de $\alpha = 0,05$. Las pruebas estadísticas fueron realizadas en el programa Minitab 14.

Se calculó el factor de bioacumulación (BCF) mediante la fórmula propuesta por Mountouris *et al.* (2002),

teniendo en cuenta que la toxicidad de estos metales para los organismos bentónicos depende de la disponibilidad de ellos en el medio y de la capacidad de los organismos para asimilar metales directamente de la ingesta de partículas de sedimento (Amiard *et al.* 2007):

$$BCF = C_{\text{biota}} / C_{\text{Sedimento}}$$

La concentración (C) en la biota corresponde al promedio de cada metal en todos los organismos analizados en cada sector de estudio.

Adicionalmente, y para evaluar el grado de contaminación de los sedimentos, se calculó el Índice de Geoacumulación (I_{geo}) de acuerdo a Müller (1979):

$$I_{geo} = \log_2 (CnD1,5 * Bn)$$

donde: Cn = concentración actual del elemento, Bn = valores preindustriales, correspondiente a ambientes no contaminados (Valdés *et al.* 2010).

Como una forma de evaluar el riesgo para la salud humana se utilizó como referencia el Reglamento Sanitario de Alimentos N° 977 (Ministerio de Salud 2006¹), única normativa vigente en Chile sobre contenido de sustancias riesgosas en alimentos, y que sin embargo es muy limitado en el caso de las concentraciones permitidas en organismos marinos consumidos en Chile.

Tabla 2. Precisión y exactitud del método analítico obtenido mediante el uso de material certificado para sedimento (MESS-3) y tejido biológico (DORM-3) de la National Research Council of Canada / Precision and accuracy of analytical methods obtained by a certified sediment (MESS-3) and biological tissue (DORM-3) from the National Research Council of Canada

Metal	N	MESS-3		DORM-3	
		Valor medido ± 1 D.E.	Valor certificado	Valor medido ± 1 D.E.	Valor certificado
Cu	12	33,8 ± 0,1	33,9	15,5 ± 0,1	15,5
Pb	12	20,9 ± 0,1	21,1	0,51 ± 0,2	0,39
Zn	12	158,0 ± 1,3	159,0	51,2 ± 0,1	51,3

Concentración de metales en mg kg^{-1} , D.E.: desviación estándar, N: numero de réplicas

¹Ministerio de Salud. 2006. Reglamento sanitario de los alimentos, Dto. N°977/96, Chile, 165 pp.

RESULTADOS

En total se colectaron 14 especies de organismos bentónicos, de las cuales 8 corresponden a recursos de consumo humano; *Fissurella* sp., *Loxechinus albus*, *Argopecten purpuratus*, *Protothaca thaca*, *Concholepas concholepas*, *Xanthochorus crassidiformis*, *Thais chocolata* y *Tagelus dombeii*. Dado que ninguna de las 14 especies estuvo presente en todos los sectores estudiados, se optó por analizarlas todas en conjunto.

DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE COBRE (Cu)

El contenido promedio de Cu en sedimentos de la bahía fue de $79,8 \pm 104,6 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabla 3). Las mayores concentraciones se encontraron en el Puerto ($323,0 \pm 5,4 \text{ mg kg}^{-1}$), mientras que los valores mínimos se registraron en La Rinconada ($17,9 \pm 5,9 \text{ mg kg}^{-1}$). Las concentraciones en organismos mostraron un promedio de $7,2 \pm 4,4 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabla 3), con la máxima concentración en el Puerto y la mínima en La Rinconada (Fig. 3). En Coloso y el Puerto, las especies que presentaron las mayores concentraciones de Cu fueron *Crassilabrum crassilabrum* y *Priene* sp. con un promedio de $14,84 \pm 2,16$ y $15,40 \pm 1,63 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente (Fig. 3). Por otra parte, *Oliva peruviana* tuvo la menor concentración de Cu, $0,72 \pm 0,41 \text{ mg kg}^{-1}$ (Fig. 3).

DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE ZINC (Zn)

Las concentraciones de Zn en sedimentos submareales, oscilaron entre $45,2 \text{ mg kg}^{-1}$ y $399,1 \text{ mg kg}^{-1}$, con un promedio total de $106,3 \pm 107,7 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabla 3). Las mayores concentraciones de Zn en los sedimentos se registraron en el Puerto, con un promedio de $361,03 \pm 38,19 \text{ mg kg}^{-1}$ (Fig. 2). En los organismos, la concentración de Zn fluctuó entre 0 y $398,01 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabla 3). La especie *Priene* sp. presentó la mayor concentración de Zn en el Puerto, con un promedio de $173,97 \pm 194,78 \text{ mg kg}^{-1}$, y *Thais chocolata* tuvo la menor concentración en La Chimba (Fig. 3).

