

Cu, Pb, and Zn content in sediments and benthic organisms from San Jorge Bay (northern Chile): Accumulation and biotransference in subtidal coastal systems

Contenido de Cu, Pb y Zn en sedimentos y organismos bentónicos de la bahía San Jorge (norte de Chile): Acumulación y biotransferencia en sistemas costeros submareales

Jorge Valdés*, Marcos Guíñez, Alexis Castillo, Sue Ellen Vega

Laboratorio de Sedimentología y Paleoambientes, Instituto de Ciencias Naturales Alexander von Humboldt, Facultad de Ciencias del Mar y de Recursos Biológicos, Universidad de Antofagasta, Av. Angamos 601, Antofagasta, Chile.

* Corresponding author. E-mail: jorge.valdes@uantof.cl

ABSTRACT. The concentration of Cu, Pb, and Zn was measured in order to evaluate their sediment enrichment and probable biomagnification trends in benthic trophic chains of the coastal zone of San Jorge Bay (northern Chile). The mean concentrations of Cu, Zn, and Pb were 103.6, 72.6, and 38.6 mg kg⁻¹, respectively, in sediments and 28.3, 32.5, and 21.9 mg kg⁻¹, respectively, in organisms. The geoaccumulation index indicated that sectors with industrial activities show some degree of metal enrichment; however, Zn and Pb contents have diminished in recent years, probably as a consequence of the closing of storage facilities for these minerals in the coastal zone of the bay. Evidence of biomagnification was observed in three of the seven coastal sectors studied, and herbivorous and carnivorous species showed the highest transfer factors of these metals. The results of this work suggest a high temporal variability of metal content in sediments and benthic organisms, which can be explained by changes in natural and anthropic factors that control the sources and accumulation of these metals in the coastal area of San Jorge Bay.

Key words: trace metals, marine sediments, biomagnification.

RESUMEN. Se midió el contenido de Cu, Pb y Zn para evaluar su enriquecimiento en sedimentos y sus eventuales procesos de biomagnificación en cadenas tróficas bentónicas de siete sectores costeros de la bahía San Jorge. El contenido medio de Cu, Zn y Pb fue 103.6, 72.6 y 38.6 mg kg⁻¹, respectivamente, en los sedimentos y 28.3, 32.5 y 21.9 mg kg⁻¹, respectivamente, en los organismos. El índice de geoacumulación indicó algún grado de enriquecimiento de metales en los sectores donde se realizan actividades industriales; sin embargo, el contenido de Zn y Pb ha disminuido en los últimos años, probablemente como consecuencia de la eliminación de los centros de almacenaje de estos metales en la zona costera de la bahía. Se encontraron evidencias de biomagnificación en tres de los siete sectores costeros estudiados, y las especies herbívoras y carnívoras fueron las que mostraron los mayores factores de transferencia de estos metales. Los resultados de este trabajo sugieren una alta variabilidad temporal en el contenido de metales en los sedimentos y organismos bentónicos, lo cual puede ser explicado por la modificación de factores naturales y antrópicos que controlan el ingreso y acumulación de estos metales en la zona costera de la bahía San Jorge.

Palabras clave: metales traza, sedimentos marinos, biomagnificación.

INTRODUCTION

Industrial activities and human settlements are exerting strong pressure on the natural processes and properties of coastal environments. From an ecological viewpoint, coastal systems support a variety of benthic species that are important components of food webs sensitive to natural and anthropic disturbances (Riera *et al.* 2012) and constitute a large part of artisanal landings.

Northern Chile is highly dependent on mining. This activity not only impacts the areas where mineral extraction occurs, but also the coastal zone where storage and shipping facilities are located. A large part of the minerals produced in this area is exported from San Jorge Bay (fig. 1). The main

INTRODUCCIÓN

Los sistemas costeros son ambientes en donde mayor presión se ejerce sobre sus propiedades y procesos naturales, dada la actividad industrial y los asentamientos humanos cercanos. Desde un punto de vista ecológico, los sistemas costeros albergan una gran variedad de especies bentónicas que constituyen redes tróficas sensibles a perturbaciones naturales y antrópicas (Riera *et al.* 2012), y que sustentan una parte importante de la actividad pesquera artesanal.

El norte de Chile tiene una marcada dependencia de la minería. Esta actividad no sólo ejerce influencia en los sectores en donde se realiza la extracción de minerales, sino también en la zona costera, debido al transporte,

economic activity of the city of Antofagasta, which lies within the bay, is the shipment of mineral products. Copper (Cu) as well as lead (Pb) and zinc (Zn) concentrates have been shipped from the port of Antofagasta (Puerto, middle section of the city) since 1943, and Cu concentrates have been shipped from the port of Coloso (southernmost part of the city) since 1991. Given the nature of this activity, it is reasonable to assume that heavy metals are the substances most likely to be introduced into the bay. Though all metals occur naturally in the marine environment (Alagarsamy 2006), most can be harmful to humans and aquatic organisms if they exceed certain levels of concentration (McCready *et al.* 2006).

At San Jorge Bay, scientific research has mainly focused on oceanographic aspects related to productivity and circulation (Escribano and Rodríguez 1995, Escribano *et al.* 1995, Escribano and Hidalgo 2001), and on environmental aspects associated with the distribution of metals in water, sediments, and marine organisms (López *et al.* 2001; Salamanca *et al.* 2004; Valdés *et al.* 2010, 2011; Calderón and Valdés 2012; Castro and Valdés 2012).

The increase in mining activities (and associated services) in northern Chile will likely lead to an increase in anthropic pressure on the natural environment. It is therefore necessary to proactively assess the consequences of this increase to promote sustainable socio-economic development. The objective of this paper is to analyze Cu, Pb, and Zn contents in sediments and evaluate their transport in benthic food chains in San Jorge Bay.

MATERIALS AND METHODS

In March 2009, triplicate samples of sediments and benthic organisms were collected by scuba diving at the 10-m isobath along seven coastal sections of San Jorge Bay (23.5° S, Chile) (fig. 1). All samples were bagged and stored at 4 °C for transport. The sediments were dried at 40 °C, and the organisms were frozen at -25 °C until their analysis. Suprapur grade acids were used to clean all glass and plasticware used as well as for sample digestion. The glassware was cleaned in three 10-h chemical baths containing first 2 M HNO₃, then 2 M HCl, and finally 0.01 M EDTA.

Metal concentrations in organisms and sediments were analyzed according to the method described by Calderón and Valdés (2012). Three similar-sized individuals of each species were examined; the weight range of the organisms showed a dispersion of less than 15%.

The metals in sediments and organisms were determined using a Shimadzu 6300 flame atomic absorption spectrophotometer. The analytical procedure was controlled by routine analyses of replicates, blanks, and certified reference materials for sediments and biological tissue (MESS-3 and DORM-3, respectively, National Research Council of Canada). Measurement errors were <6% for sediments and <7% for organisms. Metal content in sediments was

almacenamiento y embarque de productos. Gran parte del mineral producido en esta zona se exporta desde la bahía San Jorge (fig. 1). La ciudad de Antofagasta, localizada en esta bahía, tiene como principal actividad económica el embarque de productos minerales (principalmente cobre [Cu], plomo [Pb] y zinc [Zn]) a través de dos puertos: el puerto de Antofagasta (Puerto, sector medio de la ciudad), donde se ha embarcado Cu y concentrado de Pb y Zn desde 1943, y el puerto de Coloso, donde se ha embarcado concentrado de Cu desde 1991. Debido a la naturaleza de esta actividad, se espera que los metales pesados sean las sustancias con mayor potencial de incorporación a la bahía. Si bien todos los metales están presentes de forma natural en el ambiente marino (Alagarsamy 2006), la mayoría pueden ser nocivos para los humanos y las comunidades de organismos acuáticos si sobrepasan ciertos niveles de concentración (McCready *et al.* 2006).

En la bahía San Jorge, la investigación científica se ha enfocada principalmente en aspectos oceanográficos relacionados con la productividad y la circulación (Escribano y Rodríguez 1995, Escribano *et al.* 1995, Escribano e Hidalgo 2001), y en temáticas ambientales relacionadas con la distribución de metales en agua, sedimentos y organismos marinos (López *et al.* 2001; Salamanca *et al.* 2004; Valdés *et al.* 2010, 2011; Calderón y Valdés 2012; Castro y Valdés 2012).

El crecimiento de la actividad minera en el norte de Chile (y sus servicios asociados) puede producir un incremento de la presión antrópica sobre el ambiente natural. Por tanto, es necesario evaluar de manera preventiva las consecuencias de este incremento para promover un desarrollo socioeconómico sustentable. El presente trabajo tiene como objetivo estudiar el contenido de Cu, Pb y Zn en sedimentos y evaluar su transporte a través de las cadenas tróficas bentónicas en la bahía San Jorge.

