

Research Article

Contenido de metales en *Cancer polyodon* (Crustacea: Decapoda) en un sistema de bahías del norte de Chile (27°S)

Alexis Castillo^{1,2} & Jorge Valdés¹

¹Laboratorio de Sedimentología y Paleoambientes, Instituto de Investigaciones Oceanológicas
Facultad de Recursos del Mar, Universidad de Antofagasta, P.O. Box 170, Antofagasta

²Programa de Doctorado en Ciencias Aplicadas, Mención Sistemas Marinos Costeros
Facultad de Recursos del Mar, Universidad de Antofagasta

RESUMEN. El contenido de Zn, Cu, Cd, Pb, Fe, Al y Ni fue analizado en tejido muscular de *Cancer polyodon* en las bahías de Caldera, Calderilla, Inglesa y Salada (Atacama, Chile). Los resultados fueron comparados con estudios similares desarrollados por otros autores y la normativa de carácter nacional e internacional relacionada con el contenido de metales pesados en crustáceos para consumo humano. El orden de abundancia de los metales analizados en *C. polyodon* fue Cd<Ni<Cu<Pb<Zn<Fe<Al. Las concentraciones medias de Cd, Pb, Fe y Al fueron más elevadas en bahía Salada, mientras que el Cu y Ni lo fue en bahía Caldera y el Zn en bahía Inglesa. Todos los metales, con excepción de Cu, presentaron diferencias significativas ($P < 0,05$) entre las bahías analizadas. De los siete metales analizados en *C. polyodon* las concentraciones de Pb, Fe y Al presentaron niveles más elevados que los reportados para otros sistemas costeros. Las concentraciones de Cu (excepto bahía Calderilla), Cd (excepto bahías Caldera e Inglesa) y Pb sobrepasaron los valores permitidos por la normativa nacional e internacional, lo que sugiere que la presencia de estos metales en *C. polyodon* representa un potencial riesgo para la salud humana.

Palabras clave: *Cancer polyodon*, metales, contaminación, Atacama norte de Chile.

Metal contents in *Cancer polyodon* (Crustacea: Decapoda) in a bay system of northern Chile (27°S)

ABSTRACT. The contents of Zn, Cu, Cd, Pb, Fe, Al and Ni in the muscle tissue of *Cancer polyodon* from Caldera, Calderilla, Inglesa, and Salada bays (Atacama, Chile) were quantified. The results were compared with similar studies by other authors and with the national and international regulatory standards for heavy metal contents in crustaceans for human consumption. In increasing order, the metal contents in *C. polyodon* were: Cd< Ni< Cu< Pb< Zn<Fe< Al. Mean concentrations of Cd, Pb, Fe and Al were highest in Salada Bay; Cu and Ni were highest in Caldera Bay; and Zn was highest in Inglesa Bay. All the metals except Cu differed significantly ($P < 0.05$) among the analyzed bays. Of the seven metals analyzed, Pb, Fe, and Al concentrations in *C. polyodon* were higher than those reported for other coastal systems. Concentrations of Cu (except Calderilla), Cd (except Caldera and Inglesa), and Pb exceeded the threshold values indicated by the national and international standards, suggesting that the presence of these metals in *C. polyodon* represents a potential risk for human health.

Keywords: *Cancer polyodon*, metals, contamination, Atacama, northern Chile.

Corresponding author: Alexis Castillo (alexis.castillo@uantof.cl)

INTRODUCCIÓN

En los últimos años la presencia de metales pesados en las zonas costeras con grandes asentamientos humanos y con un importante desarrollo industrial ha recibido especial interés (Vásquez & Guerra, 1996; Segovia-

Zavala *et al.*, 2004; Valdés *et al.*, 2005, 2010; Gil *et al.*, 2006; Hamed & Emara, 2006; Huerta *et al.*, 2007; Valdés & Sifeddine, 2009).

A diferencia de los contaminantes orgánicos, los metales pesados no son degradados biológica o químicamente, por lo que pueden ser acumulados en

altas concentraciones en los tejidos de los organismos marinos (Rainbow, 1997). Una vez bioacumulados estos metales pueden ser transferidos hacia niveles superiores de la cadena trófica, constituyendo eventualmente una amenaza para la salud humana cuando estos organismos son utilizados como alimento (Wang, 2002; Díaz *et al.*, 2008; Whyte *et al.*, 2009; Tapia *et al.*, 2010).

Numerosos estudios han demostrado que los invertebrados marinos son capaces de acumular metales en concentraciones más elevadas que su ambiente (Wang, 2002), lo que es particularmente evidente en el caso de moluscos (Fisher *et al.*, 1996; Blackmore, 2000; Bustamante & Miramand, 2005). Actualmente, se ha prestado gran interés sobre el contenido de metales en crustáceos decápodos por ser componentes fundamentales de las comunidades bentónicas litorales (Muñoz *et al.*, 2006), importantes depredadores (Cerdeira & Wolff, 1993; Ortiz, 2007) y por su explotación comercial para consumo humano (Barrento *et al.*, 2009a, 2009b; Mohapatra *et al.*, 2009).

Cancer polyodon (Poeppig, 1836) es el crustáceo de importancia comercial más común de las cuatro especies del género *Cancer* que habitan la costa de Chile y Perú (Retamal, 1981). Su pesquería se desarrolla en gran parte del borde oriental de Sudamérica, extendiéndose desde Guayaquil, Ecuador (2°S, 79°W) hasta la Península de Taitao, sur de Chile (46°S, 75°W) (Garth, 1959; *vide* Fisher & Thatje, 2008). A nivel nacional, el desembarque de esta especie alcanzó a 796 ton en el 2009, de las cuales el 6,8% se capturó en la zona de Atacama (SERNAPESCA, 2009). En Chile existe escasa información sobre esta especie, destacando los estudios sobre ecología trófica y dinámica poblacional en el norte de Chile (Wolff & Cerdeira, 1992; Wolff & Soto, 1992; León & Stotz, 2004), aspectos ecofisiológicos y reproductivos (Fisher & Thatje, 2008), no existiendo información sobre los niveles de metales en sus tejidos. Por el contrario, en la bahía Huarney (Lima, Perú) existen antecedentes sobre el contenido de Pb, Cd, Cu y Zn en tejidos de varios invertebrados marinos, incluyendo a *C. polyodon* (Jacinto & Aguilar, 2007).

