

DETERMINACIÓN DE METALES PESADOS (Cr, Cu, Cd, Zn, Ni y Pb) EN EL ALCATRAZ (*Pelecanus occidentalis* L. 1766), EN EL ESTADO SUCRE, VENEZUELA.

MOISÉS VERA¹, JORGE MUÑOZ G.² & GEDIO MARÍN E.¹

¹Departamento de Biología, Escuela de Ciencias, Universidad de Oriente, Cumaná, Venezuela.

²Centro de Investigaciones Ecológicas Guayaacán, Universidad de Oriente, Cumaná, estado Sucre, Venezuela.

e-mail: gmarin@yahoo.com

RESUMEN: En las aves, las concentraciones de metales pesados están influenciadas por su dieta, patrones de migración y tiempo de permanencia. Se determinaron las concentraciones totales de metales pesados (Cr, Cu, Cd, Zn, Ni y Pb) en muestras de músculo, hígado, cerebro, pulmón, riñón y corazón de seis individuos del Alcatraz (*Pelecanus occidentalis*), del NE de la península de Araya, estado Sucre, utilizando espectrometría de plasma acoplado inductivamente (ICP). Los niveles de Ni y Pb registrados no mostraron diferencias significativas entre tejidos; en cambio, Cr y Zn mostraron diferencias significativas entre tejidos, encontrándose una mayor acumulación de ambos metales en el músculo pectoral. Los niveles de Cu y Cd también presentaron diferencias significativas, observándose una mayor acumulación de Cu en hígado y riñón. Las concentraciones diferentes entre órganos pudieran tener varias lecturas, por ejemplo, el músculo pectoral, junto al supracoracoides, son responsables del vuelo, poseyendo una alta actividad metabólica y, a su vez, una intensa irrigación de sangre; por otra parte, ya que los alcatrazes permanecen un tiempo considerable en el mar, pudiera haber un intercambio de iones metálicos disueltos en el agua, los cuales son incorporados al tejido a través del proceso de absorción. Por otra parte, la alta actividad metabólica que poseen el hígado y el riñón enlaza metales pesados a las metalotioneínas, depurando al organismo de concentraciones perjudiciales. La diferencia entre los diferentes tejidos estudiados pudiera estar relacionada con el papel que juega la dieta, metalotioneínas, época del muestreo y la muda. En general, los niveles promedio de metales pesados obtenidos en Alcatraz fueron similares o inferiores de los niveles establecidos como perjudiciales para aves marinas; y, a su vez, están por debajo de los registrados para otras aves marinas de otras latitudes.

Las palabras clave: *Pelecanus occidentalis*, tejidos, metales pesados.

ABSTRACT: In birds, heavy metal concentrations are influenced by diet intake, migratory pattern, and residence time. In the present study, heavy metal concentrations (Cr, Cu, Cd, Zn, Ni and Pb) were measured in muscle, liver, brain, lung, kidney and hearth of Brown Pelican (*Pelecanus occidentalis*) from Araya Peninsula, Sucre State, determined by atomic spectrophotometry matched inductively. Ni and Pb concentrations did not differ among tissues; in contrast, Cr and Zn showed significant differences between tissues, being greater in pectoral muscle. Cu and Cd showed significant differences between tissues, being significantly higher in liver and kidney. The results might be associated to several interpretations. For instance, in birds, pectoral and supracoracoides muscles are responsible of flight, which implicates an intense metabolic activity and enormous blood irrigation, additionally, pelicans stay a lot of time in marine waters, this would allow them to exchange dissolved metallic ions and incorporate to its tissues by absorption. On the other hand, the high metabolic activity of liver and kidney allow to link metals to metallothioneins, avoiding harmful concentrations in the organism. Differences in metal concentrations between Brown Pelican tissues are likely due to differences in diet, metallothioneins, timing of sampling and molting. Anyhow, these values are comparable to those reported for other species sampled and other places and are below levels known to cause adverse effects in seabirds.

Key words: *Pelecanus occidentalis*, tissues, heavy metals.

INTRODUCCIÓN

En la actualidad, el empleo concreto de aves acuáticas como biomonitores cobra un especial interés, ya que estos animales están ampliamente distribuidos a nivel mundial y se sitúan en la cumbre de las cadenas ecoalimentarias marinas (SAVINOV *et al.* 2003; BOYD *et al.* 2006; FOSSI *et al.* 2012); por otra parte se ha demostrado que poseen una

marcada tendencia a la acumulación de contaminantes ambientales en diversos órganos y tejidos, lo que permite evaluar el estado ecotoxicológico en que se encuentra el ecosistema marino (DIAMOND & DEVLIN 2003).

Ciertamente, las aves marinas poseen características ideales para utilizarlas como biomonitores de ambientes marinos (FURNES & CAMPHUYSEN 1997). En primer lugar,

las aves marinas son especies longevas y generalmente están en el tope de las cadenas alimenticias (BOYD *et al.* 2006); razón por la cual bioacumulan fácilmente sustancias contaminantes. En segundo lugar, los contaminantes presentes sus plumas y sus huevos pueden cuantificarse sin detrimento del ave, y finalmente la ecología y fisiología de la mayoría de las aves ha sido relativamente bien estudiada lo cual facilita la interpretación de los datos de tejidos contaminados (ICES 1999). Sin embargo, factores como la especiación y biodisponibilidad usualmente están entrelazados debido a que la especiación del metal está frecuentemente relacionada a la biodisponibilidad de los diferentes metales, complicando las herramientas metodológicas para medirlos; por otro lado, las distintas especies e individuos de aves marinas pueden ser afectados por los metales pesados de diversas maneras, dependiendo de su ciclo reproductivo, hábitos alimentarios, ámbito geográfico y estrategias vivenciales, *e. g.*, longevidad, tiempo de dependencia parental y movimientos migratorios (PEAKALL & BURGER 2003).