MATERIALES Y MÉTODOS

Se recolectaron muestras de sedimentos y organismos bentónicos, en triplicado, mediante buceo autónomo en la isóbata de los 10 m, durante marzo de 2009 en siete sectores costeros de la bahía San Jorge (23.5° S, Chile) (fig. 1). Todas las muestras fueron embolsadas y almacenadas a 4 °C para su transporte. Los sedimentos fueron secados a 40 °C, y los organismos fueron congelados a -25 °C hasta su análisis. Se utilizaron ácidos de calidad Suprapur para la limpieza del material de vidrio y plástico, así como para la digestión de las muestras. El material de vidrio utilizado pasó por tres tratamientos de limpieza de 10 h cada uno: baño de HNO₃ 2 M, baño de HCl 2 M y finalmente un baño de EDTA 0.01 M.

El contenido de metales en organismos y sedimentos fue analizado de acuerdo con la metodología descrita por Calderón y Valdés (2012). Para el contenido de metales en organismos, se analizaron tres individuos de similar tamaño de cada especie; el intervalo de pesos de los organismos presentó una dispersión menor que el 15%.

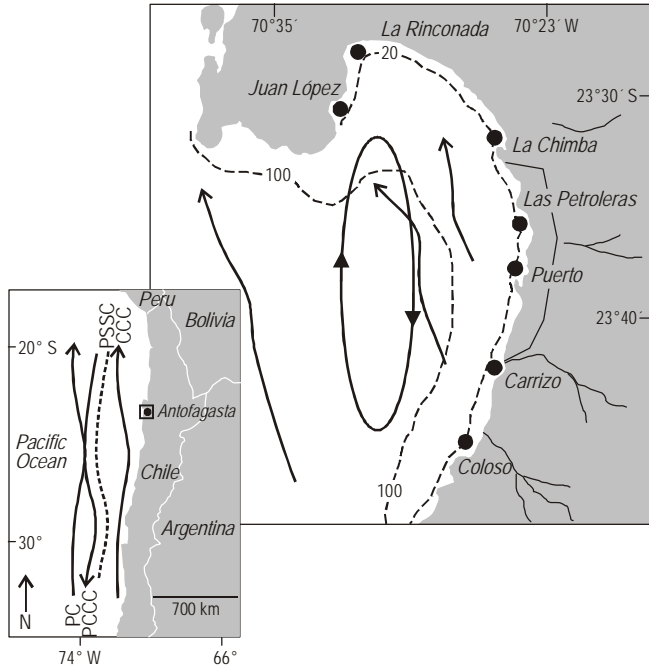


Figure 1. Location of the sampling sites (filled circles) in San Jorge Bay (Chile). The main coastal currents of northern Chile, and the circulation pattern (arrows) and bathymetry (dashed line) within the bay are shown. PC, Peru Current; PCCC, Peru-Chile Countercurrent; PSSC, Peru Subsurface Current; CCC, Chile Countercurrent. Figure modified from Calderón and Valdés (2012).

Figura 1. Localización de los sitios de muestreo (círculos rellenos) en la bahía San Jorge (Chile). Se indican las principales corrientes costeras del norte de Chile y el patrón de circulación (flechas) y la batimetría (línea discontinua) dentro de la bahía. PC, corriente del Perú; PCCC, contracorriente Perú-Chile; PSSC, corriente subsuperficial del Perú; CCC, contracorriente de Chile. Figura modificada de Calderón y Valdés (2012).

expressed on a dry-weight basis and in organisms, on a wet-weight basis.

To determine the quality of marine sediments, the geoaccumulation index (I_{geo}) was calculated according to Müller (1979): $I_{geo} = \log_2 (Cn/1.5Bn)$, where Cn is the measured concentration of the element and Bn is the preindustrial (background) value corresponding to an unpolluted environment (Valdés *et al.* 2010). The 1.5 value represents the possible variations in the background value of the metal measured in the environment and is used as a correction factor to account for any anthropic influence in the calculation (Buccolieri *et al.* 2006).

To analyze the distribution of metals, the food web structure was determined by consulting ecological studies that included information on the stomach contents, feeding strategies, and habitat preferences of the different benthic species found in San Jorge Bay (Laudin *et al.* 2007; González *et al.* 2008; Ortiz 2008; Ortiz *et al.* 2009, 2010). The species were

El contenido de metales en sedimentos y organismos se midió en un espectrofotómetro de absorción atómica Shimadzu 6300, con técnica de llama. El procedimiento analítico fue controlado mediante el análisis rutinario de réplicas, blancos y estándares de referencia certificados para sedimento y tejido biológico (MESS-3 y DORM-3, respectivamente; National Research Council, Canadá). Los errores fueron inferiores al 6% en el caso del sedimento e inferiores al 7% en el caso de los organismos. El contenido de metales en sedimentos se expresó en base seca y la de los de organismos, en base húmeda.

Para medir la calidad de los sedimentos marinos, se calculó el índice de geoacumulación (I_{geo}) de acuerdo con Müller (1979): $I_{geo} = \log_2 (Cn/1.5Bn)$, donde Cn es la concentración actual del elemento y Bn equivale a los valores preindustriales correspondientes a ambientes no contaminados (Valdés *et al.* 2010). El valor 1.5 representa las posibles variaciones en el nivel de base del metal medido en el ambiente, y se utiliza como un factor de corrección de una eventual influencia antrópica en el cálculo (Buccolieri *et al.* 2006).

Para el estudio de la distribución de metales, se determinó la estructura de las redes tróficas mediante una revisión de estudios ecológicos que incluyeran información sobre el contenido estomacal, las estrategias de alimentación y las preferencias de hábitat de las diferentes especies bentónicas presentes en la bahía San Jorge (Laudin *et al.* 2007; González *et al.* 2008; Ortiz 2008; Ortiz *et al.* 2009, 2010). Las especies fueron divididas en cuatro grupos tróficos: filtradores, suspensívoros, herbívoros y carnívoros.

Se utilizó la concentración media de metales en las especies analizadas para calcular el factor de transferencia (FT) de acuerdo con Amiard *et al.* (1980): $FT = Cc/Cp$, donde Cc es la concentración del metal en el consumidor (predador) y Cp es la concentración en el alimento (presa). La biomagnificación se produce cuando el $FT > 1$ (Gray 2002) en al menos dos niveles tróficos (Barwick y Maher 2003).

RESULTADOS

En los sedimentos, los mayores contenidos de Cu se registraron en Carrizo, Juan López y La Chimba (169, 148 y 135 mg kg⁻¹, respectivamente), y el menor contenido se encontró en La Rinconada (50 mg kg⁻¹) (fig. 2), pero estas diferencias no fueron significativas (tabla 1). El contenido de Zn fue más alto en el sector sur, entre Coloso y Las Petroleras, que en el resto de los sectores (fig. 2), pero las diferencias no fueron significativas (tabla 1). El contenido de Pb presentó valores significativamente más altos en Las Petroleras (tabla 1) que en el resto de los sectores (fig. 2).

En los organismos bentónicos, los mayores contenidos de Cu se registraron para *Thais chocolata* (134 ± 28 mg kg⁻¹), *Fissurella* sp. (115.8 ± 8.0 mg kg⁻¹) y *Turritela* sp. (89.6 ± 24.0 mg kg⁻¹) en Las Petroleras, Puerto y Coloso, respectivamente (fig. 3). Los mayores contenidos de Zn fueron encontrados en *Cancer polyodon* en Coloso (91.0 ± 10.7 mg kg⁻¹) y

divided into four trophic groups: filter feeders, suspension feeders, herbivores, and carnivores.

The mean concentration of metals in the species analyzed was used to calculate the transfer factor (TF) according to Amiard *et al.* (1980): $TF = Cc/Cp$, where Cc is the metal concentration in the predator and Cp is the metal concentration in the prey. Biomagnification occurs when $TF > 1$ (Gray 2002) in at least two trophic levels (Barwick and Maher 2003).

RESULTS

In sediments, the highest concentrations of Cu were recorded at Carrizo, Juan López, and La Chimba (169, 148, and 135 mg kg⁻¹, respectively), and the lowest at La Rinconada (50 mg kg⁻¹) (fig. 2), but these differences were not significant (table 1). The concentrations of Zn were higher in the southern part of the study area, between Coloso and Las Petroleras, than in the northern part (fig. 2), but the differences were not significant (table 1). The concentration of Pb was significantly higher at Las Petroleras (table 1) than at the other sites (fig. 2).

In benthic organisms, the highest Cu concentrations were found in *Thais chocolata* (134 ± 28 mg kg⁻¹), *Fissurella* sp. (115.8 ± 8.0 mg kg⁻¹), and *Turritella* sp. (89.6 ± 24.0 mg kg⁻¹) at Las Petroleras, Puerto, and Coloso, respectively (fig. 3). The highest concentrations of Zn were found in *Cancer polyodon* at Coloso (91.0 ± 10.7 mg kg⁻¹) and in *Luidia magallanica* at La Chimba (97.0 ± 33.8 mg kg⁻¹) (fig. 4). The highest Pb concentration was found in one specimen of *Heliaster helianthus* at Carrizo (100.6 mg kg⁻¹) (fig. 5). A comparison of metal content in the biological matrix among the sites analyzed revealed significant differences only in the case of Pb (table 1).