Históricamente, el borde costero del norte de Chile ha sido expuesto a los efectos de una serie de compuestos químicos, derivados principalmente de la actividad minera (Castilla & Nealler, 1978; Lee & Correa, 2005). Esta actividad produjo el deterioro más significativo del ecosistema marino en Chile debido a la descarga directa de relaves mineros (Vásquez & Guerra, 1996; Correa *et al.*, 1999).

La ciudad de Caldera (Atacama, Chile), cuenta con un complejo sistema de bahías (Caldera, Calderilla, Inglesa y Salada ubicadas más al sur de la ciudad). En los últimos años este sistema de bahías se ha potenciado como una zona de alto interés económico, ya que en ellas se realiza una serie de actividades productivas, entre las que se incluyen el embarque de concentrado de minerales de distinta naturaleza, desembarque de combustibles, pesca artesanal e industrial, acuicultura y turismo. De las cuatro bahías, Caldera es la más poblada (13.734 habitantes; INE, 2002) y presenta el mayor desarrollo industrial. Cuenta con un terminal marítimo, muelles de embarque de minerales, plantas procesadoras de pescado, mientras que las otras bahías, cuentan con menor población, que se incrementa durante el periodo estival. En estas bahías, las principales actividades productivas corresponden a turismo, cultivo de invertebrados marinos y pesca artesanal. Este creciente desarrollo productivo sumado a la extracción de recursos bentónicos para consumo humano local, tales como *C. polyodon*, generan una gran presión sobre la zona costera de la zona de Atacama, situación que en ausencia de antecedentes científicos que permitan determinar los impactos sobre el ecosistema costero, genera dudas sobre el adecuado manejo del espacio y de los recursos pesqueros locales.

En este trabajo se determinó el contenido de Al, Cd, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn en *Cancer polyodon* en las bahías Caldera, Calderilla, Inglesa y Salada (zona de Atacama, norte de Chile). Los resultados fueron comparados con otros estudios similares y con la normativa nacional e internacional referente al contenido de metales pesados en crustáceos para evaluar los potenciales riesgos para el consumo humano.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio y colecta de muestras

En las bahías de Caldera, Calderilla, Inglesa y Salada (Fig. 1) se seleccionaron tres sectores de muestreo (norte, centro y sur) debido a la heterogeneidad de usos del borde costero. Se realizaron dos campañas de muestreo (abril y noviembre de 2008) en las cuales se colectaron, mediante buceo autónomo en la isóbata de los 10 m de profundidad, ejemplares de *Cancer polyodon* en un transecto de 20 m², cuyo rango de longitud de cefalotórax fluctuó entre 73,1 y 152,1 mm. Los ejemplares fueron depositados en bolsas plásticas previamente tratadas y congeladas para su traslado al laboratorio. En el laboratorio, con espátulas plásticas se colectaron las partes blandas (músculos),