Tabla 3. Estadística descriptiva para cada variable estudiada en la bahía San Jorge y resultado de ANDEVA para la comparación de las concentraciones de metales entre los 7 sitios de muestreo / Descriptive statistic for each variable studied in San Jorge Bay, and one-way ANOVA results for the comparison of the metal contents in the 7 sampling point

Metal	N	Promedio	D.E.	MIN	MAX	F	P
Cu _{Sed} (mg kg ⁻¹)	21	79,8	104,6	14,3	327,5	17,34	< 0,001
Zn _{Sed} (mg kg ⁻¹)	21	106,3	107,7	45,2	399,1	5,17	0,005
Pb _{Sed} (mg kg ⁻¹)	21	14,9	10,9	5,6	45,9	4,39	0,011
Cu _{Org} (mg kg ⁻¹)	42	7,2	4,4	0,3	17,34	4,03	0,004
Zn _{Org} (mg kg ⁻¹)	42	54,7	61,9	0	398,0	4,11	0,003

Sed: sedimento, Org: organismos

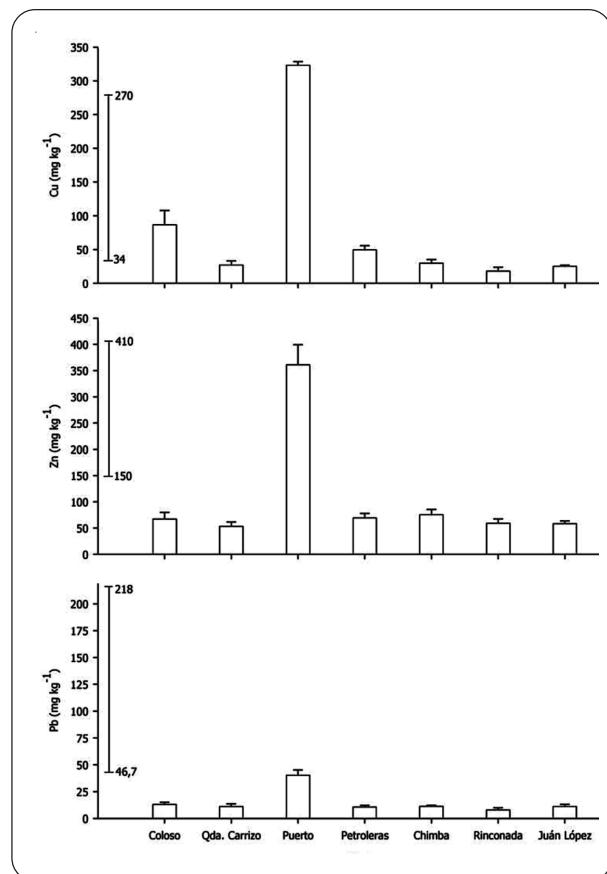


Figura 2. Distribución espacial de la concentración media y desviación estándar de metales pesados en sedimentos submareales (10 m de profundidad) de la bahía San Jorge. El rango indicado a la izquierda corresponde a los valores de Efecto de Rango Bajo (ERL) y Efecto de Rango Medio (ERM) (Long et al. 1995) / Spatial distribution of the mean and standard deviation of heavy metals concentrations in subtidal sediments (10 m water depth) of San Jorge Bay. The range in the left is the Effect Range Low (ERL) and Effect Range Medium (ERM) (Long et al. 1995)

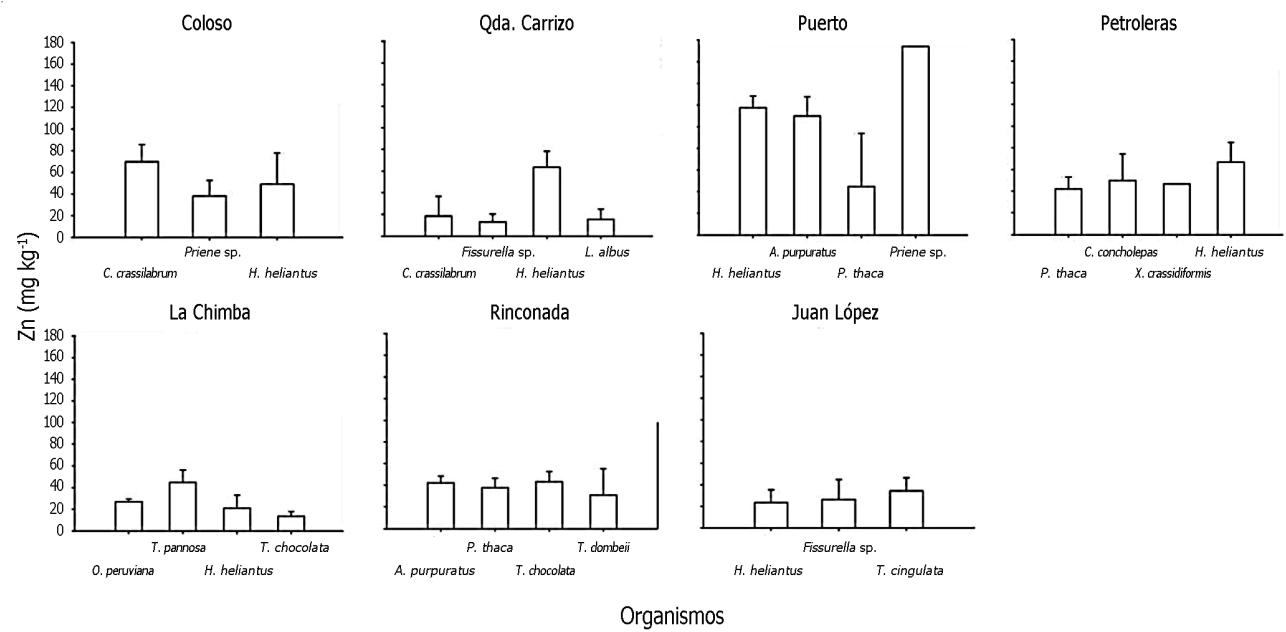
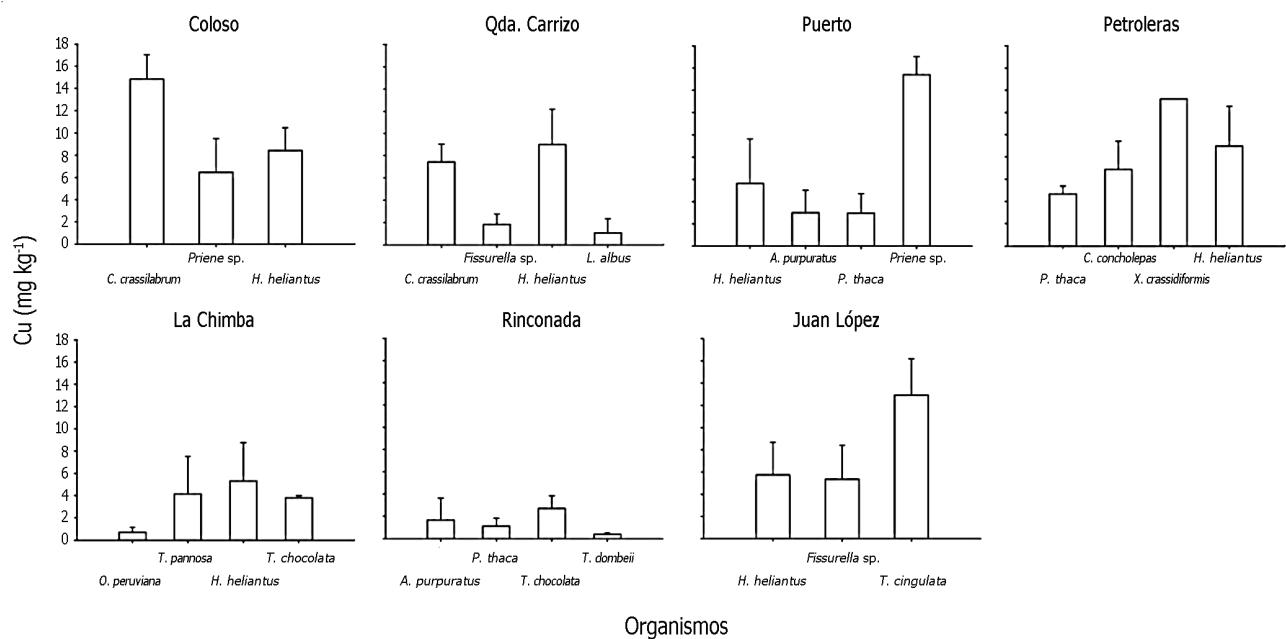