Significant differences were observed in species diversity at each study site along San Jorge Bay. Only three species were found at Las Petroleras and Juan López, whereas eight species were found at La Chimba. This generated food webs of diverse complexity at each site (figs. 3–5).

DISCUSSION

Metal content in marine sediments

The concentration of metals in marine sediments depends on different factors that make comparisons difficult. Thus, to be able to more accurately interpret the temporal variability of metals in San Jorge Bay, we used the same method employed by Valdés *et al.* (2010) and Calderón and Valdés (2012) to obtain samples and analyze metal content in this system.

In 2008, Cu concentrations of 80 and 323 mg kg⁻¹ were recorded at Coloso and Puerto, respectively (Calderón and Valdés 2012). These values are higher than those reported here for 2009; however, the concentrations in both 2008 and 2009 are notably lower than those recorded for Coloso

en *Luidia magallanica* en La Chimba (97.0 ± 33.8 mg kg⁻¹) (fig. 4). El contenido más alto de Pb fue registrado para *Heliaster helianthus* en Carrizo (100.6 mg kg⁻¹), aun cuando solamente se midió el contenido de este metal en un solo ejemplar (fig. 5). Sólo en el caso del Pb se observaron diferencias significativas al comparar el contenido de metales en la matriz biológica entre los sectores analizados (tabla 1).

Se observaron diferencias notorias en la diversidad de especies identificadas en cada uno de los sectores estudiados de la bahía San Jorge. Las Petroleras y Juan López presentaron tan sólo tres especies, mientras que La Chimba presentó ocho especies. Esto generó cadenas tróficas de diferente complejidad en cada sector de estudio (figs. 3–5).

DISCUSIÓN

Contenido de metales en sedimentos marinos

El contenido de metales en los sedimentos marinos depende de diferentes factores que dificultan su comparación. Por tanto, en el presente trabajo se empleó la misma metodología que Valdés *et al.* (2010) y Calderón y Valdés (2012) utilizaron para la obtención de muestras y el análisis del contenido de metales en la bahía San Jorge. Esto permite una interpretación más acertada de la variabilidad temporal de metales en este sistema.

En 2008 se registraron concentraciones de Cu de 80 mg kg⁻¹ en Coloso y 323 mg kg⁻¹ en Puerto (Calderón y Valdés 2012), valores superiores a los registrados en este trabajo para 2009. Sin embargo, las concentraciones en ambos años son notoriamente más bajas que las registradas para Coloso y Puerto durante el periodo 2003–2004, las cuales promediaron 155 y 857 mg kg⁻¹, respectivamente (Valdés *et al.* 2010).

En puerto, se observó una notoria disminución del contenido de Zn en sedimentos entre 2008 (323 mg kg⁻¹, Calderón y Valdés 2012) y 2009 (presente trabajo, fig. 2). El contenido de Pb en los sedimentos disminuyó considerablemente de 320 mg kg⁻¹ en 2003 y 57 mg kg⁻¹ en 2004 (Valdés *et al.* 2010) a valores de 17 mg kg⁻¹ en 2008 (Calderón y Valdés 2012) y 20 mg kg⁻¹ en 2009 (este estudio). La evolución del contenido de Zn y Pb en Puerto sugiere que el traslado de los acopios de mineral, que hasta hace 10 años estaban en este sector, hacia una zona más alejada de la costa (20 km al interior) ha significado un menor aporte de material particulado hacia el medio marino.

Los efectos adversos producidos por sedimentos contaminados sobre los organismos acuáticos pueden ser evaluados mediante la guía de calidad de sedimentos (SQG, por sus siglas en inglés) (Long *et al.* 1995, MacDonald *et al.* 2000). La SQG establece valores de referencia denominados efecto de rango bajo (ERL) y efecto de rango medio (ERM), de los cuales se derivan tres categorías de efectos biológicos adversos: raramente observados (concentración < ERL), ocasionalmente observados (concentración entre ERL y ERM) y frecuentemente observados (concentración > ERM)

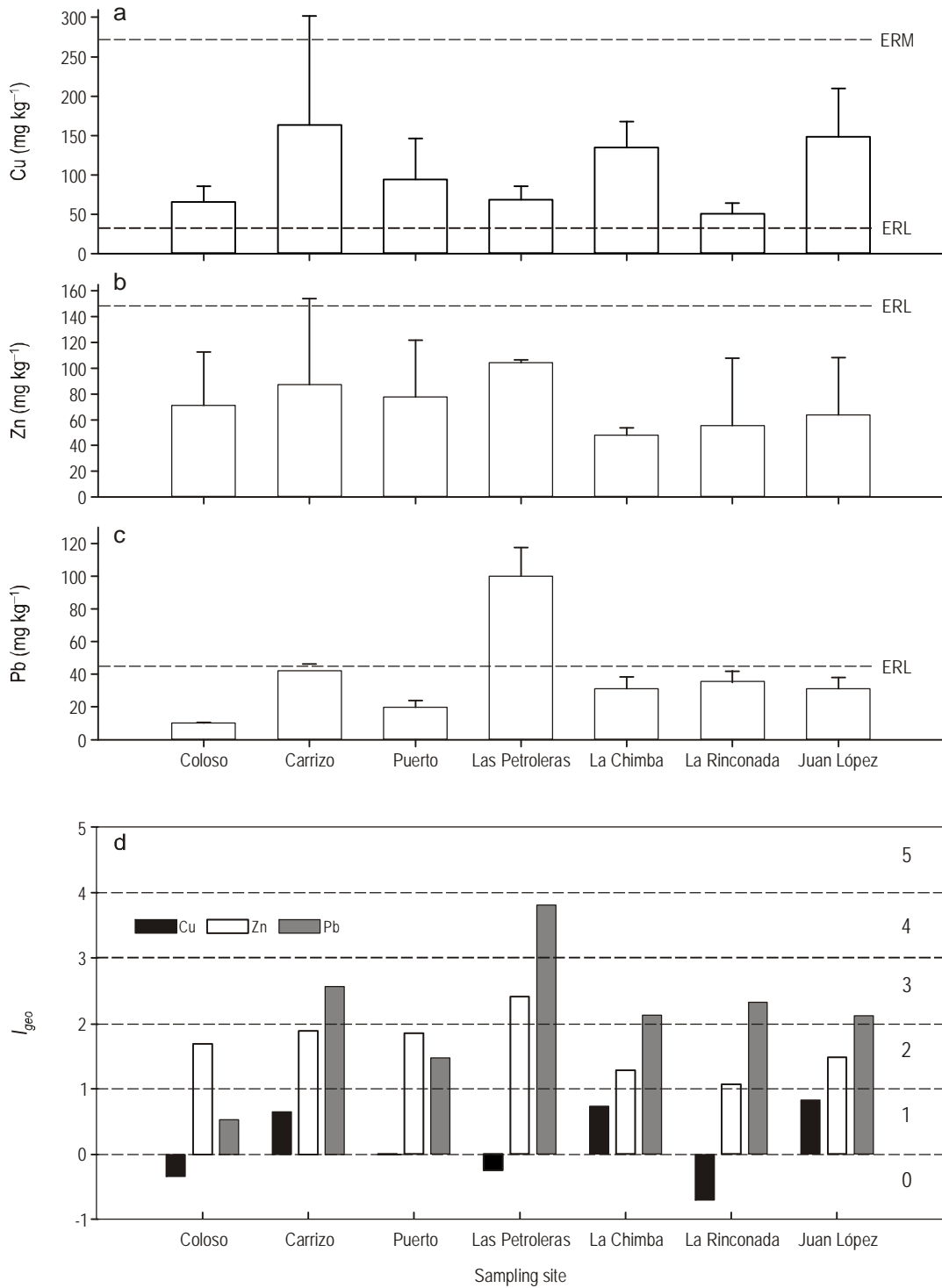


Figure 2. (a–c) Metal content in sediments from the sampling sites in San Jorge Bay (Chile), indicating the effects range low (ERL) and effects range median (ERM) values, and (d) geoaccumulation index (I_{geo}) for Cu, Zn, and Pb. Classes of the I_{geo} (numbers on the right, after Müller 1979): 0, unpolluted; 1, unpolluted to moderately polluted; 2, moderately polluted; 3, moderately to strongly polluted; 4, strongly polluted; and 5, strongly to extremely polluted.

Figura 2. (a–c) Contenido de metales en los sedimentos de los sectores de muestreo en la bahía San Jorge (Chile), con indicación de los valores del efecto de rango bajo (ERL) y efecto de rango medio (ERM), y (d) índice de geoacumulación (I_{geo}) para cada uno de los metales analizados. Categorías del I_{geo} (números a la derecha, de acuerdo con Müller 1979): 0, no contaminado; 1, no contaminado a moderadamente contaminado; 2, moderadamente contaminado; 3, moderadamente a fuertemente contaminado; 4, fuertemente contaminado; y 5, fuertemente a extremadamente contaminado.

and Puerto during the period 2003–2004, which averaged 155 and 857 mg kg⁻¹, respectively (Valdés *et al.* 2010).