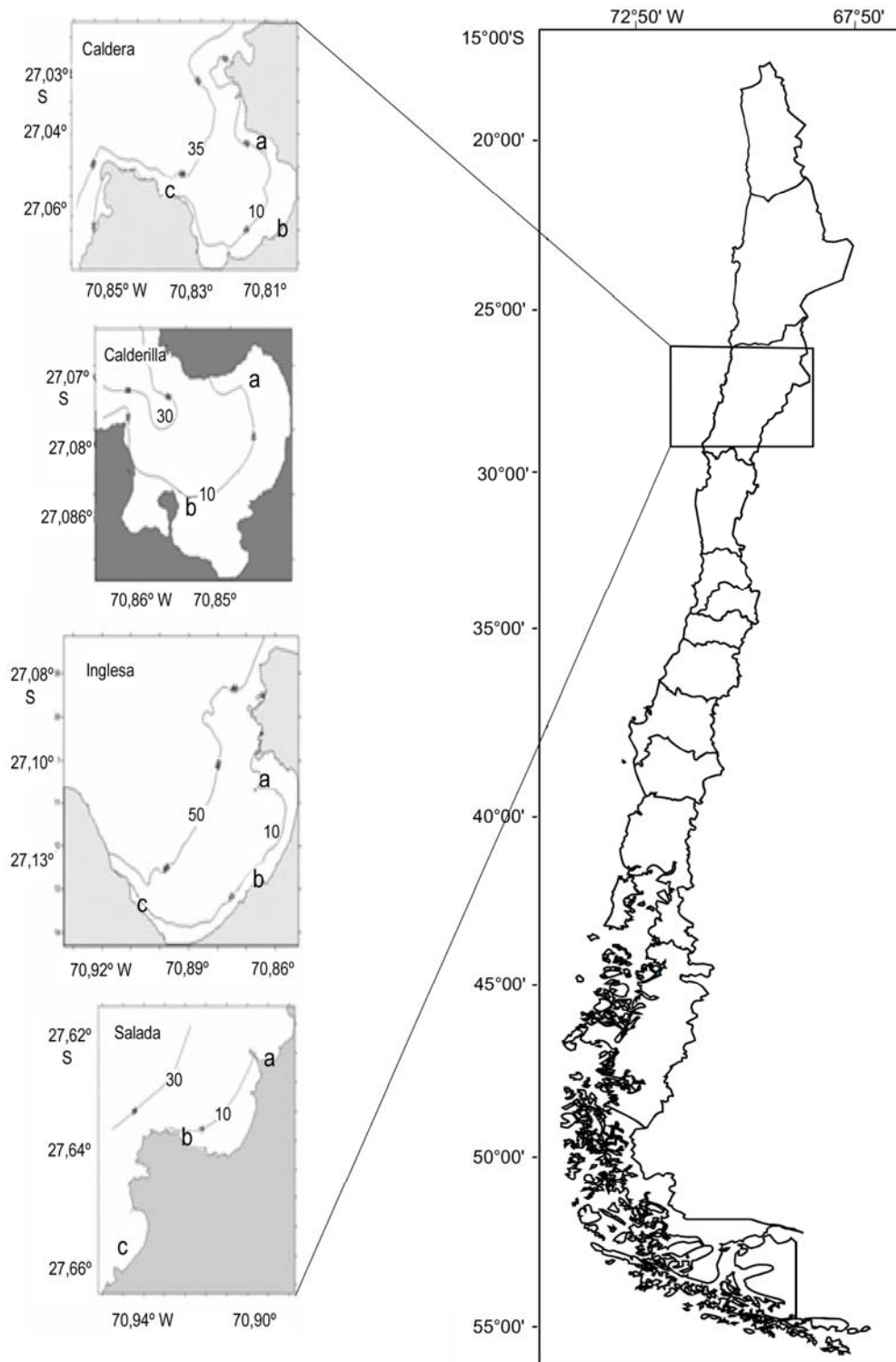


Figura 1. Ubicación de las bahías en estudio: Caldera, Calderilla, Inglesa y Salada (norte de Chile). En cada bahía las letras indican estaciones donde se recolectaron los ejemplares de *Cancer polyodon*.

Figure 1. Location of the studied bays: Caldera, Calderilla, Inglesa and Salada (northern Chile). Letters indicate the stations where *Cancer polyodon* were collected in each bay.

que fueron almacenadas en bolsas plásticas tratadas y refrigeradas para su análisis químico.

Pre-tratamiento de las muestras y análisis químico

Todo el material plástico y de vidrio utilizado fue previamente tratado con soluciones de HNO₃ 2 M por 10 h, HCl 2 M por 10 h, EDTA 0,01 M por 10 h y finalmente enjuagado con abundante agua desionizada. Previo al lavado con agua desionizada (milli-Q), el tejido blando húmedo fue homogenizado en mortero de ágata.

Para la determinación de Al, Cd, Cu, Fe, Ni, Pb y Zn, entre 0,5 y 1 g de muestra húmeda (en triplicado) fueron puestas en un sistema de reflujo, esto es un embudo de vidrio tapado con un vidrio reloj y puestos en un vaso de precipitado de 125 mL, para su disgregación con 10 mL de HNO₃ Suprapur y calentadas en una placa calefactora a 150°C por 2 h. Posteriormente, la solución resultante fue filtrada (0,45 µm) y aforada en un matraz volumétrico de 25 mL con agua desionizada.

La cuantificación de metales fue determinada por espectrofotometría de absorción atómica (Shimadzu, AA 6300) mediante técnica de llama. Las longitudes de onda de cada metal y la mezcla de gases utilizada se indican en la Tabla 1. Las concentraciones se expresaron en mg kg⁻¹ de peso húmedo, para Cu, Ni, Pb y Zn se utilizó corrector de fondo.

El procedimiento analítico fue chequeado mediante el uso de material de referencia certificado DORM-3 (Dogfish) adquirido desde la National Research Council of Canada, NRC. En todos los metales analizados se observó gran precisión con respecto al material de referencia (Tabla 2).

Tabla 1. Longitud de onda y gases utilizados en la cuantificación de los metales.

Table 1. Gas and wavelength used for metals quantification.

Metal	Longitud de onda (nm)	Mezcla de gases
Al	309,7	N ₂ O - C ₂ H ₂
Cd	228,8	C ₂ H ₂
Cu	324,8	N ₂ O - C ₂ H ₂
Fe	248,3	N ₂ O - C ₂ H ₂
Ni	238,0	N ₂ O - C ₂ H ₂
Pb	283,3	C ₂ H ₂
Zn	213,9	C ₂ H ₂

Tabla 2. Análisis de material de referencia certificado Dorm-3 para tejido biológico. *Se indica media y desviación estándar.

Table 2. Certificated reference material analysis Dorm-3 for biological tissue. *Mean and standard are indicated.

Metal	Valor certificado (mg kg ⁻¹)	Valor observado* (mg kg ⁻¹)	n
Al	1700 ± ND	1700,00 ± 0.001	9
Cd	0,29 ± 0,02	0,29 ± 0.001	9
Cu	15,5 ± 0,63	15,50 ± 0.001	9
Fe	347 ± 20	346,95 ± 0.040	9
Ni	1,28 ± 0,24	1,28 ± 0.003	9
Pb	0,39 ± 0,05	0,40 ± 0.005	9
Zn	51,3 ± 3,1	51,23 ± 0.057	9

Análisis estadísticos

Se aplicó análisis de varianza de una vía para determinar las diferencias significativas ($P < 0,05$) en el contenido de cada metal en *C. polyodon* entre las bahías analizadas, previo cumplimiento de las presunciones de normalidad y homogeneidad de varianzas (Quinn & Keough, 2002). En los casos en que no se cumplieron los supuestos para aplicar el análisis de varianza, se transformaron los datos a escala logarítmica.