De los metales seleccionados para esta investigación, *i. e.*, cromo (Cr), cobre (Cu), zinc (Zn), cadmio (Cd), níquel (Ni) y plomo (Pb), varios de ellos cumplen funciones importantes en los organismos. Por ejemplo, el Cr actúa como regulador del metabolismo de la glucosa y el colesterol; el Cu es un constituyente de las oxidasas, las cuales son necesarias para la regulación de las reacciones redox, respiración y formación de cartílagos; el Ni es inhibidor de varias enzimas y está enlazado a varias proteínas, incluyendo metalotioneínas y albúminas; y el Zn es un nutriente esencial (KHAYATZADEH & ABBASI 2010). Otros como el Cd y el Pb no tienen función biológica conocida, pero bioacumulados, aun en pequeñas cantidades, pueden resultar tóxicos (JAKIMSKA *et al.* 2011).

En aves marinas, estos metales tienen funciones esenciales particulares. Así, el Cu y el Zn son constituyentes de muchas enzimas metabólicamente reguladas, estando enlazados al pigmento eumelanina del plumaje por su afinidad con el grupo tiol (SH); y el exceso de Cu puede ser eliminado con la muda. El Cd parece bioacumularse con la edad, aunque hay discrepancias al respecto (STEWART & FURNESS 1998), mientras el Pb es causante de diversas patologías (JAKIMSKA *et al.* 2011).

El Alcatraz (*Pelecanus occidentalis* L. 1766), especie objeto de este estudio, se distribuye en toda el área caribeña. Se considera la subespecie *P. o. occidentalis*,

de talla más pequeña, como endémica del Caribe, y en Venezuela es frecuente en toda la costa e islas (HILTY 2003). Los alcatraces (114-140 cm) son bastante longevos (25-30 años), y usualmente no se reproducen hasta por lo menos tres años de edad (SCHREIBER 1980). Desafortunadamente, en la mayoría de las localidades del ámbito caribeño, la información sobre su ecología poblacional y conservación se encuentra bastante dispersa, y, en general, las diferentes colonias continentales e insulares han venido siendo afectadas por factores similares, *e. g.*, contaminantes, perturbaciones antrópicas, destrucción de sus hábitat reproductivos (COLLAZO *et al.* 2000).

El objetivo principal de esta investigación fue determinar la concentración de algunos metales pesados en Alcatraz, comparándolos con las de otras aves marinas investigadas en otras regiones del globo, y comparando las concentraciones con algunas investigaciones realizadas en Norteamérica para esta especie (BLUS *et al.* 1977, OHLENDORF *et al.* 1985, BRUEHLER & DE PEYSTER 1999), y así discutir sobre las causas ecofisiológicas de la variabilidad interorgánica e interespecífica encontrada.

METODOLOGÍA

La zona de muestreo corresponde el complejo lagunar Chacopata-Bocaripo (10° 41' 49" N y 63° 46' 23" O), ubicado al NE de la península de Araya, estado Sucre, Venezuela (Figura 1).

De Campo

Se realizó un único muestreo en julio de 2010, en el cual se capturaron seis ejemplares de Alcatraz *P. occidentalis*, con la permisología del Ministerio del Poder Popular para el Ambiente.

De Laboratorio

Las aves sacrificadas fueron pesadas y se les extrajeron porciones de cerebro, pulmones, corazón, hígado, riñones y músculo pectoral, los cuales se mantuvieron refrigerados a 4 °C hasta su posterior procesamiento.

Las muestras de tejidos fueron colocadas en fiolas de 250 ml y pesadas en una balanza Sartorius de 2 kg de capacidad (0,01 g de apreciación). Luego fueron secadas en una estufa a 60 °C hasta alcanzar peso constante durante ~72 h. Los contenidos totales de metales pesados en el tejido seco se extrajeron a través de una digestión con ácido nítrico (grado analítico 65%) sobre una plancha