At Puerto, the concentration of Zn in sediments decreased notably between 2008 (323 mg kg⁻¹, Calderón and Valdés 2012) and 2009 (this study, fig. 2). The concentration of Pb in sediments decreased considerably from 320 mg kg⁻¹ in 2003 and 57 mg kg⁻¹ in 2004 (Valdés *et al.* 2010) to 17 mg kg⁻¹ in 2008 (Calderón and Valdés 2012) and 20 mg kg⁻¹ in 2009 (this study). The evolution of Zn and Pb content at Puerto suggests that as a result of the relocation further inland (20 km from the coast) of metal storage facilities, which up to 10 years ago were located in this section of the bay, the input of particulate matter to the marine environment has decreased.

The adverse effects of contaminated sediments on aquatic organisms can be evaluated by sediment quality guidelines (Long *et al.* 1995, MacDonald *et al.* 2000). These guidelines establish reference values referred to as effects range low (ERL) and effects range median (ERM), which define three categories of adverse biological effects: rarely observed (concentration < ERL), occasionally observed (concentration between ERL and ERM), and frequently observed (concentration > ERM) (McCready *et al.* 2006). Figure 2 incorporates the ERL values and, when they fall within the graphic scale, the ERM values. According to this classification, the concentration of Zn recorded in sediments from San Jorge Bay would rarely produce adverse effects on organisms, the concentration of Pb would have occasional adverse effects only at Las Petroleras, and the concentration of Cu would have occasional adverse effects. A different situation was observed by Calderón and Valdés (2012) in 2008 for the same sections of the bay.

Though the concentration of Cu, Zn, and Pb decreased over time, the I_{geo} values indicated that in 2009 most sites presented some degree of contamination by one of these metals, ranging from unpolluted in the case of Cu at Coloso, Las Petroleras, and La Rinconada, to strongly polluted in the case of Pb at Las Petroleras (fig. 2). This situation contrasts with previous studies that report problems of contamination primarily at Coloso, Puerto, and Las Petroleras (Valdés *et al.* 2010, Calderón and Valdés 2012). These results indicate high temporal variability in metal levels in subtidal sediments of San Jorge Bay, most likely because of changes in coastal water masses and circulation, dredging activities, the quantities of minerals shipped, etc. In general, these findings reaffirm the need of implementing a permanent monitoring program to assess the spatial and temporal impact of industrial activities in San Jorge Bay.

Metal transfer in food chains

The metal levels in the biological matrix in 2009 were higher than those recorded by Calderón and Valdés (2012) during 2008 in the same coastal sections of San Jorge Bay. This was evident in the case of Cu content in *Thais chocolata*

Table 1. Analysis of variance for metal content in sediments (seven sites) and *Heliaster helianthus* (five sites) from San Jorge Bay; $P < 0.05$ for a 95% significance level.

Tabla 1. Análisis de varianza para el contenido de metales en sedimentos (siete sectores) y *Heliaster helianthus* (cinco sectores) de la bahía San Jorge. Valor de $P < 0.05$ para un nivel de significación del 95%.

	Sediments			<i>H. helianthus</i>		
	Cu	Zn	Pb	Cu	Zn	Pb
<i>F</i>	1.54	0.61	36.85	2.20	5.24	37.23
<i>P</i>	0.237	0.178	0.000	0.142	0.015	0.000

(McCready *et al.* 2006). La figura 2 incorpora los valores de ERL y, cuando están dentro de la escala del gráfico, los valores de ERM. Según esta clasificación, el contenido de Zn registrado en los sedimentos de la bahía San Jorge raramente generaría efectos adversos en los organismos, el contenido de Pb generaría efectos adversos ocasionales sólo en el sector Las Petroleras y el contenido de Cu provocaría efectos adversos ocasionales. Una situación diferente fue registrada en el estudio realizado por Calderón y Valdés (2012) en los mismos sectores de la bahía en 2008.

Si bien se observó una disminución en la concentración de Cu, Zn y Pb a través del tiempo, los resultados del I_{geo} mostraron que en 2009 la mayoría de los sectores presentaron un grado de contaminación por alguno de estos metales, el cual varía desde no contaminado, para el caso de Cu en Coloso, Las Petroleras y La Rinconada, hasta fuertemente contaminado, para el caso de Pb en Las Petroleras (fig. 2). Esta situación contrasta con estudios previos que documentaron problemas de contaminación principalmente en Coloso, Puerto y Las Petroleras (Valdés *et al.* 2010, Calderón y Valdés 2012). Estos resultados sugieren una alta variabilidad temporal en el contenido de metales en los sedimentos submareales de la bahía San Jorge, probablemente debida a cambios en las condiciones de circulación y masas de agua costera, las actividades de dragado en los puertos, la magnitud de los embarques de mineral, etc. En general, estos antecedentes reafirman la necesidad de contar con un programa de monitoreo permanente para evaluar espacial y temporalmente el impacto real de la actividad industrial sobre el ecosistema de la bahía San Jorge.

Transferencia de metales a través de cadenas tróficas

El contenido de metales medido en la matriz biológica durante 2009 fue superior al registrado por Calderón y Valdés (2012) durante 2008 en los mismos sectores costeros de la bahía San Jorge. Esto fue evidente en el caso del contenido de Cu en *Thais chocolata* recolectada en La Chimba y La Rinconada, en *Fissurella* sp. recolectada en Carrizo y Juan López, y en *Crassilabrum* sp. recolectada en Coloso. No se descarta que los altos niveles de Cu registrados en moluscos

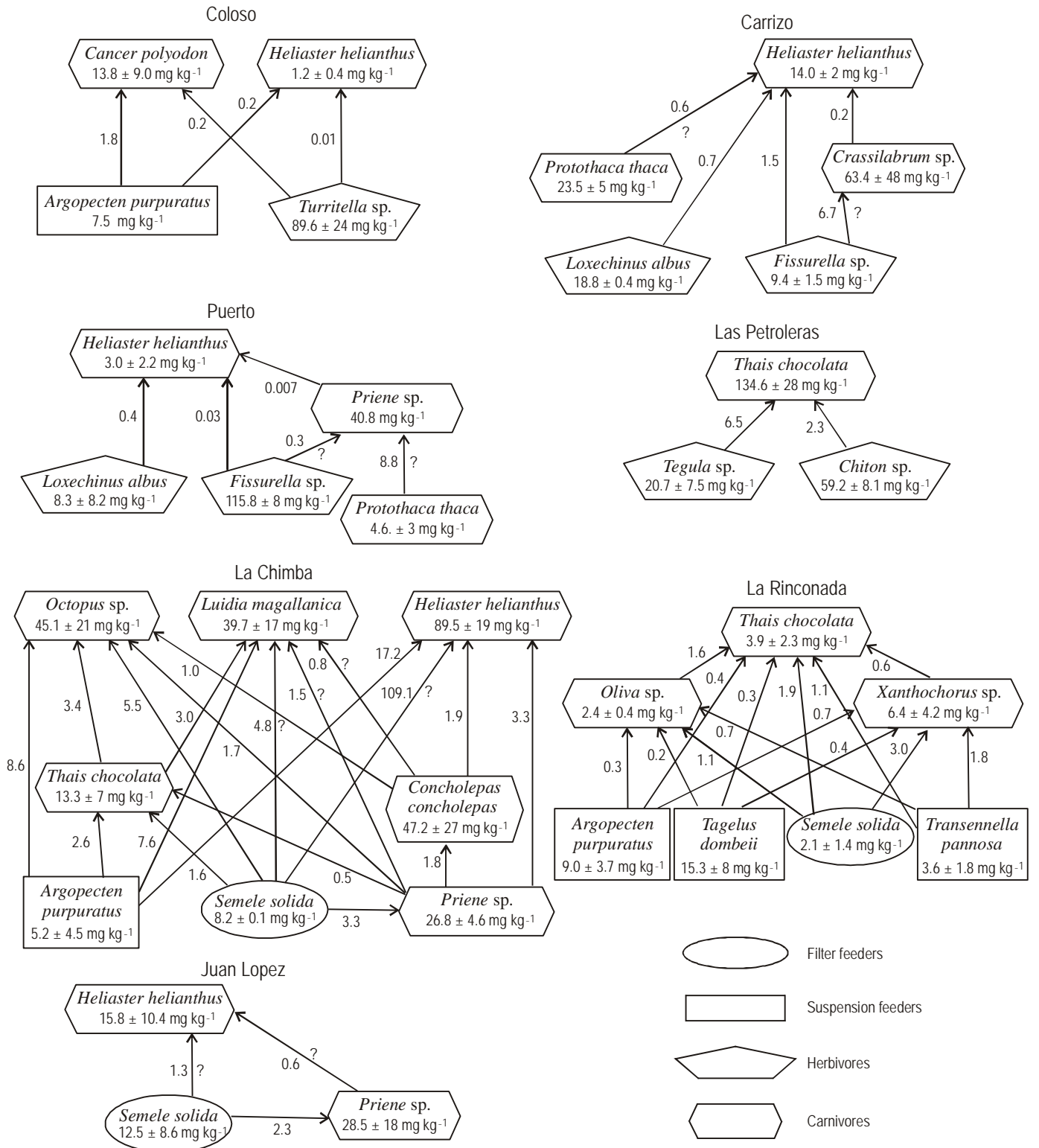


Figure 3. Transfer of Cu in the food chains of San Jorge Bay (Chile). The arrows indicate the direction of the energy flow, the numbers along the arrows indicate the transfer factor, and the numbers within the polygons indicate the mean concentration and standard deviation of Cu. The concentration values without standard deviation correspond to species with a maximum of two measurements.