RESULTADOS

En *Cancer polyodon* el contenido de Al (Fig. 2) presentó un rango que fluctuó entre $2727,1 \pm 2387,5$ y $9976,9 \pm 2315,2$ mg kg⁻¹, con el mínimo y máximo valor registrado en las bahías Calderilla y Salada respectivamente, mientras que en Caldera fue levemente mayor al obtenido en bahía Inglesa (Tabla 3). Se observaron diferencias significativas en el contenido de Al entre las bahías ($P < 0,05$). Para Cd las menores concentraciones se registraron en Caldera e Inglesa, mientras que en Calderilla y Salada fueron mayores (Fig. 3). Se observaron diferencias significativas en el contenido de Cd entre las bahías ($P < 0,05$), reflejadas por el elevado contenido determinado en Salada. El contenido de Cu (Fig. 3) fluctuó entre $6,5 \pm 3,9$ y $35,7 \pm 38,1$ mg kg⁻¹, cuyos valores mínimo y máximo fueron registrados en Calderilla y Caldera, respectivamente (Tabla 3). El contenido de Fe en las bahías Caldera y Salada presentó concentraciones mayores a las registradas en Calderilla (Fig. 2). Se observaron diferencias significativas en el contenido de Fe entre las bahías ($P < 0,05$). El contenido de Ni (Fig. 3) fluctuó en un

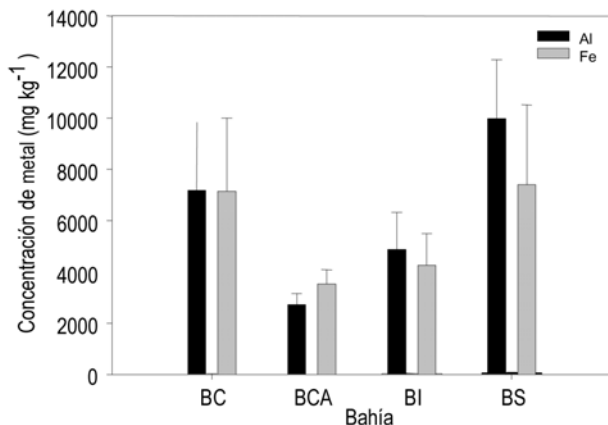


Figura 2. Contenido de metales (mg kg^{-1}) en *Cancer polyodon* en las bahías de Caldera (BC), Calderilla (BCA), Inglesa (BI) y Salada (BS). Se indica media y desviación estándar.

Figure 2. Metals content (mg kg^{-1}) in *Cancer polyodon* from Caldera (BC), Calderilla (BCA), Inglesa (BI) and Salada (BS) bays. Mean and standard deviation are indicated.

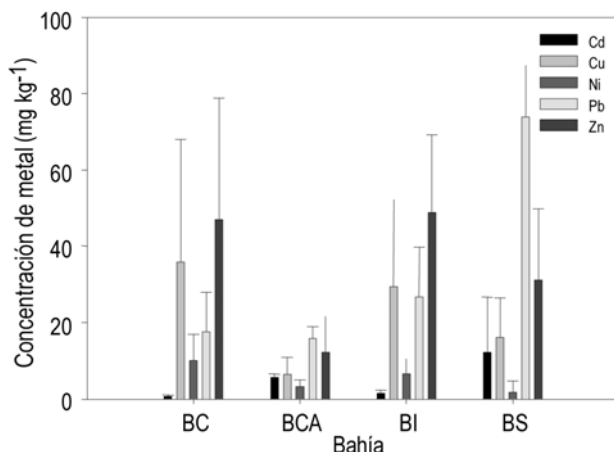


Figura 3. Contenido de metales (mg kg^{-1}) en *Cancer polyodon* en las bahías de Caldera (BC), Calderilla (BCA), Inglesa (BI) y Salada (BS). Se indica media y desviación estándar.

Figure 3. Metals content (mg kg^{-1}) in *Cancer polyodon* from Caldera (BC), Calderilla (BCA), Inglesa (BI) and Salada (BS) bays. Mean and standard deviation are indicated.

rango de $1,8 \pm 2,8$ y $10,1 \pm 6,6$ mg kg^{-1} , con el mínimo y máximo observado en bahías Salada y Caldera. En Inglesa el contenido de Ni fue mayor al registrado en Calderilla. Se observaron diferencias significativas en el contenido de Ni entre las bahías ($P < 0,05$; Tabla 4), representadas por las menores concentraciones en Calderilla y Salada. El contenido de Pb (Fig. 3) presentó un rango entre $73,8 \pm 13,5$ y $15,8 \pm 5,2$ mg

kg^{-1} , en Salada y Calderilla respectivamente (Tabla 3). En Caldera e Inglesa el contenido de Pb fue $17,6 \pm 16,9$ y $36,3 \pm 25,8$ mg kg^{-1} , respectivamente. Se observaron diferencias significativas en el contenido de Pb entre las bahías ($P < 0,05$), las que estarían reflejadas por el elevado contenido de Pb encontrado en Salada. El Zn (Fig. 3) fue estadísticamente menor en los ejemplares colectados en bahía Calderilla ($P < 0,05$; Tabla 4), comparado con las bahías Salada, Caldera e Inglesa. El análisis comparativo del contenido de metales en *C. polyodon* mostró gran variabilidad entre la bahías. El orden de abundancia de los metales pesados analizados fue $\text{Cd} < \text{Ni} < \text{Cu} < \text{Pb} < \text{Zn} < \text{Fe} < \text{Al}$.

DISCUSIÓN

En crustáceos marinos la incorporación de metales en sus tejidos puede provenir de la ingestión de alimentos, vía hepatopáncreas y/o agua de mar, vía superficies permeables del exoesqueleto y branquias (Rainbow, 2002; Silvestre *et al.*, 2004). Sin embargo, esta incorporación depende, además, de los requerimientos fisiológicos de los crustáceos (*e.g.* sexo, edad) (Barrento *et al.*, 2009a) y de factores ambientales externos (*e.g.* lugar geográfico, sustrato, profundidad, salinidad, presión antrópica) (Rainbow, 2002). En el presente estudio solo se analizó el factor ambiental externo de diferentes bahías ubicadas en una misma zona.