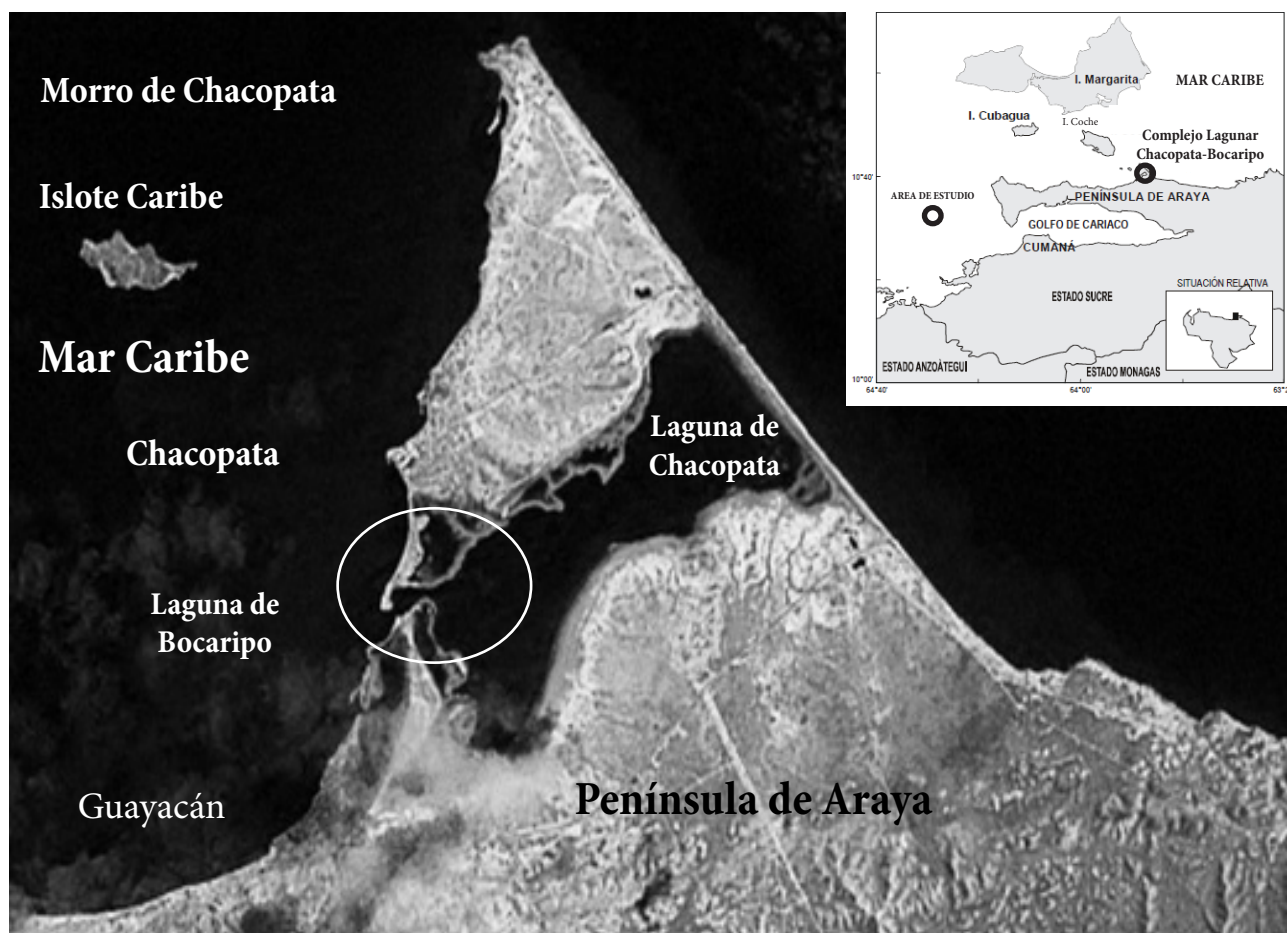


Fig. 1. Área de estudio.

de calefacción a 70 °C durante 2 h y se filtraron con agua desionizada utilizando papel filtro Whatman 42 en balones aforados de 25 ml, luego trasvasados a viales plásticos donde se mantuvieron en un refrigerador a 4 °C para su posterior análisis, mediante la técnica de Espectrometría de Emisión Óptica con Plasma Acoplado Inductivamente (ICP, por su siglas en inglés) con flujo de argón-nitrógeno, para realizar las lecturas de los metales cromo (Cr), cobre (Cu), zinc (Zn), cadmio (Cd), níquel (Ni) y plomo (Pb). Las concentraciones de los metales se expresaron en mg/kg de masa seca (m.s.).

Índice de Masa Total y Lectura de Metales.

El índice de masa total de metales se calculó según la ecuación: $M_{tm} = \sum m_i \times C_m$; donde m_i es la masa de cada tejido u órgano y C_m es la concentración de metal en cada tejido. La lectura de los metales pesados en las muestras tisulares se realizaron con un Espectrómetro de Absorción Atómica Perkin-Elmer, modelo 3110 con flujo

de acetileno, en el Laboratorio de Oceanografía Química, del Instituto Oceanográfico de Venezuela, utilizando el método Impact Bead (Tabla 1).

Análisis Estadísticos

Se utilizó la prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis y posteriormente una prueba *a posteriori* de contraste múltiple (PCM) (SOKAL & ROHLF 1981) para determinar diferencias significativas en el contenido de metales pesados en los tejidos de las aves, haciendo uso del programa STATGRAPHICS plus 5.0. Los resultados se representaron en tablas y mediante gráficos de cajas y bigotes, recomendados por BOYER *et al.* (1997).

RESULTADOS

En general, los valores obtenidos en este estudio fueron comparables o por debajo de los reportados en otras zonas y especies marinas.

TABLA. 1. Diferentes longitudes de onda (nm), slit (nm), rango lineal (mg×L⁻¹) y límite de detección para los metales analizados por Espectrofotometría de Absorción Atómica.

Metal	Longitud de onda	Slit	Rango lineal	Límite de detección
Plomo	217,0	0,7	5,0	0,145
Cadmio	228,8	0,7	1,0	0,008
Zinc	213,9	0,7	0,2	0,059
Cobre	324,8	0,7	2,0	0,059
Cromo	357,9	0,7	3,0	0,214
Níquel	232,0	0,2	1,0	0,008

Cromo

Los niveles de Cr determinados en Alcatraz mostraron diferencias estadísticamente significativas (KW=3,97*; $p<0,05$) entre los distintos tejidos (Figura 2). A través de la prueba *a posteriori* de contraste múltiple (PCM) se pudo observar la formación de dos grupos: el primero representado por el músculo (22,4±23,49 mg/kg m.s.) y el segundo grupo formado por los demás tejidos: cerebro (8,46±3,78 mg/kg m.s.), pulmón (7,69±2,33 mg/kg m.s.), riñón (4,58±4,39 mg/kg m.s.), corazón (1,25±1,07 mg/kg m.s.) e hígado (0,008±0,02 mg/kg m.s.).