Figura 3. Distribución espacial de concentración media y desviación estándar de metales pesados en organismos bentónicos a 10 m de profundidad, en 7 sectores costeros de la Bahía San Jorge / Spatial distribution of the mean and standard deviation of heavy metals concentrations in benthic organisms at 10 m water depth, in 7 coastal zones of San Jorge Bay

DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE PLOMO (Pb)

El valor promedio de Pb en sedimentos fue de $14,96 \pm 10,89 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabla 3). Las distribución de Pb a lo largo de la línea de costa de la bahía San Jorge muestra que la mayor concentración se encontró en el Puerto con $16,57 \pm 1,87 \text{ mg kg}^{-1}$, mientras que el valor mínimo se observó en La Rinconada con $8,63 \pm 0,62 \text{ mg kg}^{-1}$ (Fig. 2).

Se detectaron diferencias significativas en las concentraciones de Cu, Zn y Pb en los sedimentos entre los 7 sectores analizados (Tabla 3), mientras que el Cu y Zn en organismos carnívoros también presentaron diferencias significativas entre los sectores (Tabla 3); las mayores concentraciones de ambos metales fueron encontradas en *Priene* sp. en el Puerto de Antofagasta.

ÍNDICE DE GEOACUMULACIÓN Y FACTOR DE BIOACUMULACIÓN

El índice de geoacumulación de los tres metales analizados en la bahía San Jorge fue más alto en el Puerto (Fig. 4) en donde, de acuerdo a la clasificación de Müller (1979) (Tabla 4), los sedimentos se encontrarían moderadamente contaminados por estos metales. Por su parte, el Factor de Bioacumulación promedio de Zn fue más alto que el de Cu, aun cuando ambos metales presentaron valores inferiores a 1, el mismo resultado se observó en todos los sectores estudiados (Fig. 5).