Figura 3. Transferencia de Cu en las tramas tróficas de la bahía San Jorge (Chile). Las flechas indican el sentido del flujo de energía, los números al costado de las flechas indican el factor de transferencia y los números dentro de cada polígono indican la concentración media y desviación estándar de Cu. Los valores de concentración sin desviación estándar corresponden a especies con un máximo de dos mediciones.

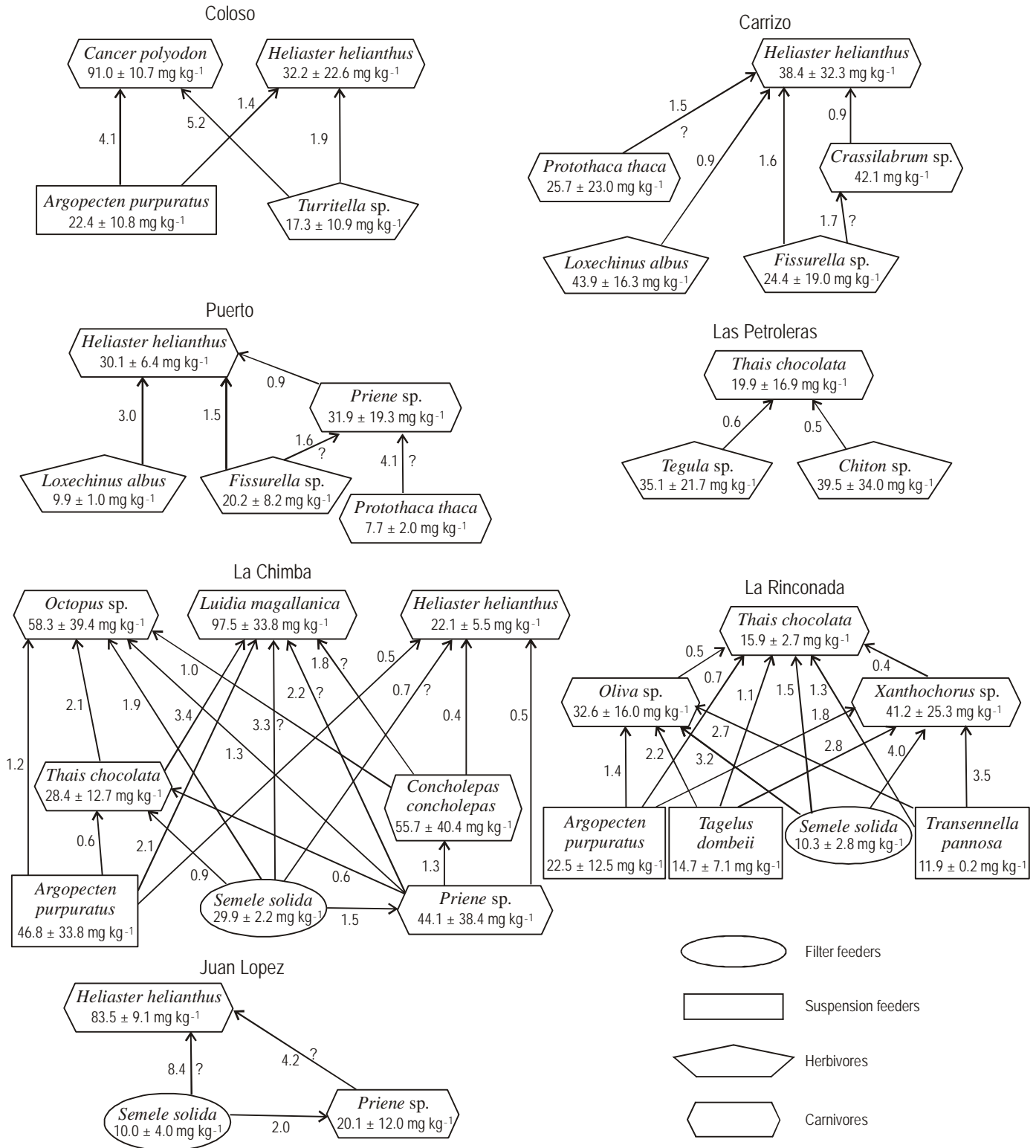


Figure 4. Transfer of Zn in the food chains of San Jorge Bay (Chile). The arrows indicate the direction of the energy flow, the numbers along the arrows indicate the transfer factor, and the numbers within the polygons indicate the mean concentration and standard deviation of Zn. The concentration values without standard deviation correspond to species with a maximum of two measurements.

Figura 4. Transferencia de Zn en las tramas tróficas de la bahía San Jorge (Chile). Las flechas indican el sentido del flujo de energía, los números al costado de las flechas indican el factor de transferencia y los números dentro de cada polígono indican la concentración media y desviación estándar de Zn. Los valores de concentración sin desviación estándar corresponden a especies con un máximo de dos mediciones.

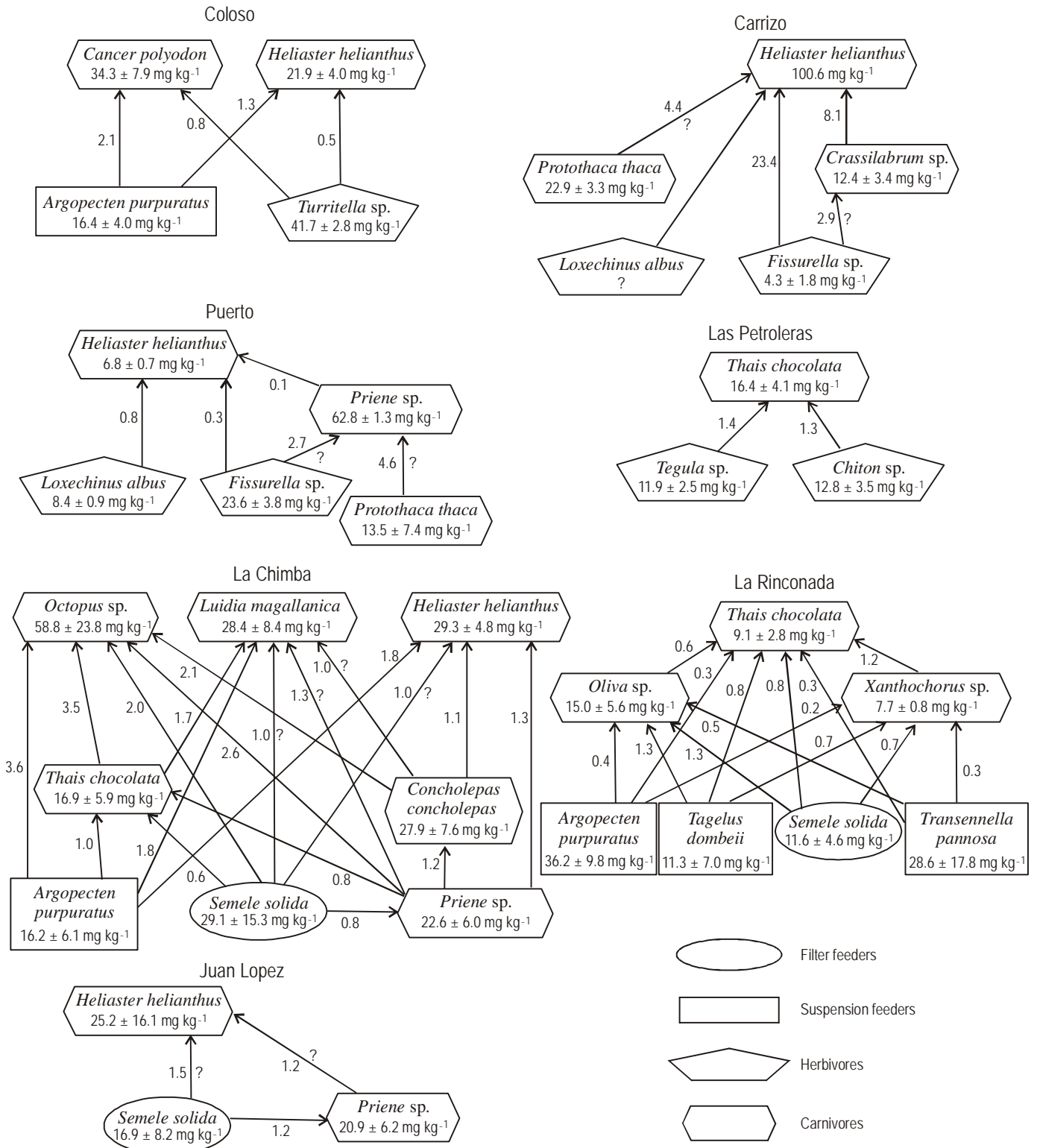


Figure 5. Transfer of Pb in the food chains of San Jorge Bay (Chile). The arrows indicate the direction of the energy flow, the numbers along the arrows indicate the transfer factor, and the numbers within the polygons indicate the mean concentration and standard deviation of Pb. The concentration values without standard deviation correspond to species with a maximum of two measurements.