La concentración promedio de Cr encontrada en tejidos de Alcatraz fue de 7,40±8,08 mg/kg m.s., encontrándose los máximos valores en el músculo pectoral y los menores, en el hígado.

Cobre

Los niveles de Cu determinados en Alcatraz mostraron diferencias estadísticamente significativas (KW =11,85; $p<0,05$) entre los distintos tejidos (Figura 3). A través de la PCM se pudo observar la formación de tres grupos: el primero representado por el hígado (15,17±8,30 mg/kg

m.s.), el segundo grupo formado por el corazón (8,91±1,64 mg/kg m.s.), cerebro (8,89±1,06 mg/kg m.s.), músculo (7,38±1,14 mg/kg m.s.) y riñón (4,76±0,75 mg/kg m.s.) y el tercer grupo por el pulmón (0,24±0,36 mg/kg m.s.).

La concentración promedio de Cu obtenida entre los distintos tejidos fue de 7,56±4,96 mg/kg, presentando el hígado el valor más alto y el pulmón, el menor.

Zinc

Los niveles de Zn encontrados en Alcatraz mostraron diferencias estadísticamente significativas (KW =4,90; $p<0,05$) entre los distintos tejidos (Figura 4). Mediante la PCM se pudo observar la formación de dos grupos: el primero representado por el músculo (21,17±21,47 mg/kg m.s.) y el segundo grupo formado por los demás tejidos: pulmón (7,72±2,56 mg/kg m.s.), cerebro (7,41±4,87 mg/kg m.s.), riñón (4,21±4,49 mg/kg m.s.), corazón (0,91±1,04 mg/kg m.s.) e hígado (0,0 mg/kg m.s.).

La concentración promedio de Zn obtenida entre los distintos tejidos fue de 8,39±7,09 mg/kg, presentando el músculo el valor más alto y el hígado, el menor.

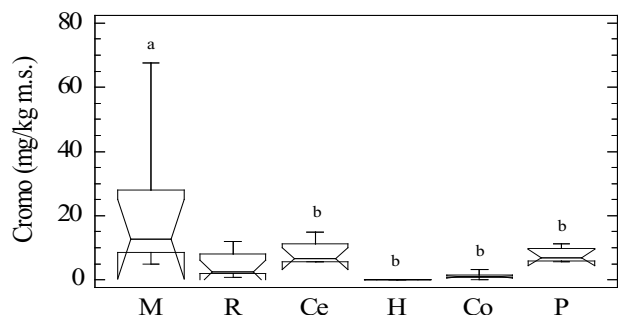


Fig. 2. Concentración de cromo (mg/kg m.s.) en órganos de *Pelecanus occidentalis* (KW =3,97*; $p<0,05$) en el complejo lagunar Chacopata-Bocaripo. M (Músculo), R (Riñón), Ce (Cerebro), H (Hígado), Co (Corazón) y P (Pulmón).

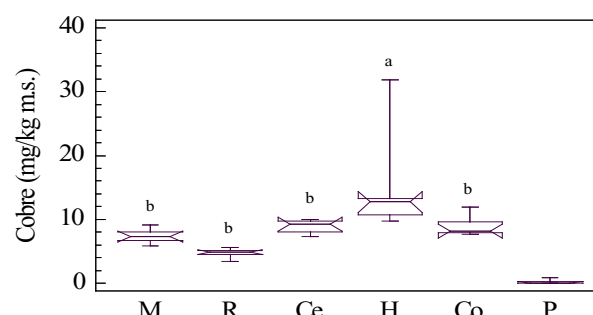


Fig. 3. Concentración de cobre (mg/kg m.s.) en órganos de *Pelecanus occidentalis* (KW =11,85*; $p<0,05$) en el complejo lagunar Chacopata-Bocaripo. M (Músculo), R (Riñón), Ce (Cerebro), H (Hígado), Co (Corazón) y P (Pulmón).

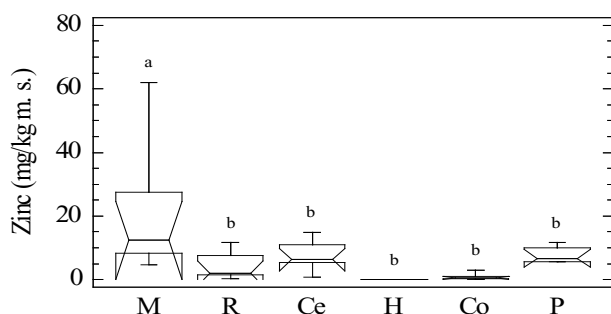


Fig. 4. Concentración de zinc (mg/kg m.s.) en órganos de *Pelecanus occidentalis* (KW =4,90*; $p<0,05$) en el complejo lagunar Chacopata-Bocaripo. M (Músculo), R (Riñón), Ce (Cerebro), H (Hígado), Co (Corazón) y P (Pulmón).