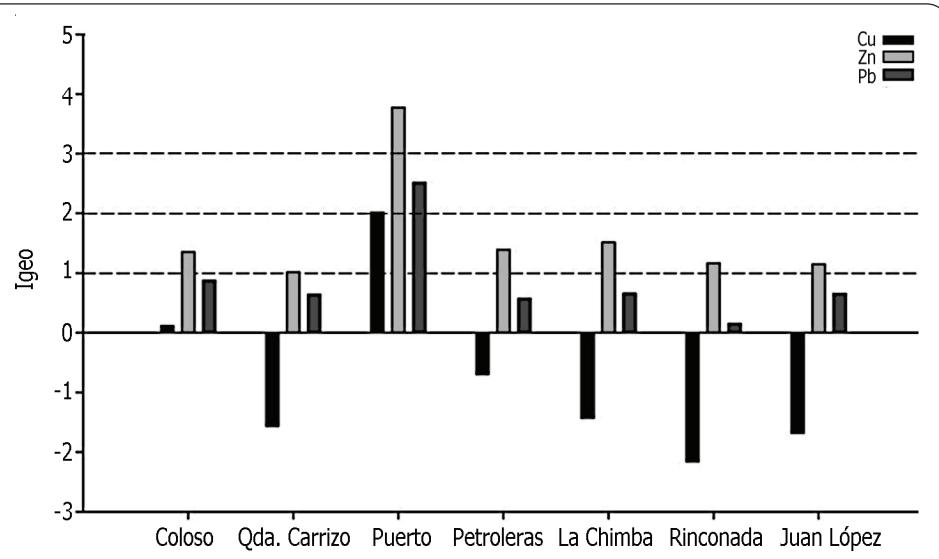


Figura 4. Distribución espacial del Índice de Geoacumulación (I_{geo}) en sedimentos de la bahía San Jorge. Líneas cortadas indican el valor del grado de contaminación indicado por Müller (1979) / Spatial distribution of the Geoaccumulation Index in sediments of San Jorge Bay. Dotted lines show the contamination degree according to Müller (1979)

Tabla 4. Clasificación del Índice de Geoacumulación (I_{geo}) de acuerdo a Müller (1979) / Geoaccumulation Index (I_{geo}) classification according to Müller (1979)

Valor de I_{geo}	Clases de I_{geo}	Grado de contaminación
0	$I_{geo} < 0$	No contaminado
1	$0 < I_{geo} < 1$	No contaminado a moderadamente contaminado
2	$1 < I_{geo} < 2$	Moderadamente contaminado
3	$2 < I_{geo} < 3$	De moderado a fuertemente contaminado
4	$3 < I_{geo} < 4$	Fuertemente contaminado
5	$4 < I_{geo} < 5$	De fuertemente contaminado a extremadamente contaminado
6	$5 < I_{geo} < 6$	Extremadamente contaminado

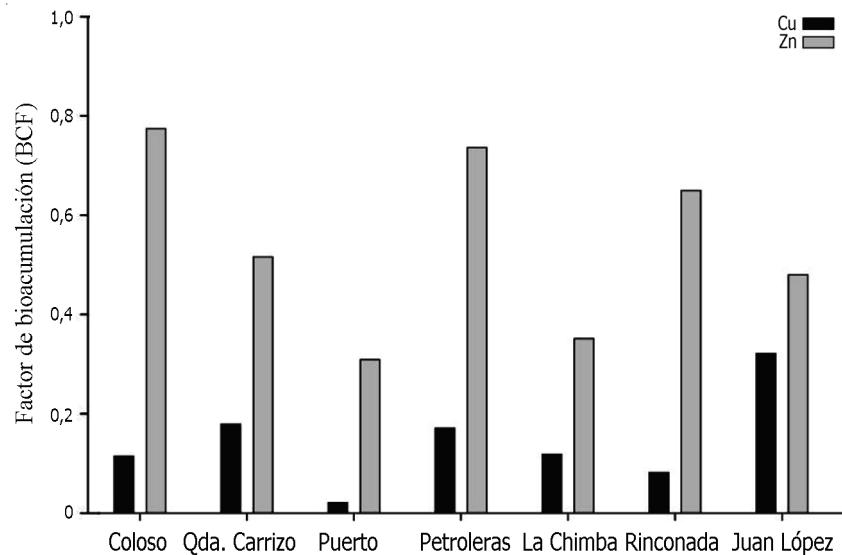


Figura 5. Distribución espacial del factor de bioacumulación (FBC) para los organismos bentónicos de la zona costera de la bahía San Jorge / Spatial distribution of Bioaccumulation Factor (BCF) for the benthic organisms of the coastal zone of San Jorge Bay

DISCUSIÓN

COBRE

La concentración promedio de Cu en los sedimentos de la bahía San Jorge fue de $79,8 \text{ mg kg}^{-1}$, valor superior a otros ambientes marinos de la costa de Chile (Tabla 5) con excepción de Chañaral, en donde las concentraciones de Cu son superiores y se explican por el alto impacto provocado por la deposición histórica de relaves mineros en la costa de esta comuna (Ramírez *et al.* 2005).

Dentro de la bahía, el patrón de distribución de Cu se caracterizó por un alto contenido en Coloso y el Puerto de Antofagasta, con medias de 86,5 y $323,0 \text{ mg kg}^{-1}$ respectivamente, ambos valores inferiores a los reportados por Valdés *et al.* (2010) que fueron de $235,7 \text{ mg kg}^{-1}$ en Coloso y $1586,3 \text{ mg kg}^{-1}$ en Puerto Antofagasta (Tabla 5). Por otro lado, Ahumada (1998) reportó valores menores en Coloso, de $49,7 \text{ mg kg}^{-1}$ (Tabla 5). Estas diferencias pueden ser explicadas por factores asociados a la variabilidad temporal y espacial de las mediciones realizadas en cada estudio. Particularmente, en los resultados de Valdés *et al.* (2010) se debe considerar que tanto las metodologías de muestreo como los análisis químicos son similares a las aplicadas en el presente trabajo y, por lo tanto, solamente la fecha de colecta de las muestras (2003-2004 y 2008) y la profundidad de muestreo son factores que diferencian a ambos trabajos. Si bien, la variabilidad temporal puede explicar esta