Figura 5. Transferencia de Pb en las tramas tróficas de la bahía San Jorge (Chile). Las flechas indican el sentido del flujo de energía, los números al costado de las flechas indican el factor de transferencia y los números dentro de cada polígono indican la concentración media y desviación estándar de Pb. Los valores de concentración sin desviación estándar corresponden a especies con un máximo de dos mediciones.

from La Chimba and La Rinconada, in *Fissurella* sp. from Carrizo and Juan López, and in *Crassilabrum* sp. from Coloso. Note that the high levels of Cu recorded in molluscs and crustaceans are, at least in part, likely due to the active incorporation of this metal into the hemocyanin, a respiratory pigment commonly found in the blood of many species of these taxonomic groups (Barwick and Maher 2003). On the other hand, the Zn levels measured in the present study are similar to those recorded in 2008 by Calderón and Valdés (2012); however, the latter authors found the highest concentrations of Zn in the species collected at Puerto. This indicates that even though there is a relationship between anthropic activities along the coastal zone and the presence of metals in benthic environments, it is not constant over time and can be influenced by environmental conditions (e.g., water masses, productivity) and/or by changes in port-related activities (e.g., dredging, shipping quantities, loading operations). The highest concentration of Pb recorded in this study (100.6 mg kg⁻¹ in *H. hellianthus*) was higher than that found by Castro and Valdés (2012) in 2008 (41 mg kg⁻¹ in *Tegula* sp.).

Though the values reported here are high, they should be treated with some caution since they could be related to a particular circumstance and may not represent the permanent condition of these species in the study area; long-term studies are needed to confirm this. Nonetheless, other surveys have also found that metal levels tend to be higher at Las Petroleras, Puerto, and Coloso than in other sections of San Jorge Bay, both in the biological matrix and in water and sediments, probably because of the industrial activities carried out at these sites (Salamanca *et al.* 2004; Valdés *et al.* 2010, 2011; Calderón and Valdés 2012).

Several studies describe the biomagnification trends of metals in aquatic food chains worldwide (Cabana *et al.* 1994, Bowles *et al.* 2001, Burreau *et al.* 2006, Kádár *et al.* 2007, Tao *et al.* 2012). In Chile, however, the biomagnification of metals is a problem that has not been addressed from a scientific point of view, nor has it been considered to establish quality standards for marine resources destined for human consumption. A few studies published in recent years report metal levels in marine organisms (Díaz *et al.* 2001, Castillo and Valdés 2011, Calderón and Valdés 2012, Castro and Valdés 2012), but to the best of our knowledge there are no studies that describe the process whereby substances are transferred through the food chains or that assess the risk to marine communities and human health. This is particularly important because different experiments confirm that marine organisms can accumulate trace metals obtained from their food sources (Wang and Rainbow 2000, Rainbow and Wang 2001, Xu and Wang 2002).

As positive biotransference of metals must be observed between two or more trophic levels (Barwick and Maher 2003), it was only possible to evaluate this process at four of the seven sites surveyed: Carrizo, Puerto, La Chimba, and La Rinconada. Biomagnification of Cu and Zn was

y crustáceos se deban, al menos en parte, a la activa incorporación de este metal en la hemocianina, pigmento respiratorio comúnmente encontrado en la sangre de muchas especies de estos grupos taxonómicos (Barwick y Maher 2003). Por otro lado, los valores del contenido de Zn medidos en el presente trabajo son similares a los registrados en 2008 por Calderón y Valdés (2012); sin embargo, estos últimos autores registraron las mayores concentraciones de Zn para las especies recolectadas en Puerto. Esta situación indica que si bien hay una relación entre la actividad antrópica desarrollada en la zona costera y la presencia de metales en los ambientes de fondo, ésta no es constante a través del tiempo y puede estar influenciada por condiciones ambientales (e.g., masas de agua, productividad) y/o por cambios en los procesos propios de la actividad portuaria (dragados, cantidad de material embarcado, eficiencia en la actividad de embarque). El contenido máximo de Pb registrado en este trabajo (100.6 mg kg⁻¹, para *H. hellianthus*) fue superior al registrado por Castro y Valdés (2012) en 2008 (41 mg kg⁻¹, para *Tegula* sp.).

Si bien estos valores son elevados, deben ser tomados con cierta cautela ya que pueden corresponder a una situación puntual registrada en esta campaña de muestreo y no representar la condición permanente de estas especies en la zona de estudio; esto se puede confirmar con estudios permanentes en esta bahía. No obstante, se debe considerar que otros trabajos coinciden en que en Las Petroleras, Puerto y Coloso normalmente se registran niveles de metales superiores a otras zonas de la bahía San Jorge, tanto en la matriz biológica como en agua y sedimentos, lo cual podría estar asociado a la actividad industrial desarrollada en estos sectores (Salamanca *et al.* 2004; Valdés *et al.* 2010, 2011; Calderón y Valdés 2012).

Existen varios trabajos que abordan los procesos de biomagnificación de metales en cadenas tróficas de ambientes acuáticos de diferentes zonas del mundo (Cabana *et al.* 1994, Bowles *et al.* 2001, Burreau *et al.* 2006, Kádár *et al.* 2007, Tao *et al.* 2012). Sin embargo, en Chile, la biomagnificación de metales es una problemática que no ha sido abordada desde el punto de vista científico y tampoco ha sido incluida en la generación de normas de calidad para recursos marinos de consumo humano. Tan solo existen algunos trabajos publicados en los últimos años que reportan contenido de metales en organismos marinos (Díaz *et al.* 2001, Castillo y Valdés 2011, Calderón y Valdés 2012, Castro y Valdés 2012), pero prácticamente no hay estudios que describan los procesos de transferencia de estas sustancias a través de las cadenas tróficas, ni trabajos que evalúen el riesgo para las comunidades marinas y para la salud humana. Esto es particularmente importante toda vez que diferentes experimentos confirman que los organismos marinos tienen la capacidad de retener metales traídos desde las fuentes de alimento (Wang y Rainbow 2000, Rainbow y Wang 2001, Xu y Wang 2002).

Dado que solamente se puede hablar de biotransferencia positiva de metales cuando se tienen dos o más niveles tróficos (Barwick y Maher 2003), sólo fue posible evaluar

observed in the carnivorous species *H. helianthus*, *Octopus* sp., *L. magallanica*, and *Concholepas concholepas* at La Chimba (figs. 3, 4). Biomagnification of Pb was observed in *H. helianthus* at Carrizo and La Chimba, and in *Octopus* sp. and *L. magallanica* at La Chimba (fig. 5). At Carrizo, high Pb biotransfer values were observed in the *Fissurella* sp., *Crassilabrum* sp., and *H. helianthus* sequence (fig. 5), indicating an effective biomagnification process. Note that the Pb levels measured in soft tissues are underestimated because this metal also accumulates in the shell and exoskeleton of molluscs and crustaceans in the same way as Ca (Büßelberg *et al.* 1993).

Some of the studies undertaken in marine environments in different parts of the world do not report the biomagnification process of Cu (Amiard *et al.* 1980, Metayer *et al.* 1980, Prahalad and Seenayya 1986, Barwick and Maher 2003). The biomagnification of Zn has been recorded (Wang 2002) and has been primarily observed in coastal food chains composed exclusively of invertebrates. Unlike vertebrates, invertebrates do not possess mechanisms of excretion or disintoxication and so are unable to eliminate the substances they have incorporated (Bernhard and Andreae 1984).

The biomagnification trends of Cu and Pb observed at Carrizo, La Chimba, and La Rinconada coincide with the maximum concentrations of these metals recorded in San Jorge Bay, indicating a certain influence of metal loads on the sediments inhabited by benthic organisms; this differs from previous reports on the bay (Calderón and Valdés 2012). It is possible that other factors such as the type of metal, feeding habits, complexity of the food chains, seasonality, and physiological traits of the organisms may affect the biomagnification process (Laura 2009). The position organisms occupy in the food chain must be well defined to carry out biomagnification studies (Cheung and Wang 2008). Traditional gut content analysis has been widely used to determine this, though in recent years the use of carbon and nitrogen isotope ratios has been recommended in order to be able to identify the proportion contributed by the different food sources to the total diet of the species examined (Cui *et al.* 2011).