Cadmio

Los niveles de Cd encontrados en Alcatraz mostraron diferencias estadísticamente significativas (KW = 4,00; $p<0,05$) entre los distintos tejidos (Figura 5). A través de la PCM se pudo observar la formación de dos grupos: el primero representado por el riñón ($4,79\pm 5,54$ mg/kg m.s.) y el segundo grupo formado por los demás tejidos: hígado ($1,16\pm 1,58$ mg/kg m.s.), pulmón (0,0 mg/kg m.s.), cerebro (0,0 mg/kg m.s.), corazón (0,0 mg/kg m.s.) y músculo (0,0 mg/kg m.s.).

La concentración de Cd solo fue evidenciada en riñón ($4,79\pm 5,54$ mg/kg) e hígado ($1,16\pm 1,58$ mg/kg); en el resto de los tejidos resultó indetectable.

Níquel

Los niveles de Ni encontrados en Alcatraz no mostraron diferencias significativas entre ellos (KW=1,50 NS; $p>0,05$) entre los distintos tejidos (Figura 6). La concentración promedio de Ni obtenida en esta investigación fue de $0,30\pm 0,29$ mg/kg m.s.

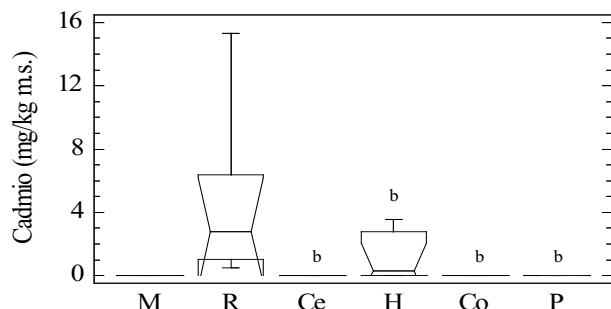


Fig. 5. Concentración de cadmio (mg/kg m.s.) en órganos de *Pelecanus occidentalis* (KW =4,00*; $p<0,05$) en el complejo lagunar Chacopata-Bocaripo. M (Músculo), R (Riñón), Ce (Cerebro), H (Hígado), Co (Corazón) y P (Pulmón).

Plomo

Los niveles de Pb encontrados no mostraron diferencias estadísticamente significativas (KW=0,51 NS; $p>0,05$) entre los distintos tejidos (Tabla 2). La concentración promedio de Pb obtenida en esta investigación fue de $0,06\pm 0,05$ mg/kg m.s.

DISCUSIÓN

Cromo

No se conoce evidencia alguna de que el Cr tenga función fisiológica en aves (DHIA *et al.* 2010); sin embargo, la concentración más alta observada en el músculo pectoral probablemente se deba a procesos de absorción, ya que el ave permanece un tiempo considerable nadando, pudiendo incorporar al tejido iones metálicos disueltos en el cuerpo de agua. Por otra parte, el órgano con menor acumulación de Cr fue el hígado, esto quizás debido a su actividad metabólica y función desintoxicante, donde las metalotioneínas se enlazan a los metales y de alguna manera inhiben su acción tóxica.

En el hígado del Alcatraz, BLUS *et al.* (1977), en South Carolina y Georgia (EUA), encontraron concentraciones de Cr < 1 $\mu\text{g/g}$, mientras OHLENDORF *et al.* (1985), en el Golfo de California, determinaron concentraciones de 3,71 $\mu\text{g/g}$ de Cr; por su parte, BRUEHLER & PEYSTER (1999), en el mar de Salton (EUA), consiguieron concentraciones de 46 $\mu\text{g/g}$ de Cr.

En una laguna de Murcia, España, NAVARRO *et al.* (2010) encontraron valores promedio de Cr de 4,004 mg/kg m.s. en algunos órganos del Cormorán Grande (*Phalacrocorax carbo sinensis* L. 1758), pero no registraron signos de intoxicación del ave por este metal.

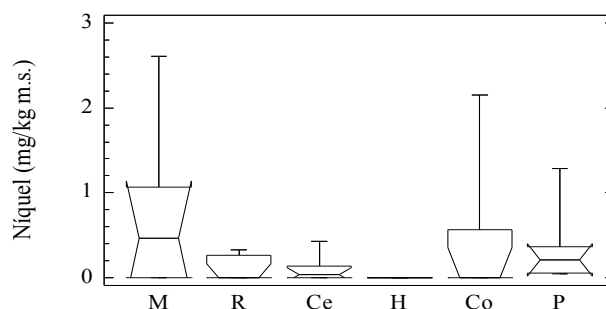


Fig. 6. Concentración de níquel (mg/kg m.s.) en órganos de *Pelecanus occidentalis* (KW =1,50 NS; $p>0,05$) en el complejo lagunar Chacopata-Bocaripo. M (Músculo), R (Riñón), Ce (Cerebro), H (Hígado), Co (Corazón) y P (Pulmón).

TABLA 2. Concentración de plomo (mg/kg m.s.) en órganos de *Pelecanus occidentalis* (KW =0,51 NS; $p>0,05$) en el complejo lagunar Chacopata-Bocaripo.

Músculo	Riñón	Cerebro	Hígado	Corazón	Pulmón
0,130±0,29	0,040±0,11	0,020±0,06	0,006±0,01	0,160±0,39	0,040±0,10
N=6	N=6	N=6	N=6	N=6	N=6

En Dakota y Montana (EUA), BURGER (1996), en plumas de la Gaviota de Franklin (*Larus pipixcan* Wagler 1831) reportó concentraciones de Cr similares a las registradas en la Gaviota Argénteo (*Larus argentatus* Ponttopidan 1763). En New Jersey (EUA), BURGER (2002) registró niveles de Cr visiblemente distintos, en huevos de Gaviota Argénteo (110 ppb), Pico de Tijera (*Rynchops niger* L. 1758) (105 ppb), Tierra Medio Cuchillo (*Sterna hirundo* L. 1758) (45 ppb), Gaviota de Forster (*Sterna forsterii* Nuttall 1834) (28 ppb) y Gavión Atlántico (*Larus marinus* L. 1758) (21 ppb).