diferencia, lo que haría presumir una mejora en las condiciones de acumulación de estos metales en ambos sectores, es posible que no lo explique del todo. En el primer caso (2003-2004) las muestras fueron colectadas entre los 30 y 65 m, mientras que en el segundo caso las muestras se recolectaron a 10 m de profundidad. Dado que los metales tienen una fuerte afinidad por los sedimentos más finos, los cuales son depositados en ambientes hidrodinámicamente más estables, es posible suponer que en la isobata de los 10 m las condiciones no favorezcan la deposición de sedimento fino, a diferencia de las muestras de mayor profundidad. Esto ha sido observado, por ejemplo en bahía Mejillones, en donde los metales tienden a acumularse en ambientes de mayor profundidad, asociado a sedimentos de menor tamaño (Valdés *et al.* 2005). Es importante indicar que los datos de Valdés *et al.* (2010) también sugieren un aumento de la concentración de Cu hacia la zona más profunda de la bahía, situación que es más evidente en el Puerto de Antofagasta. Adicionalmente, las actividades periódicas de dragado realizadas en los sitios de atraque de las embarcaciones y en sus inmediaciones pueden estar removiendo sedimento con alto contenido de metales y depositándolo en zonas más profundas en donde finalmente se estaría acumulando.

Tabla 5. Comparación de niveles de metales (mg kg⁻¹ peso seco) en sedimentos superficiales de diferentes ambientes costeros de Chile, y testigos de sedimento en Mejillones (niveles pre-industriales) / Comparison of the metal levels (mg kg⁻¹ dry weight) in surface sediments from different coastal environments of Chile, and sediment cores from Mejillones (pre-industrial levels)

Localidad	Cu	Zn	Pb	Referencia
Bahía San Jorge	79,8	106,3	14,9	Este estudio
Bahía San Jorge	774,1	ND	94,2	Valdés <i>et al.</i> (2010)
Bahía San Jorge	37,8	ND	ND	Lépez <i>et al.</i> (2001)
Bahía San Vicente	27,7	ND	17,4	Salamanca <i>et al.</i> (1988)
Bahía Concepción	41,0	ND	40,1	Salamanca <i>et al.</i> (1988)
Playa de Chañaral	1659	28,1	21,2	Ramírez <i>et al.</i> (2005)
Caleta Coloso	49,7	28,6	10,7	Ahumada (1995)
Bahía Concepción	31,5	ND	20,6	Carrera <i>et al.</i> (1993)
Bahía San Vicente	29,4	81,1	11,9	Ahumada (1992)
Fiordos sur	29,4	88,3	14,2	Ahumada (1996)
Bahía Mejillones ^a	53,5	17,6	4,7	Valdés <i>et al.</i> (2010)

^aNivel preindustrial (Testigo de sedimento); ND No determinado

La concentración de Cu promedio presente en los organismos de la bahía San Jorge fue de 7,2 mg kg⁻¹ (Tabla 3). Esta concentración es baja en comparación a lo encontrado en la misma zona por Salamanca *et al.* (2004) para *Perumytilus purpuratus*. Sin embargo, ambos trabajos muestran elevadas concentraciones de este metal en los organismos bentónicos que habitan en el sector del Puerto de Antofagasta, en comparación con el resto de la bahía. Por otra parte, Lepez *et al.* (2001) encontraron concentraciones de Cu de hasta 79 mg kg⁻¹ y 35 mg kg⁻¹ en *Emerita analoga* de playa Amarilla (ubicada en el sector de Coloso) y La Rinconada, respectivamente, las cuales son superiores a las registradas en este trabajo. Se debe considerar que esta variabilidad puede ser explicada por los ambientes en los que habitan las diferentes especies estudiadas y por sus hábitos alimentarios. Aún así, estos estudios muestran que entre los organismos bentónicos que habitan dentro de la bahía San Jorge, *Emerita analoga* presentó las concentraciones de Cu más altas.

Como una forma de evaluar el riesgo para la salud humana se utilizó como referencia el Reglamento Sanitario de Alimentos N° 977 (Ministerio de Salud 2006¹). En esta normativa no se incluye un contenido máximo de Cu en productos marinos, de manera que se utilizó la categoría 'otros productos', que indica un valor máximo de 10 mg kg⁻¹. Según este valor, el promedio de Cu en los organismos

de la bahía está dentro de lo permitido. Tan solo *Xanthochorus crassidiformis* (caracol rubio) excede este valor en el sector Petroleras (Fig. 3), lo cual no significaría un riesgo para la salud humana por cuanto éste no es un organismo de consumo humano.

Tanto en el caso de los sedimentos como en el de los organismos, el análisis de varianza evidenció diferencias significativas en el contenido de Cu entre los sitios analizados. Los valores de este metal en ambas matrices (Fig. 2 y 3) mostraron que el sector sur y las inmediaciones del puerto de Antofagasta registra las mayores concentraciones, decayendo éstos en los sectores de la Rinconada y Juan López, lo cual concuerda con lo señalado por Salamanca *et al.* (2004). Esto se debe, probablemente, a la ausencia de actividad industrial en estos últimos sectores, y a un sistema de circulación que no dispersa de manera significativa los contaminantes desde su punto de origen.

ZINC

La concentración promedio de Zn en los sedimentos de la bahía San Jorge fue de 106,3 mg kg⁻¹, superior a lo reportado por Carrera *et al.* (1993) en la bahía de Concepción y por Ahumada (1996) en los fiordos del sur de Chile (Tabla 5). Las mayores concentraciones de Zn en sedimentos en la bahía San Jorge se encontraron en las inmediaciones del Puerto de Antofagasta, con un valor

medio de 361,03 mg kg⁻¹, muy superior al resto de los sectores estudiados (Fig. 2, Tabla 4). En este sector, se realiza acopio y embarque de Zn proveniente de yacimientos mineros del norte y sur de Bolivia, lo que podría influir en la acumulación de este metal en los sedimentos costeros.