Los elevados niveles de aluminio registrados en *C. polyodon* recolectado en las bahías Salada (bahía con escasa intervención antrópica) y Caldera (bahía más intervenida) podría deberse al transporte atmosférico activo que estaría depositando Al en el fondo marino y que podría ser resuspendido en la columna de agua, quedando disponible para los organismos marinos (Lares *et al.*, 2002; Huerta *et al.*, 2007). De las cuatro bahías analizadas, Caldera y Salada presentaron altas concentraciones de Fe, siendo más elevadas que las registradas por otros autores (Burger *et al.*, 2002; Barrento *et al.*, 2009b). Para bahía Salada, esta situación respondería a la presencia de altos niveles de materia orgánica en las branquias (Szefer *et al.*, 1990; Paez-Osuna & Ruiz, 1995), y/o a mayores requerimientos fisiológicos de este y otros elementos traza (Barrento *et al.*, 2009a; Mohapatra *et al.*, 2009). En el caso de Caldera, adicionalmente se debe considerar en el análisis la presencia de dos muelles de embarque de minerales (principalmente Cu y Fe). En el caso de Pb y Cd, nuevamente fue bahía Salada la que presentó las mayores concentraciones. Las concentraciones de Pb en *C. polyodon* registradas en todas las bahías analizadas fueron más elevadas a las

Tabla 3. Concentraciones máximas y mínimas de metales ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) en *Cancer polyodon* colectados en las bahías Caldera (BC), Calderilla (BCA), Inglesa (BI) y Salada (BS) (Atacama, Chile).

Table 3. Maximum and minimum metal concentration ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) in *Cancer polyodon*. collected in Caldera (BC), Calderilla (BCA), Inglesa (BI) and Salada (BS) bays (Atacama Chile).

Concentración metal ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	BC		BCA		BI		BS		
	N	Min.	Máx.	Min.	Máx.	Min.	Máx.	Min.	Máx.
Al	12	3176,7	10772,6	505,9	5745,7	440,1	14453,4	6882,6	12991,6
Cd	12	0,01	2,4	1,0	10,9	0,01	4,7	0,01	30,4
Cu	12	2,3	131,6	1,3	11,0	4,4	79,6	3,2	31,0
Fe	12	3653,5	10828,8	2513,2	4540,2	635,1	10301,9	4941,4	13517,6
Ni	12	1,7	26,2	1,2	6,3	2,5	13,1	0,01	7,4
Pb	12	2,9	60,2	11,7	25,4	4,1	80,5	56,6	87,6
Zn	12	7,6	103,5	3,7	37,3	18,1	74,6	13,0	58,8

Tabla 4. Análisis de variancia de una vía entre el contenido de metales pesados en *polyodon* y bahías analizadas. gl: grados de libertad.

Table 4. One-way analysis of variance among heavy metal contents in *Cancer polyodon* and bays. gl: freedom degrees.

	Metales pesados						
	Zn	Cu	Cd	Pb	Fe	Al	Ni
F	4,28	1,79	4,77	13,6	2,93	5,02	8,85
P	0,012	0,169	0,007	0,001	0,048	0,006	0,001
gl	3	3	3	3	3	3	3

observadas para esta especie en la costa de Perú (Jacinto & Aguilar, 2007) y otros crustáceos (Ahumada, 1994; Burger *et al.*, 2002; Zauke *et al.*, 2003; Gil *et al.*, 2006; Barrento *et al.*, 2009a) (Tabla 5). En crustáceos, el contenido de Pb usualmente es detectado en bajas concentraciones (Turoczy *et al.*, 2001), aunque Barwick & Maher (2003) señalaron que menores concentraciones de Pb en los tejidos de crustáceos se podría deber a la incorporación de este metal en su exoesqueleto, por el mismo proceso de incorporación de calcio. Para Cd, las concentraciones en *C. polyodon* se encontraron en el rango señalado por otros autores (Ahumada, 1994; Zauke *et al.*, 2003; Jacinto & Aguilar, 2007; Barrento *et al.*, 2009a). Las aguas y sedimentos de la costa norte de Chile, particularmente en los ambientes próximos a sistemas de surgencia, se caracterizan por presentar altos niveles de Cd (Valdés, 2004; Böning *et al.*, 2009), de manera que es posible que una condición natural explique los resultados encontrados.

Para Zn y Cu las mayores concentraciones en *C. polyodon* se registraron en las bahías Caldera e Inglesa, aunque en el caso de Cu no fue significativa.

En todas las bahías analizadas las concentraciones de Zn y Cu estuvieron en el rango registrado para otros crustáceos (Ahumada, 1994; Zauke *et al.*, 2003; Gil *et al.*, 2006; Jacinto & Aguilar, 2007). En crustáceos el Zn es esencial para la síntesis y degradación de carbohidratos, lípidos y proteínas (FAO/WHO, 2002) y el Cu suele encontrarse en altas concentraciones en los pigmentos respiratorios (hemocianina) de la hemolinfa (Lee & Shiau, 2002; Gil *et al.*, 2006). Por otro lado, es posible que el contenido de Cu en estos organismos pueda reflejar al menos, en parte, la característica geológica de la región de Atacama, rica en este mineral, situación que también resultaría en una mayor presencia de Cu de origen natural en el ambiente costero. Ambas situaciones, podrían explicar, al menos en parte los valores encontrados. Para Ni, las concentraciones en *C. polyodon* fueron significativamente más elevadas en bahía Caldera en comparación con las otras bahías analizadas. Concentraciones levemente mayores de Ni fueron observadas por Ahumada (1994) para *C. coronatus* en bahía San Vicente, sur de Chile.

Tabla 5. Contenido de metales (mg kg^{-1}) en crustáceos marinos de diferentes áreas geográficas. *Se indica media y rango.
Table 5. Metals content (mg kg^{-1}) (mean and range)* in marine crustacean species from different geographical areas.