BURGER *et al.* (2015) realizaron un análisis comparativo de la variación temporal del contenido de metales pesados durante la década de 1990 *versus* el período 2011-2012, en plumas de tres playeros escolopácidos, *i.e.*, Playero Pecho Rufo (*Calidris canutus* L. 1758), Playero Semipalmado (*C. pusilla* L. 1766) y Playero Arenero (*C. alba* Pallas 1764) provenientes de la bahía Delaware (EUA), concluyendo que los niveles de Cr y Pb habían aumentado en Playero Pecho Rufo y disminuido en Playero Semipalmado, mientras que el Cd disminuyó en Playero Semipalmado. Sin embargo, todos los niveles de metales registrados estaban por debajo del umbral de toxicidad (SCHEUHAMMER 1987).

SAVINOV *et al.* (2003) sostienen que niveles de Cr, en la forma Cr^{6+} (forma hexavalente no analizada en este estudio), con valores superiores a 80 mg/kg, pudieran provocar daños teratogénicos y/o mutagénicos. De cualquier modo, los niveles de Cr obtenidos en esta investigación pudieran estar vinculados con el uso frecuente de anticorrosivos, pigmentos y pinturas con base de Cr para acondicionar los botes que forman parte de la flota pesquera artesanal del área.

Cobre

Los resultados arrojados en esta investigación corroboran lo expuesto por STEWART *et al.* (1997), quienes sostienen que los metales con funciones fisiológicas como el Cu y Zn se pueden encontrar a concentraciones elevadas

en cualquier órgano de las aves, pudiendo presentarse fluctuaciones mayores a nivel de hígado o riñón por su tendencia a metabolizar y depurar al organismo de sustancias o concentraciones perniciosas. Sin embargo, aunque WALSH (1990) y STRONKHOST *et al.* (1993) afirmaron que la concentración de Cu en aves marinas es por lo general moderadamente baja (0,15- 1,80 ppm/peso fresco), en Alcatraz del Golfo de California, OHLENDORF *et al.* (1985) determinaron concentraciones de 3,71 µg/g de Cu, y en el mar de Salton (EUA), BRUEHLER & PEYSTER (1999) consiguieron concentraciones de 18,6 y 9,2 µg/g de Cu, en hígado y riñón, respectivamente.

SALDIVIA (2005) obtuvo valores de Cu que oscilaron entre los 20 y los 113 mg/kg m.s., en el Cisne Cuellinegro (*Cignus melancoryphus* Molina 1782), reportando que las aves no mostraron signos de intoxicación asociados a este metal. En Suecia, BLOMQUIST *et al.* (1987), en los riñones del Playero Arenero y el Correlimos Zarapitín (*Calidris ferruginea* Ponttopidan 1763), encontraron concentraciones promedio de 17,2 y 19,7 mg/kg, respectivamente. En el Playero Arenero, en Skagit Bay (EUA) y en Boundary Bay (Canadá), se reportaron concentraciones de 19,1 y 19,2 mg/kg, respectivamente (ST. CLAIR 2006). En Brasil, SCHERER *et al.* (2015), en plumas del Playero Dorado (*Tringytes subruficollis* Vieillot 1819) registraron una concentración de 2,29 µg/g, mientras RUDGERGEN *et al.* (2008), en plumas de la Aguja Colinegra (*Limosa limosa* L. 1758), señalaron una concentración de 14,93 µg/g.

En Chile, SEPÚLVEDA & GONZÁLEZ-ACUÑA (2014), en plumas de las gaviotas *Larus dominicanus* Lichtenstein 1823 (especie residente) y *Leucophaeus pipixcan* Wagler 1831 (especie migratoria) obtuvieron concentraciones de Cu de 19,5 y 4,1 µg/g, respectivamente, y concluyeron que las diferencias en estos valores tenían que ver con la dieta, tiempo de muestreo y de muda. BARBIERI *et al.* (2010), en plumas de *L. dominicanus* Lichtenstein 1823 no encontraron diferencias significativas en las concentraciones de Cu entre los individuos adultos (13,30 µg/g), subadultos

(9,67 µg/g) y juveniles (13,76 µg/g). En Brasil, BARBIERI *et al.* (2010), en hígado del Petrel Cauicho (*Puffinus gravis* O'Reilly 1818), obtuvieron concentraciones de Cu significativamente diferentes entre los individuos adultos (39, 51 µg/g) y juveniles (20, 22 µg/g), pero no en riñón. En la Patagonia, SECO *et al.* (2012), en plumas del Petrel Pecho Blancuzco (*Procellaria aequinoctialis* L. 1758), no encontraron diferencias significativas entre machos y hembras en los niveles de Cu, pero sí entre las plumas del pecho y las remeras. En Reino Unido, STEWART & FURNESS (1998), en Pardela Atlántica (*Calonectris borealis* Cory 1881) obtuvieron niveles de Cu de 20,62 y 37,56 µg/g, en hígado y riñón, respectivamente. En Polonia, SZYMZYK & ZALEWSKI (2002), en Ánade Real (*Anas platyrhynchos* L. 1758) y Porrón Moñudo (*Aythya fuligula* L. 1758) promediaron 4,785 y 5,950 µg/g, respectivamente, en músculo, y 7.083 y 6.028 µg/g, en hígado.