Las concentraciones de Zn en los organismos bentónicos (promedio de 54,73 mg kg⁻¹, Tabla 3), fueron inferiores a los reportados por Salamanca *et al.* (2004) particularmente en *Perumytilus purpuratus* recolectados en la bahía San Jorge, y a los reportados por Wright & Mason (1999), Gil *et al.* (2006), Silva *et al.* (2006) y Maanan (2008) para diferentes zonas costeras y especies de organismos bentónicos. La mayor concentración de Zn fue encontrada en *Priene* sp., en el sector del Puerto (Fig. 3), lo que sugiere que la actividad antrópica realizada en este sector tiene una influencia parecida a la registrada en los sedimentos. Sin embargo, dado que esta especie solamente fue encontrada en dos sectores (Coloso y Puerto), estos antecedentes deben ser tomados con cautela a la espera de nuevos estudios.

El Reglamento Sanitario de Alimentos N° 977 (Ministerio de Salud 2006¹), al igual que en el caso del Cu, define como concentración máxima de Zn permitida (dentro de la denominación ‘otros productos’) valores de 100 mg kg⁻¹, lo cual evidencia que de los 7 sectores estudiados dentro de la bahía, tan solo el Puerto presentó 3 especies con valores superiores a esta norma; *Helianthus*, *Priene* sp., y *A. purpuratus* (ostión), esta última de consumo humano. Esta situación evidencia la urgencia de avanzar en la determinación de concentraciones máximas de metales permitidas en organismos marinos de consumo humano, y en la necesidad de realizar una evaluación permanente de estos productos en aquellos sectores costeros con un alto grado de intervención antrópica.

PLOMO

La concentración promedio de plomo en los sedimentos de la bahía San Jorge fue de 14,96 mg kg⁻¹ (Tabla 3). Los mayores valores de Pb en sedimentos se encontraron en las inmediaciones del Puerto de Antofagasta (Fig. 2), con valores significativamente superiores al resto de los sectores (Tabla 3). Aún cuando Ahumada (1995) ha reportado menores concentraciones de Pb en la misma bahía, de 10,74 mg kg⁻¹ en el sector sur, las concentraciones de Pb han sido altamente variables en otras localidades (Tabla 5). Las altas concentraciones de Pb en el Puerto, en comparación con los otros sectores

estudiados de la bahía, evidencian un aporte antropogénico histórico, ya que desde hace mas de 5 décadas se realizan embarques de concentrado de Pb proveniente de minas explotadas en territorio Boliviano (Salamanca *et al.* 2004).

Estudios previos reportaron valores de cerca de 300 mg kg⁻¹ para el año 2003 y alrededor de 40 mg kg⁻¹ para el 2004 (Valdés *et al.* 2010), esta última muy similar a la reportada en el presente trabajo, lo que demuestra las concentraciones de metales en la bahía se han mantenido hacia la época actual, probablemente debido al traslado del centro de acopio de plomo desde el sector del puerto de embarque hacia una zona fuera de la ciudad.

EVALUACIÓN AMBIENTAL

Según la clasificación de Müller (1979) (Tabla 4), los resultados del índice de geoacumulación de Cu, Zn y Pb indican que el sector del Puerto se encontraría de ‘moderado a fuertemente contaminado’. En el caso del resto de los sectores estudiados en esta bahía, el I_{geo} de Cu indica que no tendrían problemas de contaminación, mientras que el I_{geo} del Zn y el Pb muestran ambientes ‘no contaminados a moderadamente contaminados’. Estos resultados son concordantes con lo reportado por Valdés *et al.* (2010) para el caso del Cu y el Pb presente en el sector del Puerto, lo que sugiere que a pesar de que la concentración de ambos metales en la bahía San Jorge ha disminuido hacia la época actual, persisten problemas de contaminación.

Durante las últimas décadas se ha desarrollado un procedimiento técnico para predecir los efectos adversos producidos por sedimentos contaminados sobre los organismos acuáticos, denominado como Guía de Calidad de Sedimentos (SQG en inglés) (Di Toro *et al.* 1991, US EPA 1992, Long *et al.* 1995, Ankley *et al.* 1996, MacDonald *et al.* 2000). Los objetivos del SQG son generar evidencias que permitan proteger a los organismos que viven en los sedimentos acuáticos de los efectos deletéreos producidos por sustancias químicas presentes en estos ambientes, evaluar y comparar los patrones de distribución espacial de sedimentos contaminados y diseñar y aplicar programas de monitoreo y remediación (Birch & Taylor 2002, Crane & MacDonald 2003). En base a una recopilación de antecedentes sobre efectos tóxicos de diversas sustancias sobre organismos acuáticos, el SQG establece valores de referencia denominados como ERL (Efecto de Rango Bajo) y ERM (Efecto de Rango Medio), lo que permite identificar tres categorías de

efectos biológicos; efecto adverso raramente observados (concentración < ERL), ocasionalmente observados (concentración entre ERL y ERM) y frecuentemente observados (concentración > ERM) (Long *et al.* 1995, McCready *et al.* 2006). Sobre la base de esta clasificación es posible indicar que en el caso del Cu, los sedimentos de Coloso y Puerto tendrían efectos adversos sobre los organismos de manera ocasional y frecuente, respectivamente (Fig. 2). En el caso del Zn tan solo el Puerto presentaría un riesgo ocasional para los organismos, mientras que el Pb no representaría un riesgo para las comunidades de organismos marinos presentes en la bahía San Jorge (Fig. 2).