A principal components analysis was performed assuming that the trophic relationships among the benthic species found in the subtidal zone of San Jorge Bay influence their ability to accumulate metals, and 74% of the variance was explained by two components. The first component (50.1%) separated the carnivorous and herbivorous species from the filter and suspension feeders (fig. 6a); only *Xanthochorus* sp. and *Oliva* sp. did not comply with this pattern, possibly because both acted as intermediate predators only at La Rinconada (figs. 3–5). The separation of both groups can be explained by the ability of carnivorous and herbivorous species to bioaccumulate a greater amount of metals (fig. 6b), probably as a result of biomagnification (as shown by some species in the different sections of San Jorge Bay, figs. 3–5), and their direct exposure to environments with high sediment metal loads.

este proceso en cuatro de los siete sectores estudiados: Carrizo, Puerto, La Chimba y La Rinconada. Se observó biomagnificación de Cu y Zn en las especies carnívoras *H. helianthus*, *Octopus* sp., *L. magallanica* y *Concholepas concholepas* en La Chimba (figs. 3, 4). La biomagnificación de Pb se observó en *H. helianthus* en Carrizo y La Chimba, y solamente en los carnívoros *Octopus* sp. y *L. magallanica* en La Chimba (fig. 5). En el caso de Carrizo, se observaron elevados valores de biotransferencia de Pb en la secuencia *Fissurella* sp., *Crassilabrum* sp. y *H. helianthus* (fig. 5), lo cual sugiere un proceso de biomagnificación efectivo. Es necesario considerar que los niveles de Pb medidos en los tejidos blandos están subestimados, ya que este metal también se acumula en las conchas y los exoesqueletos de moluscos y crustáceos por la misma vía de ingreso del Ca (Büßelberg *et al.* 1993).

Algunos estudios realizados en ambientes marinos de diferentes zonas del mundo no muestran procesos de biomagnificación de Cu (Amiard *et al.* 1980, Metayer *et al.* 1980, Prahalad y Seenayya 1986, Barwick y Maher 2003). Por otro lado, se han registrado procesos de biomagnificación de Zn (Wang 2002). Esto ha sido observado particularmente en cadenas tróficas litorales compuestas exclusivamente de invertebrados. Los invertebrados no presentan mecanismos de excreción ni desintoxicación (como es el caso de los vertebrados) y tienen menos posibilidades de eliminar las sustancias incorporadas en su organismo (Bernhard y Andreae 1984).

Los procesos de biomagnificación de Cu y Pb registrados en Carrizo, La Chimba y La Rinconada coinciden con las máximas concentraciones de estos metales registradas dentro de la bahía San Jorge, lo cual sugiere una cierta influencia de la carga de metales en los sedimentos donde viven estos organismos bentónicos; esto difiere de reportes previos en esta bahía (Calderón y Valdés 2012). Es posible que otros factores, tales como los hábitos alimentarios, la complejidad de las cadenas tróficas, el tipo de metal, la estacionalidad, y la fisiología puedan influir en el proceso de biomagnificación (Laura 2009). La posición trófica de los organismos en las cadenas alimentarias debe ser bien definida para realizar estudios de biomagnificación (Cheung y Wang 2008). Para ello, los estudios clásicos de contenido gástrico han sido ampliamente utilizados, aun cuando en los últimos años se ha optado por el uso de radios isotópicos de carbono y nitrógeno, ya que permiten cuantificar la proporción que aportan las diferentes fuentes de alimento a la dieta total de las especies examinadas (Cui *et al.* 2011).

Se realizó un análisis de componentes principales bajo el supuesto de que las relaciones tróficas entre las especies bentónicas presentes en el submareal de la bahía San Jorge influyen sobre su capacidad de acumular metales, y el 74% de la varianza fue explicada por dos componentes. El primer componente (50.1%) separa a las especies carnívoras y herbívoras de aquellas que son filtradoras y suspensívoras (fig. 6a). En este agrupamiento, sólo *Xanthochorus* sp. y

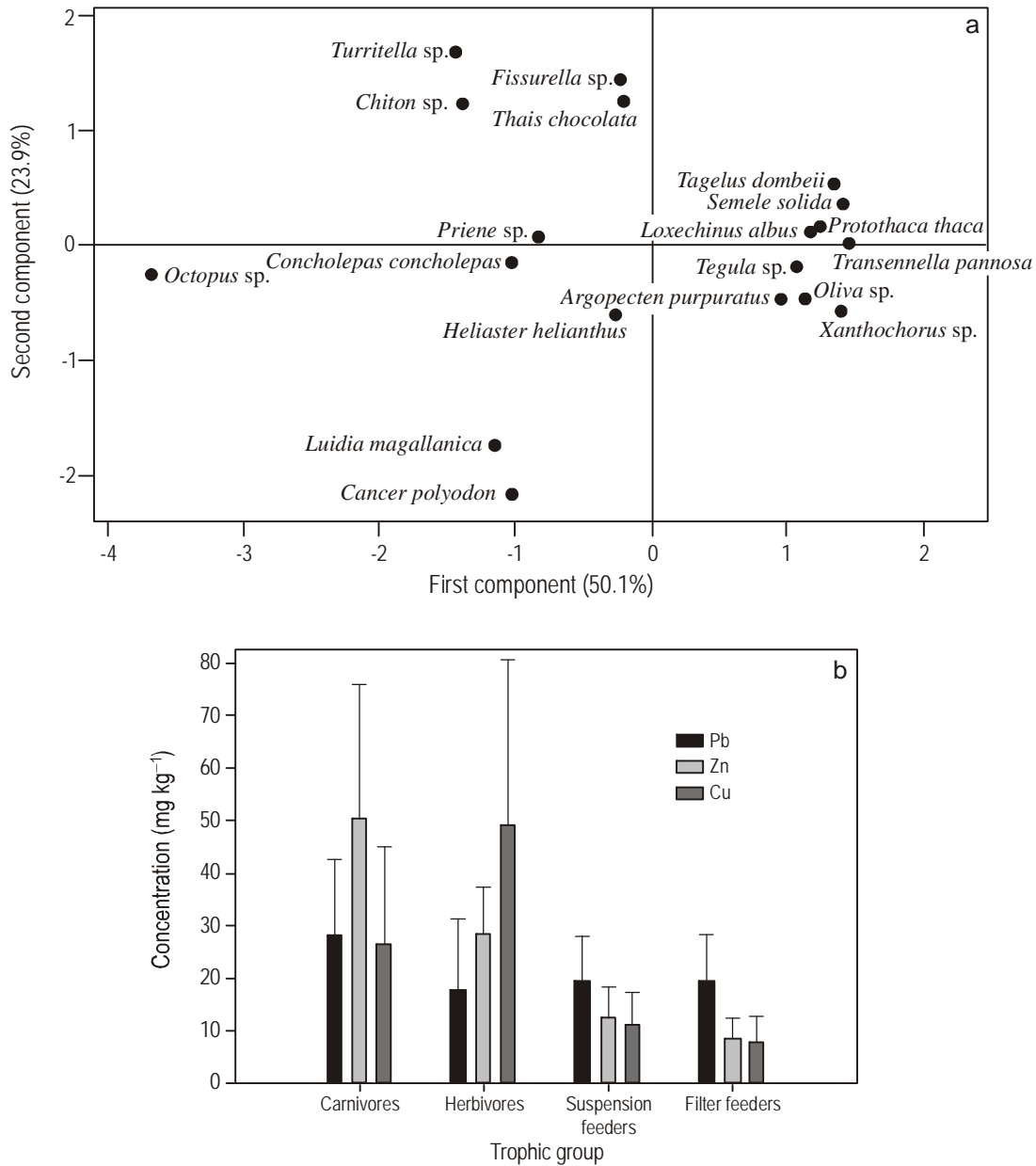


Figure 6. (a) Graphical representation of the principal components analysis of the benthic species found in the coastal zone of San Jorge Bay. (b) Metal content in the trophic groups of benthic organisms identified in San Jorge Bay.

Figura 6. (a) Representación gráfica del análisis de componentes principales de las especies bentónicas presentes en la zona costera de la bahía San Jorge. (b) Contenido de metales en los grupos tróficos bentónicos identificados en la bahía San Jorge.

ACKNOWLEDGMENTS

This study is part of project FNDR BIP 30059576. The authors thank Leonardo Campos and Fernando Berríos for their help in capturing and identifying the species examined.

English translation by Christine Harris.