BEYER & DAY (2004) sostienen que aves de gran tamaño como el Cisne Mudo (*Cygnus olor* Gmelin 1789), comparativamente similares en talla al Alcatraz, soportan hasta 2000 mg de Cu/kg en tejido hepático. No obstante, altos niveles de Cu en aves acuáticas probablemente sean producidos por bioacumulación particular para cada especie, y parece improbable que revelen contaminación en sus respectivos hábitat (KIM *et al.* 1996a).

Zinc

CALNEK (2000) sostiene que concentraciones tóxicas de Zn que sobrepasan los 500 mg/kg en aves, causan anorexia, reducción del crecimiento y la producción de huevo, así como también lesiones en la molleja y páncreas, ataxia, paresis, pérdida total del control muscular de sus piernas, lo cual dificulta su disponibilidad para nadar haciéndolos susceptible a la depredación, y, dependiendo de la concentración y de la especie, también produce una alta mortalidad. Se ha observado una alta acumulación de este metal en ciertos órganos como hígado, riñón, ovario y testículo (EISLER, 2000).

En el Golfo de California, OHLENDORF *et al.* (1985) determinaron concentraciones de 108,1 µg/g de Zn, en hígado del Alcatraz. En el mar de Salton (EUA), BRUEHLER & PEYSTER (1999) consiguieron concentraciones de 148 y 46 µg/g de Zn, en hígado y riñón, respectivamente, del Alcatraz. En aves playeras escolopácidas se han registrado concentraciones de Zn más altas que las señaladas en esta investigación. Así, en Canadá, ST. CLAIR (2012), en plumas del Correlimos (*Calidris alpina* L. 1758), encontró

concentraciones de Zn de 197µg/g, mientras que en Corea, KIM *et al.* (2008) registraron concentraciones de 103 µg/g. En el SO de Francia, LUCÍA *et al.* (2010), en el Playero Pecho Rufo obtuvieron concentraciones de 189 µg/g; en Yeong Island, Corea, KIM *et al.* (2008), en Correlimos Zarapitín, obtuvieron una concentración de 71,5µg/g. En Brasil, SCHERER *et al.* (2015) en plumas del Playero Dorado obtuvieron concentraciones de 97,97µg/g de Zn.

En Gough Island, Océano Sudatlántico, MUIRHEAD & FURNESS (1988) hallaron concentraciones entre 30-70 µg/g de Zn en hígado y riñón de aves marinas, *i. e.*, Pingüino Saltarrocas (*Eudyptes chrysocome*), Albatros Errante (*Diomedea exulans* L. 1758) y Petrel del Atlántico (*Pterodroma incerta* Scheglel 1863). En Reino Unido, HUTTON (1981), en el Ostrero Euroasiático (*Haematopus ostralegus* L. 1758), Gaviota Argétea y Págalo Grande (*Catharacta skua* Brunnich 1764) encontró una correlación positiva entre los niveles de Zn y Cd en riñón, sugiriendo que esta asociación pudiera reflejar interacciones antagónicas en la toxicidad de ambos metales. En la isla Spitsbergen, del archipiélago Svalbard (Océano Ártico), NORHEIN (1987) encontró que las concentraciones de Zn fueron mayores que en el Océano Antártico, luego de analizar el hígado y el riñón de 92 aves marinas.

SALDIVIA (2005) obtuvo concentraciones de Zn entre los 40 y 141 mg/kg m.s. en el Cisne Cuellinegro (*Cygnus melancoryphus* 1782), valores muy por encima de los encontrados en esta investigación (6,99 mg/kg), y no reportó signos de toxicidad por este metal en las aves. LOVVORN *et al.* (2013), en el riñón del Eider de Anteojos (*Somateria fischeri* 1847) obtuvieron niveles de Zn de 131,28 µg/g, mientras que KIM *et al.* (1999a), en hígado del Eider Real (*Somateria spectabilis* 1758) obtuvieron 201 µg/g. En Polonia, SZYMZYK & ZALEWSKI (2002), en Ánade Real y Porrón Moñudo promediaron 10,42 y 11,75 µg/g, respectivamente, en músculo, y 24,28 y 24,18 µg/g, en hígado. En Irán, MANSOURI *et al.* (2011), en plumas de la Gaviota de Heuglin (*Larus heuglini* Bree 1876), el Zn tuvo la segunda concentración más alta entre los siete metales pesados analizados. En Reino Unido, STEWART & FURNESS (1998), en Pardela Atlántica, obtuvieron niveles de Zn de 156,26 µg/g y 155,26 µg/g, en hígado y riñón, respectivamente. Finalmente, en mares subantárticos y antárticos de Nueva Zelanda, LOCK *et al.* (1992), en un análisis de concentración de metales pesados en 62 aves marinas, no encontraron diferencias significativas en los niveles de Zn entre adultos y juveniles.

Se ha demostrado que las concentraciones de Zn en el hígado y músculo pectoral de las aves parecen tener valores fisiológicos, muy por debajo de los niveles toxigénicos, *i. e.*, 1200 mg/kg m.s. o 360 mg/kg m.h. (GASAWAY & BUSS 1972).

Cadmio

Generalmente, los niveles de Cd acumulado en tejidos internos de aves marinas son mayores que los de aves terrestres (SCHEUHAMMER 1987, FURNESS 1996).