El factor de bioacumulación calculado en este estudio (< 1 en todos los casos), sugiere que no ocurre un traspaso significativo de los metales presentes en los sedimentos hacia los niveles tróficos superiores. Este factor (Fig. 5) permite inferir que para el caso del Cu (0,16) y Zn (0,58) no hay un proceso de bioacumulación activa en los tejidos de los organismos estudiados. Esto puede deberse al hecho de que el modelo utilizado para calcular el factor de bioacumulación, asume una proporción lineal entre la concentración de metales en la biota y la concentración de metales en el sedimento (Mountouris *et al.* 2002). Si bien este modelo es utilizado en muchos estudios para monitorear los efectos tóxicos producidos en la biota en un área específica, el inconveniente es que no considera las características geoquímicas del sustrato. Aún así, su uso es recomendable, ya que permite relacionar, de manera preliminar, la concentración de metales, con eventuales procesos de biomagnificación de éstos en la trama trófica (Mountouris *et al.* 2002). Sin embargo, en la bahía San Jorge los valores más bajos del factor de bioacumulación se registraron en el sector del Puerto, en donde los niveles de estos metales en los sedimentos son los más altos de toda la zona de estudio. Esto sugiere que dicha relación, al menos dentro de la bahía, no es del todo lineal, ya que los niveles de metales en los sedimentos no promueven una mayor acumulación en los organismos analizados. Una situación similar fue observada por Ahumada (1994) en un estudio de bioacumulación de metales en la bahía San Vicente. Es posible, entonces que el mecanismo de difusión pasiva de metales desde el medio a los organismos, el cual da como resultado una relación lineal, no se aplique a los ambientes bentónicos de la bahía San Jorge, y que, por el contrario, exista un mecanismo activo de traspaso de metales en donde la química del metal, las características del sustrato y las vías de incorporación de metales a los organismos (principalmente sus hábitos

alimentarios) sean factores importantes para entender los procesos de bioacumulación y biomagnificación en organismos marinos.

Los resultados de este estudio permiten concluir que la distribución y concentración de Cu, Zn y Pb dentro de la bahía San Jorge está influenciada por las actividades antrópicas desarrolladas en la zona costera, y que particularmente los sectores en donde se ubican puertos de embarque revisten un riesgo para las comunidades de organismos bentónicos. Sin embargo, dichos organismos no estarían acumulando estos metales dentro de sus sistemas biológicos. De los recursos de consumo humano estudiados en este trabajo, solamente *Argopecten purpuratus* que habita en el sector del Puerto sobre pasó el límite de Zn permitido por la reglamentación sanitaria chilena. Dado que en Chile no existe una normativa respecto de la calidad de los sedimentos acuáticos y que la norma sanitaria no detalla los riesgos para la salud humana, en el caso del contenido de metales en organismos marinos, se hace necesario avanzar en este tipo de estudios que permitan, a lo menos, mantener informada a la comunidad respecto del estado de salud ambiental de los sistemas costeros de Chile.

LITERATURA CITADA

- Acosta V, C Lodeiro & W Senior. 2002.** Niveles de metales pesados en sedimentos superficiales en tres zonas litorales de Venezuela. *Interciencia* 27: 686-690.
- Ahumada R. 1992.** Patrones de distribución de metales traza (Cr, Ni, Zn, Cu, Cd y Pb) en sedimentos superficiales de la Bahía San Vicente, Chile. *Revista de Biología Marina* 27(2): 265-282.
- Ahumada R. 1994.** Nivel de concentración e índice de bioacumulación para metales pesados en tejidos de invertebrados marinos bentónicos de Bahía San Vicente, Chile. *Revista de Biología Marina* 29(1): 77-87.
- Ahumada R. 1995.** Programa de vigilancia del contenido de metales traza (As, Cd, Hg, Mo, Pb, Se, y Zn) en los sedimentos marinos en Caleta Coloso. *Ciencia y Tecnología del Mar*, Número Especial: 89-100.
- Ahumada R. 1996.** Concentración de metales traza, metales en sedimentos y organismos recolectados en la región norte de fiordos y canales del Sur de Chile. *Taller Resultados Crucero: CIMAR-FIORDO 1. Resúmenes Ampliados*, pp. 49-52. Comité Oceanográfico Nacional, Valparaíso.
- Ahumada R. 1998.** Metales traza en los sedimentos: Una herramienta de gestión ambiental para la Zona Costera. En: Arcos D (ed). *Minería del cobre, ecología y ambiente costero*, pp. 297-315, Editorial Aníbal Pinto, Santiago.