Oliva sp. no cumplieron este patrón, posiblemente porque ambas especies estuvieron presentes como predadores intermedios únicamente en La Rinconada (figs. 3–5). La separación entre ambos grupos mostrada por este análisis se explica por la capacidad que muestran las especies carnívoras y herbívoras para bioacumular una mayor cantidad de metales (fig. 6b), probablemente como resultado de la

REFERENCES

- Alagarsamy R. 2006. Distribution and seasonal variation of trace metals in surface sediments of the Madavi Estuary, west coast of India. *Estuar. Coast. Shelf Sci.* 67: 333–339. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2005.11.023>
- Amiard JC, Amiard-Triquet C, Metayer C, Marchand J, Ferre R. 1980. Study on the transfer of Cd, Pb, Cu and Zn in neritic and estuarine trophic chains. 1. The inner estuary of the Loire (France) in the summer of 1978. *Water Res.* 14: 665–673.
- Barwick M, Maher W. 2003. Biotransference and biomagnification of selenium copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from Lake Macquarie Estuary, NSW, Australia. *Mar. Environ. Res.* 56: 471–502.
- Bernhard M, Andreae MO. 1984. Transport of trace metals in marine food chains. In: Nriagu JO (ed.), *Changing Metal Cycles and Human Health*. Dahlen Konferenzen, Berlin, pp. 143–167.
- Bowles KC, Apte SC, Maher WA, Kawei M, Smith R. 2001. Bioaccumulation and biomagnifications of mercury in Lake Murray, Papua New Guinea. *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 58: 888–897.
- Buccolieri A, Buccolieri G, Cardellicchio N, Dell Atti A, Di Leo A, Maci A. 2006. Heavy metals in the marine sediments of Taranto Gulf (Ionian Sea, southern Italy). *Mar. Chem.* 99: 227–235. <http://dx.doi.org/10.1016/j.marchem.2005.09.009>
- Burreau S, Zebühr Y, Broman D, Ishaq R. 2006. Biomagnification of PBDEs and PCBs in food webs from the Baltic Sea and the northern Atlantic Ocean. *Sci. Total Environ.* 366: 659–672.
- Büsselberg D, Evans ML, Haas HL, Carpenter DO. 1993. Blockade of mammalian and invertebrate calcium channels by lead. *Neurotoxicology* 14: 249–258.
- Cabana G, Tremblay A, Kalf J, Rasmussen JB. 1994. Pelagic food chain structure in Ontario lakes: A determinant of mercury levels in lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Can. J. Fish Aquat. Sci.* 51: 381–389.
- Calderón C, Valdés J. 2012. Contenido de metales en sedimentos y organismos bentónicos de la bahía San Jorge, Antofagasta, Chile. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* 47: 121–133.
- Castillo A, Valdés J. 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: 461–470. <http://dx.doi.org/10.3856/vol39-issue3-fulltext-7>
- Castro G, Valdés J. 2012. Concentración de metales pesados (Cu, Ni, Zn, Cd, Pb) en la biota y sedimentos de una playa artificial, en la bahía San Jorge (23°S), norte de Chile. *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 40: 267–281. <http://dx.doi.org/10.3856/vol40-issue2-fulltext-3>
- Cheung M, Wang W. 2008. Analyzing biomagnification of metals in different marine food webs using nitrogen isotopes. *Mar. Pollut. Bull.* 56: 2082–2105.
- Cui B, Zhang Q, Zhang K, Liu X, Zhang H. 2011. Analyzing trophic transfer of heavy metals for food webs in the newly-formed wetlands of the Yellow River Delta, China. *Environ. Pollut.* 159: 1297–1306. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2011.01.024>
- Díaz O, Encina F, Chuecas L, Becerra J, Cabello J, Figueroa A, Muñoz F. 2001. Influencia de variables estacionales, espaciales, biológicas y ambientales en la bioacumulación de mercurio total y metilmercurio en *Tagelus dombeii*. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* 36: 15–29.
- Escribano R, Rodríguez L. 1995. Seasonal size variation and growth of *Calanus chilensis* Brodsky in northern Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 68: 373–382.
- biomagnificación (como lo muestran algunas especies en los diferentes sectores de la bahía San Jorge, figs. 3–5) y la exposición directa a ambientes con una alta carga de metales en los sedimentos.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo fue realizado en el marco del proyecto FNDR BIP 30059576. Los autores agradecen el apoyo de Leonardo Campos y Fernando Berríos en la captura e identificación de las especies examinadas en este trabajo.

- Escribano R, Hidalgo P. 2001. Circulación inducida por el viento en la bahía de Antofagasta, norte de Chile 23° sur. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.* 36: 43–60.
- Escribano R, Rodríguez L, Irribarren C. 1995. Temporal variability of sea temperature in Bay of Antofagasta, northern Chile. *Estud. Oceanol.* 14: 39–47.
- González S, Cáceres C, Ojeda P. 2008. Feeding and nutritional ecology of the edible sea urchin *Loxechinus albus* in the northern Chilean coast. *Rev. Chil. Hist. Nat.* 81: 575–584.
- Gray J. 2002. Biomagnification in marine systems: The perspective of an ecologist. *Mar. Pollut. Bull.* 45: 46–52.
- Kádár E, Costa V, Segonza M. 2007. Trophic influences of metal accumulation in natural pollution laboratories at deep-sea hydrothermal vents of the Mid-Atlantic Ridge. *Sci. Total Environ.* 373: 464–472.
- Laudin J, Rojo M, Oliva M, Arntz W, Thatje S. 2007. Sublittoral soft bottom communities and diversity of Mejillones Bay in northern Chile (Humboldt Current upwelling system). *Helgol. Mar. Res.* 61: 103–116.
- Laura V. 2009. Metallothioneins in aquatic organisms: Fish, crustaceans, molluscs, and echinoderms. *Met. Ions Life Sci.* 5: 99–237.
- López I, Furet L, Aracena O. 2001. Población de *Emerita analoga* (Stimpson 1957) en playas Amarilla y Rinconada, Antofagasta: Aspectos abióticos, bióticos y concentraciones de cobre. *Gayana* 65: 59–87. <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382001000100008>
- Long E, Macdonald D, Smith S, Calder F. 1995. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ. Manage.* 19: 81–97.
- MacDonald D, DiPinto L, Field J, Ingersoll C, Long E, Swartz R. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment effect concentrations for polychlorinated biphenyls. *Environ. Toxicol. Chem.* 19: 1403–1413.
- McCready S, Birch G, Long E. 2006. Metallic and organic contaminants in sediments of Sydney Harbour and vicinity: A chemical dataset for evaluating sediment quality guideline. *Environ. Inter.* 32: 455–465.
- Metayer C, Amiard JC, Amiard-Triquet C, Marchand J. 1980. On the transfer of several trace elements in neritic and estuarine food chains: Bioaccumulation in omnivorous and carnivorous fishes. *Helgol. Meeresunters.* 34: 179–191.
- Müller G. 1979. Schwermetalle in den sedimenten des Rheins - Veränderungen seit 1971. *Umschau* 79: 778–783.
- Ortiz M. 2008. Mass balanced and dynamics simulations of trophic models of kelp ecosystems near the Mejillones Peninsula of

- northern Chile (SE Pacific): Comparative network structure and assessment of harvest strategies. *Ecol. Model.* 216: 31–46.
- Ortiz M, Avendaño M, Campos L, Berrios F. 2009. Spatial and mass balanced trophic models of La Rinconada Marine Reserve (SE Pacific coast), a protected benthic ecosystem: Management strategy assessment. *Ecol. Model.* 220: 3413–3423.
- Ortiz M, Avendaño M, Cantillanez M, Berrios F, Campos L. 2010. Trophic mass balanced and dynamics simulations of benthic communities from La Rinconada Marine Reserve off northern Chile: Network properties and multispecies harvest scenario assessments. *Aquat. Conserv.: Mar. Freshwat. Ecosyst.* 20: 58–73.
- Prahalad AK, Seenayya G. 1986. *In situ* compartmentation and biomagnification of copper and cadmium in industrially polluted Husainsagar Lake, Hyderabad, India. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 15: 417–425.
- Rainbow P, Wang W-X. 2001. Comparative assimilation of Cd, Cr, Se and Zn by the barnacle *Elminius modestus* from phytoplankton and zooplankton diets. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 218: 239–248.
- Riera R, Núñez J, Brito MC, Tuya F. 2012. Differences in diversity, structure, and variability between intertidal and subtidal meiofaunal assemblages. *Cienc. Mar.* 38: 677–693. <http://dx.doi.org/10.7773/cm.v38i4.2077>
- Salamanca M, Jara B, Rodríguez T. 2004. Niveles de Cu, Pb y Zn en agua y *Perumytilus purpuratus* en bahía San Jorge, norte de Chile. *Gayana* 68: 53–62.
- Tao Y, Zhang Y, Hu X, Meng W. 2012. Distribution and bioaccumulation of heavy metals in aquatic organisms of different trophic levels and potential health risk assessment from Taihu Lake, China. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 81: 55–64.
- Valdés J, Román D, Guiñez M, Rivera L, Morales T, Ávila J, Cortés P. 2010. Distribution and temporal variation of trace metal enrichment in surface sediments of San Jorge Bay, Chile. *Environ. Monit. Assess.* 167: 185–197. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-009-1041-3>
- Valdés J, Román D, Rivera L, Ávila J, Cortés P. 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. <http://dx.doi.org/10.1007/s10661-011-1917-x>
- Wang W-X, Rainbow PS. 2000. Dietary uptake of Cd, Cr and Zn by the barnacle *Balanus trigonus*: Influence of diet composition. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 204: 159–168.
- Xu Y, Wang W-X. 2002. Exposure and potential food chain transfer factor of Cd, Se and Zn in marine fish *Lutjanus argentimaculatus*. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 238: 173–186.

Received June 2013,
accepted December 2013.