Localidad	Especies	Al	Cu	Cd	Fe	Ni	Pb	Zn	Referencia
Bahía Caldera, Chile*	<i>Cancer polyodon</i>	7183,1 ± 2655,6	35,7 ± 32,2	0,7 ± 0,3	7142,2 ± 2859,8	10,2 ± 6,7	17,6 ± 10,3	47,0 ± 31,8	Este estudio
Bahía Calderilla, Chile*	<i>Cancer polyodon</i>	2727,2 ± 425,1	6,5 ± 4,3	5,7 ± 0,9	3536,5 ± 548,6	3,4 ± 1,6	15,9 ± 3,1	12,3 ± 9,3	Este estudio
Bahía Inglesa, Chile*	<i>Cancer polyodon</i>	6934,0 ± 1449,4	25,5 ± 22,9	1,6 ± 0,8	5738,5 ± 1238,9	6,5 ± 3,8	26,4 ± 12,9	47,9 ± 20,4	Este estudio
Bahía Salada, Chile*	<i>Cancer polyodon</i>	9976,9 ± 2315,3	16,1 ± 10,2	12,3 ± 14,3	7397,9 ± 3120,5	1,9 ± 2,8	73,9 ± 13,5	31,1 ± 18,8	Este estudio
Bahía San Vicente, Chile	<i>Cancer coronatus</i>	-	10	8	-	11,2	2,6	205	Ahumada (1994)
Bahía San Antonio, Argentina	<i>Chasmagnathus granulata</i>	-	85,6 - 101,8	-	-	-	10 - 13,2	80 - 86,3	Gil <i>et al.</i> (2006)
Mar de Barents, Rusia	<i>Gammarus oceanicus</i>	-	20 - 28	0,6 - 0,8	-	1,3 - 1,5	0,5	61 - 65	Zauke <i>et al.</i> (2003)
Bahía Huarmey, Perú	<i>Cancer polyodon</i>	-	3,3 - 19,5	1,0 - 1,1	-	-	0,2 - 0,5	3,6 - 3,9	Jacinto & Aguilar (2007)
Costa de Escocia	<i>Cancer pagurus</i>	-	-	0,01 - 0,02	-	-	0,1 - 0,2	-	Barrento <i>et al.</i> (2009a)
Estuario Mahanadi, India	<i>Scylla serrata</i>	-	26,1 - 132,3	-	112,6 - 194,3	-	0,1 - 0,3	42,2 - 312,6	Burger <i>et al.</i> (2002)
Canal Inglés, Inglaterra	<i>Cancer pagurus</i>	-	7,5 - 9,3	-	3,1 - 3,4	-	-	55 - 59	Barrento <i>et al.</i> (2009b)
Nivel Tolerancia, European Union		-	-	-	-	-	0,5	-	European Union (2005)
Nivel Tolerancia, USFDA		-	-	3	-	70	1,5	-	USFDA (2007)
Límite máx. permitido, MINSAL		-	10	-	-	-	2	100	MINSAL (1996)

Comparación con la normativa nacional e internacional para consumo humano

De los siete metales analizados en el presente estudio, a nivel nacional los metales Zn, Pb y Cu se incluyen en el Decreto Supremo N° 977/96 del Ministerio de Salud (MINSAL, 1996), instrumento que regula el contenido de metales pesados en alimentos de consumo humano. A nivel internacional, en crustáceos para consumo humano la European Unión (2005) sólo regula el contenido de Pb y la US Food and Drug Administration (US, FDA, 2007) regula el contenido de Cd, Pb y Ni (Tabla 5).

En las cuatro bahías analizadas, el contenido de Zn fue menor comparado con el límite máximo permitido señalado por el MINSAL (1996) para consumo de mariscos frescos, mientras que para Cu, exceptuando los ejemplares de bahía Calderilla, superó el límite permitido por la misma normativa. Para Cd, sólo los ejemplares de bahía Calderilla y Salada sobrepasaron los niveles de tolerancia señalados por la US, FDA (2007). Por otro lado, el contenido de Pb en los ejemplares de las bahías en estudio sobrepasaron los niveles permitidos señalados a nivel nacional por el MINSAL (1996) e internacional por la Unión Europea (2005) y la US, FDA (2007). Finalmente, el contenido de Ni en *C. polyodon* no superó los límites de tolerancia permitidos para crustáceos de consumo humano (Unión Europea, 2005; US, FDA, 2007).

CONCLUSIONES

Este estudio proporcionó información referente al contenido de siete metales en el tejido muscular de *C. polyodon*, especie de gran consumo local en el norte de Chile. Basado en los resultados obtenidos, las concentraciones de Fe, Al y Pb fueron más elevadas a lo registrado en la literatura. Para Zn, Cu, Cd y Ni las concentraciones fueron encontradas en el rango señalado por otros autores. Las concentraciones de Zn, Cd, Pb, Fe, Al y Ni en el tejido muscular fueron estadísticamente significativas en relación a las bahías analizadas. De todos los metales analizados en el tejido muscular en relación a la normativa nacional e internacional para organismos marinos (crustáceos) de consumo humano, los metales Pb y Cd podrían ser considerados como potencialmente peligrosos, ya que sobrepasaron los límites establecidos en la normativa antes señalada. Las elevadas concentraciones de Pb, Fe y Al registradas en todas las bahías analizadas, podrían constituir un potencial riesgo de bioacumulación en los organismos consumidores de este crustáceo. Si bien estos resultados pueden considerarse como preliminares dado que constituyen la primera aproximación de esta naturaleza realizada

en la zona costera de Atacama, sugieren la necesidad de desarrollar estudios sistemáticos sobre este tipo de problemas, y revisar la normativa vigente y su capacidad para considerar, en su aplicación, la heterogeneidad de ambientes existente a lo largo de la costa de Chile.

AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a César Calderón y Sue-Ellen Vega por su colaboración en el análisis de laboratorio. Este artículo fue patrocinado por el Proyecto INNOVA-CORFO N° 05CR111XM. Estimación de capacidad de carga y efectos directos e indirectos en el sistema de bahías de Caldera: implicancias en el desarrollo masivo de la acuicultura y turismo de la región de Atacama. Se agradece además las sugerencias de los revisores anónimos que ayudaron a mejorar el manuscrito.