- Amiard J, A Geffard, C Amiard-Triquet & C Crouzet. 2007.** Relationship between the lability of sediment-bound metals (Cd, Cu, Zn) and their bioaccumulation in benthic invertebrates. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 72: 511-521.
- Ankley G, D Di Toro, D Hansen & W Berry. 1996.** Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15: 2056-2066.
- Birch G & S Taylor. 2002.** Assessment of possible toxicity of contaminated sediments in Port Jackson, Sydney, Australia. *Hydrobiologia* 472: 19-27.
- Carrera M, P Valenta, R Ahumada & V Rodríguez. 1993.** Determinación voltamétrica de metales traza en la columna de agua y sedimentos en la Bahía de Concepción. *Revista de Biología Marina* 28(1): 151-163.
- Castilla JC. 1983.** Environmental impact in sandy beaches of copper minetailings at Chañaral, Chile. *Marine Pollution Bulletin* 14: 459-464.
- Cosma B, R Frache, F Baffi & A Dadone. 1982.** Trace metals in sediments from the Ligurian coast, Italy. *Marine Pollution Bulletin* 13: 127-132.
- Crane J & D MacDonald. 2003.** Applications of numerical sediment quality targets for assessing sediment quality conditions in a US Great Lakes area of concern. *Environmental Management* 32: 128-140.
- Di Toro D, C Zarba, D Hansen, W Berry, R Swartz & C Cowan. 1991.** Technical basis for establishing sediment quality criteria for nonionic organic chemicals using equilibrium partitioning. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10: 1541-1583.
- Escribano R & P Hidalgo. 2001.** Circulación inducida por el viento en la Bahía de Antofagasta, norte de Chile 23° sur. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 36(1): 43-60.
- French P. 1993.** Post-industrial pollutant levels in contemporary Sven estuari intertidial desiments compared to pre-industrial levels. *Marine Pollution Bulletin* 26: 30-35.
- Gil M, A Torres & M Harvey. 2006.** Metales pesados en organismos marinos de la zona costera de la Patagonia argentina continental. *Revista de Biología Marina y Oceanografía* 41: 167-176.
- Giordano P, L Musmeci, L Ciaralli, P Vernillo, J Chirico, N Piccioni & S Costatini. 1992.** Total content and sequential extractions of Hg, Cd and Pb in coastal sediments. *Marine Pollution Bulletin* 24: 350-357.
- Lepe I, L Furet & O Aracena. 2001.** Población de *Emerita analoga* en playas Amarilla y Rinconada, Antofagasta: aspectos abióticos, bióticos y concentración de cobre. *Gayana* 65(1): 58-67.
- Long E, D Macdonald, S Smith & F Calder. 1995.** Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management* 19: 81-97.
- Luoma S. 1990.** Processes affecting metal concentrations in estuarine and coastal sediments. In: Furnes R & P Rainbow (eds). *Heavy metals in the marine environment*, 225 pp. CRC Press, New York.
- Maanan M. 2008.** Heavy metal concentrations in marine molluses from the Moroccan coastal region. *Environmental Pollution* 153(1): 176-183.
- 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. *Environmental Toxicology and Chemistry* 19: 1403-1413.
- 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. *Environmental International* 32: 455-465.
- Meyerson A, G Luther, J Krajewski & E Hires. 1981.** Heavy metals distribution in Newark bay sediments. *Marine Pollution Bulletin* 12: 244-250.
- Moore S & S Ramamoorthy. 1984.** Heavy metals in naturals waters, 269 pp. Springer-Verlag, New York.
- Mountouris A, E Voutsas & D Tassios. 2002.** Bioconcentration of heavy metals in aquatic environments: the importance of bioavailability. *Marine Pollution Bulletin* 44: 1136-1141.
- Müller G. 1979.** Schwermetalle in den sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971. *Umschau* 79: 778-783.
- Olivares J & C Ruiz. 1991.** Metales traza en sedimentos de la IV Región, Coquimbo, Chile. En: Escobar JJ (ed). *Memorias del Primer Seminario Internacional sobre Investigación y Vigilancia de la Contaminación Marina en el Pacífico Sudeste*, pp. 34-35. CPPS, Santiago.
- Ramirez M, S Massolo, R Frache & J Correa. 2005.** Metal speciation and environmental impact on sandy beaches due to El Salvador copper mine, Chile. *Marine Pollution Bulletin* 50: 62-72.
- Salamanca M, L Chuecas & F Carrasco. 1988.** Heavy metal content and distribution in surface sediments from three areas of Chilean coast. *Gayana* 9: 3-16.
- Salamanca M, B Jara & T Rodriguez. 2004.** Niveles de cu, pb y zn en agua y *Perumytilus purpuratus* en bahía San Jorge, norte de Chile. *Gayana* 68: 53-62.
- Silva C, B Smith & P Rainbow. 2006.** Comparative biomonitoring of coastal trace metal contamination in tropical South America (N. Brazil). *Marine Environmental Research* 61: 439-455.
- Valdés J, G Vargas, A Sifeddine, L Ortílieb & M Guiñez. 2005.** Distribution and enrichment evaluation of heavy metals in Mejillones Bay (23°S), Northern Chile: Geochemical and statistical approach. *Marine Pollution Bulletin* 50: 1558-1568.

Valdés J, D Roman, G Alvarez, L Ortlieb & M Guiñez. 2008. Metals content in surface waters of an upwelling system of the northern Humboldt Current (Mejillones Bay, Chile). *Journal of Marine Systems* 71: 18-30.

Valdés J, D Román, M Guiñez, 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. *Environmental Monitoring and Assessment* 167: 185-197.

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. *Environmental Monitoring and Assessment* 183: 231-242.

Wright P & C Mason. 1999. Spatial and seasonal variation in heavy metals in the sediments and biota of two adjacent estuaries, the Orwell and the Stour, in eastern England. *The Science of the Total Environment* 226: 139-156.

Recibido el 8 de septiembre de 2011 y aceptado el 23 de marzo de 2012