REFERENCIAS

- Ahumada, R. 1994. Nivel de concentración e índice de bioacumulación para metales pesados (Cd, Cr, Ni, Cu, Pb, y Zn) en tejidos de invertebrados bénticos de bahía San Vicente. *Rev. Biol. Mar.*, 29(1): 77-87.
- Barwick, M. & W. Maher. 2003. Biotransference and biomagnification of selenium, copper, cadmium, zinc, arsenic and lead in a temperate seagrass ecosystem from lake Macquire Estuary, NSW, Australia. *Mar. Environ. Res.*, 56: 471-502.
- Barrento, S., A. Marques, B. Teixeira, M. Carvalho & P. Vaz-Pires. 2009a. Accumulation of elements (S, As, Br, Sr, Cd, Hg, Pb) in two populations of *Cancer pagurus*: ecological implications to human consumption. *Food Chem. Toxicol.*, 47: 150-156.
- Barrento, S., A. Marques, B. Teixeira, P. Anacleto, M. Carvalho, P. Vaz-Pires & M. Nunes. 2009b. Macro and trace elements in two populations of brown crab *Cancer pagurus*: ecological and human health implications. *J. Food. Comp. Anal.*, 22: 65-71.
- Blackmore, G. 2000. Field evidence of metal transfer from invertebrate prey to an intertidal predator, *Thais clavigera* (Gastropod: Muricidae). *Estuar. Coast. Shelf. Sci.*, 51: 127-139.
- Böning, P., H. Brumsack, B. Schnetger & M. Grunwald. 2009. Trace element signatures of Chilean upwelling sediments at ~36°S. *Mar. Geol.*, 259: 112-121.
- Burger, J., C. Dixon, T. Shukla, N. Tsipora & M. Gochfeld. 2002. Metals levels in horseshoe crabs (*Limulus polyphemus*) from Maine to Florida. *Environ. Res.*, 90: 227- 236.

- Bustamante, P. & P. Miramand. 2005. Subcellular and body distributions of 17 trace elements in the variegated scallop *Chlamys varia* from the French coast of the Bay of Biscay. *Sci. Total Environ.*, 337: 59-73.
- Castilla, J.C. & E. Nealler. 1978. Marine environmental impact due to mining activities of El Salvador Copper mine, Chile. *Mar. Pollut. Bull.*, 9(3): 67-70.
- Cerda, G. & M. Wolff. 1993. Feeding ecology of the crab *Cancer polyodon* in La Herradura Bay, northern Chile. II. Food spectrum and prey consumption. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 100: 119-125.
- Correa, J., J.C. Castilla, C. Ramirez, M. Varas, N. Lagos, S. Vergara, A. Moene & M. Brown. 1999. Copper, copper mine tailings and their effects on marine algae in northern Chile from molecular to community approach. *J. Appl. Phycol.*, 11: 57-67.
- Díaz, O., F. Encina, E. Recabarren, S. Del Valle, R. Pastene, S. Montes & A. Figueroa. 2008. Estudio de la concentración de arsénico, mercurio, plomo y fenantreno en la macha (*Mesodesma donacium*). Implicancias alimentarias y toxicológicas. *Rev. Chil. Nutri.*, 35(1): 53-60.
- European Food Safety Agency (EFSA). 2004. Opinion of the scientific panel on contaminants in the food chain on a request from the commission related to cadmium as undesirable substance in animal feed. *European Food Safety Agency*, 72: 1-24.
- European Union. 2005. Commission Regulation N° 78/2005 of 19 January 2005, Official Journal of European Communities, L: 16/43.
- European Union. 2006. Commission Regulation N°1881/2006 of 19 December 2006, Official Journal of European Communities, L: 364/5.
- FAO/WHO. 2002. Human vitamin and mineral requirements. Report of a joint Food and Agriculture Organization of the United Nations/World Health Organization expert consultation, Bangkok, Thailand. [<http://www.fao.org/docrep/004/y2809e/y2809e00.H TM>]. Revisado: 28 Julio 2010.
- Fisher, N., J. Teyssié, S. Fowler & W. Wang. 1996. The accumulation and retention of metals in mussel from mussel from food and and water: a comparison of field and laboratory conditions. *Environ. Sci. Technol.*, 30: 3232-3242.
- Fisher, S. & S. Thatje. 2008. Temperature-induced oviposition in the brachyuran crab *Cancer setosus* along a latitudinal cline: aquaria and analysis of field-data. *Exp. Mar. Biol. Ecol.*, 357(2): 157-164.
- Gil, M., A. Torres, M. Harvey & J. Esteves. 2006. Metales pesados en organismos marinos de la zona costera de la Patagonia argentina continental. *Rev. Biol. Mar. Oceanogr.*, 41(2): 167-176.
- Hamed, M. & A. Emara. 2006. Marine molluscs as biomonitors for heavy metal level in the Gulf of Suez, Red Sea. *J. Mar. Syst.*, 60: 220-234.
- Huerta, M., F. León, M. Lares, A. Chee & A. Siqueiros. 2007. Iron, manganese and trace metal concentrations in seaweeds from the central west coast of the Gulf of California. *Appl. Geochem.*, 22: 1380-1392.
- Instituto Nacional de Estadística (INE). 2002. XVII Censo de Población y VI de Vivienda. http://www.ine.cl/canales/chile_estadistico/censos_poblacion_vivienda/censo_pobl_vivi.php. Revisado: 22 Mayo 2011.
- Jacinto, M. & S. Aguilar. 2007. Concentraciones traza de metales en especies marinas de la bahía de Huarmey, Ancash, Perú. *Rev. Peru. Biol.*, 14(2): 307-311.
- Lares, M., G. Flores & R. Lara. 2002. Temporal variability of bioavailable Cd, Hg, Zn, Mn and Al in an upwelling regime. *Environ. Pollut.*, 120: 595-608.
- Lee, M. & J. Correa. 2005. Effects of copper mine tailings disposal on littoral meiofaunal assemblages in the Atacama region of northern Chile. *Mar. Environ. Res.*, 59: 1-18.
- Lee, M. & S. Shiau. 2002. Dietary copper requirement of juveniles grass shrimps, *Penaeus monodon*, and effects on non-specific immune response. *Fish Shellfish Immunol.*, 13: 259-270.
- Ministerio de Salud (MINSAL). 1996. Reglamento Sanitario de los Alimentos D.S. N° 977. 1996. Ministerio de Salud, Chile, 133 pp.
- Mohapatra, A., T. Rautray, A. Patra, V. Vijayan & R. Mohanty. 2009. Elemental composition in mud crab *Saylla serrata* from Mahanadi estuary, India: *In situ* irradiation anály by external PIXE. *Food Chem. Toxicol.*, 47: 119-123.
- Muñoz, C., L. Pardo, L. Henríquez & Á. Palma. 2006. Variaciones temporales en la composición y abundancia de cuatro especies de *Cancer* (Decapoda: Brachyura: Cancridae) capturadas con trampas en bahía San Vicente, Concepción (Chile central). *Invest. Mar.*, Valparaíso, 34(2): 9-21.
- Ortiz, M. 2007. The effect of a crab predator (*Cancer porteri*) on secondary producers versus ecological model predictions in Tongoy Bay (south-east Pacific coast): implications for management and fisheries. *Aquat. Conserv. Mar. Freshw. Ecosyst.*, 18: 923-929.
- Quinn, G. & M. Keough. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Cambridge, 537 pp.
- Paez-Osuna, F. & C. Ruiz. 1995. Trace metals in the Mexican shrimp *Penaeus vannamei* from estuarine

- and marine environments. *Environ. Pollut.*, 87: 243-247.
- Rainbow, P. 1997. Trace metal accumulation in marine invertebrates: marine biology or marine chemistry? *J. Mar. Biol. Ass.*, 77: 195-210.
- Rainbow, P. 2002. Trace metal concentrations in aquatic invertebrates: why so what?. *Mar. Environ. Res.*, 53: 453-464.
- Retamal, M.A. 1981. Catálogo ilustrado de los crustáceos decápodos de Chile. Gayana, pp. 44.
- Segovia-Zavala, J., F. Delgadillo, A. Muñoz, E. Gutiérrez & R. Vidal. 2004. Cadmium and silver in *Mytilus californianus* transplanted to an anthropogenic influenced and coastal upwelling areas in the Mexican Northeastern Pacific. *Mar. Pollut. Bull.*, 48: 458-464.
- Servicio Nacional de Pesca (SERNAPESCA). 2009. Anuario Estadístico de Pesca. [http://www.sernapesca.cl/index.php?option=com_remository&Itemid=54&func=select&id=451]. Revisado: 23 Julio 2010.
- Silvestre, F., G. Traush, A. Pequeux & P. Devos. 2004. Uptake of cadmium through isolated perfused gills of the Chinese mitten crab, *Eriocheir sinensis*. *Comp. Biochem. Physiol.*, 137: 189-196.
- Szefer, P., R. Szefer & B. Skwarzec. 1990. Distribution of trace metals in some representative fauna of southern Baltic. *Mar. Pollut. Bull.*, 21: 60-62.
- Tapia, J., L. Vargas, C. Bertrán, G. Carrasco, F. Torres, R. Pinto, S. Urzúa, A. Valderrama & L. Letelier. 2010. Study of the content of cadmium, chromium and lead in bivalve molluscs of the Pacific Ocean. *Food Chem.*, 121: 666-671.
- Turoczy, N., B. Mitchell, A. Levings & V. Rajendram. 2001. Cadmium, copper, mercury and zinc concentrations in tissues of the king crab (*Pseudocarcinus gigas*) from southeast Australian waters. *Environ. Int.*, 27(4): 327-334.
- USFDA. 2007. National shellfish sanitation program. Guide for the control of molluscan shellfish. Center for Food Safety and Applied Nutrition, U.S. Food and Drug Administration, College Park, 417 pp.
- Valdés, J. 2004. Evaluación de metales redox-sensitivos como proxies de paleoxigenación en un ambiente marino hipóxico del norte de Chile. *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 77: 121-138.
- Valdés, J. & A. Sifeddine. 2009. Composición elemental y contenido de metales en sedimentos marinos de la bahía Mejillones del Sur, Chile. *Evaluación ambiental de la zona costera*, *Lat. Am. J. Aquat. Res.*, 37(2): 131-141.
- Valdés, J., G. Vargas, A. Sifeddine, L. Ortlieb & M. Guíñez. 2005. Distribution and enrichment evaluation of heavy metals in Mejillones Bay (23°S), Northern Chile: geochemical and statistical approach, *Mar. Pollut. Bull.*, 50: 1558-1568.
- Valdés, J., D. Román, M. Guíñez, L. Rivera, T. Morales, J. Ávila & P. Cortés. 2010. Distribution and temporal variation of trace metal enrichment in surface sediments of San Jorge Bay, Chile. *Environ. Monit. Assess.*, 167: 185-197.
- Wang, W. 2002. Interactions of trace metals and different marine food chains. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 243: 295-309.
- Whyte, A., G. Raumati, G. Greening, E. Gibbs & J. Gardner. 2009. Human dietary exposure to heavy metals via consumption of greenshell mussels (*Perna canaliculus* Gmelin, 1791) from the Bay of Islands, northern New Zealand. *Sci. Total Environ.*, 407: 4348-4355.
- Wolff, M. & G. Cerda. 1992. Feeding ecology of the crab *Cancer polyodon* in La Herradura Bay, northern Chile. I. Feeding chronology, food intake, and gross growth and ecological efficiency. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 89: 213-219.
- Wolff, M. & M. Soto. 1992. Population dynamics of *Cancer polyodon* in La Herradura Bay, northern Chile. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 85: 69-81.
- Zauke, G., B. Clason, V. Savinov & T. Savinova. 2003. Heavy metals of inshore benthic invertebrates from the Barents Sea. *Sci. Total Environ.*, 306: 99-110.

Received: 6 October 2010; Accepted: 2 October 2011