En el Golfo de California, OHLENDORF *et al.* (1985) determinaron concentraciones de 18,2 µg/g de Cd, en hígado del Alcatraz, mientras, en el mar de Salton (EUA), BRUEHLER & PEYSTER (1999) consiguieron concentraciones de 0,58 y 2,3 µg/g de Cd, en hígado y riñón, respectivamente.

En Reino Unido, STEWART & FURNESS (1998), en hígado y riñón de tres especies de aves marinas, *i. e.*, Pardela Atlántica, Gaviota Dorsinegra Menor (*Larus fuscus* L. 1758) y Págallo Grande, mostraron diferencias en las concentraciones de Cd que fueron atribuidas a su dieta distinta, pues algunas de estas especies suelen alimentarse de presas de diferentes niveles tróficos y carroña. En Brasil, BARBIERI *et al.* (2007), en hígado y riñón del Petrel Caucho, reportaron niveles de Cd diferentes entre individuos adultos y juveniles. En el Mar de Waden, Alemania, STOCK *et al.* (1989) determinaron concentraciones significativamente diferentes en hígado entre machos y hembras del Ostrero Euroasiático. En New Jersey (EUA), BURGER (2002) registró niveles de Cd de 5 ppb en huevos de Gaviota Argénteas; de 5 ppb, en Gavión Atlántico; de 4 ppb, en Tirra Medio Cuchillo; de 2 ppb en la Gaviota de Forster y de 1 ppb en el Pico de Tijera.

En Brasil, SCHERER *et al.* (2015) en plumas del Playero Dorado obtuvieron concentraciones de 0,15 µg/g de Cd. En Columbia Británica (Canadá), McFARLAND *et al.* (2002) determinaron que las concentraciones de Cd en riñón e hígado del Playerito Occidental (*Calidris mauri*) fueron mayores en machos que hembras. En Holanda, ROODBERGEN *et al.* (2008), en plumas de la Aguja Colinegra, obtuvieron niveles de 207,97 µg/g de Cd. En Alaska, BURGER *et al.* (2008) encontraron que las plumas del Ostrero Negro Norteamericano tuvieron concentraciones significativamente más altas de Cd que las de la Gaviota Tridáctila (*Rissa trydactyla* Stephens 1826). En islas del Norte del Pacífico, BURGER *et al.*

(2001) encontraron que los adultos de Gaviota de Veras (*Onychoprion fuscatus* L. 1766) tuvieron niveles de Cd más elevados que los juveniles, mientras que en Charrán Blanco (*Gygis alba* Sparrman 1786) fue lo contrario.

Según BURGER *et al.* (2001), los niveles de toxicidad en gaviotas por Cd deben estar por sobre los 2 µg/g para que los efectos subletales sean notados. En este estudio sólo se detectó Cd en riñón e hígado. Cuando el Cd llega a la sangre es retenido en el hígado, donde estimula la síntesis de metalotioneínas, formando un complejo (Cd-MT), el cual es conducido hacia el riñón para su excreción (GARCÍA-RICO *et al.* 1999); no obstante, una acumulación elevada de este complejo en el riñón tiene consecuencias nefrotóxicas, afectando los túbulos proximales (TORRA *et al.* 1994). Por otro lado, concentraciones de 6 µg/g pueden ocasionar bloqueos en la absorción de Zn y Cu generando varias nefropatías (KAJ *et al.* 1995).

En todo caso, las concentraciones de Cd registradas en este estudio están muy por debajo a las concentraciones halladas en otras aves marinas y que pudieran ocasionar lesiones a nivel hepático o renal (NICHOLSON & OSBORN 1983, STOCK *et al.* 1989)

Níquel

Dependiendo de la concentración de Ni, algunas aves marinas desarrollan una alteración en la densidad de los huesos, además de la inhibición del crecimiento, trastorno metabólico y reducción de la sobrevivencia como síntomas de toxicidad por dicho metal (EISLER 2000); de hecho en el cormorán *P. carbo sinensis*, NAVARRO *et al.* (2010) observaron que el Ni se concentró principalmente en huesos (35%), muy próximo a los niveles de Ni en plumas (33%), hallándose en menor cantidad en riñón (11%), hígado (11%) y músculo (10%).

En South Carolina y Georgia (EUA), BLUS *et al.* (1977) encontraron concentraciones de Ni < 1 µg/g en hígado del Alcatraz. En Chile, SALDIVIA (2005) obtuvo concentraciones de este metal entre los 2 y 5 mg/kg m.s. (6 veces más elevadas que las encontradas en el presente trabajo) en el Cisne Cuellinegro, y asumió que no existió contaminación en el ave por este metal puesto que las cantidades fueron muy bajas. En Francia, LUCIA *et al.* (2010) hallaron concentraciones de Ni por debajo del umbral de toxicidad en el Playero Pecho Rufo y el Playero Cabezón (*Pluvialis squatarola* L. 1758). En Irán, MANSOURI *et al.* (2011), en la Gaviota de Heuglin obtuvieron

concentraciones de Ni de 1,32 µg/g y 2,27 µg/g, en riñón e hígado, respectivamente. En Brasil, BARBIERI *et al.* (2010) encontraron que las concentraciones promedio de Ni en *L. dominicanus* fueron significativamente mayores en los individuos adultos (5,92 µg/g) que en los juveniles (2,23 µg/g); mientras, BARBIERI *et al.* (2007) obtuvieron concentraciones significativamente diferentes en hígado (4,37 µg/g vs. 0,50 µg/g) y riñón (2,77 µg/g vs. 0,62 µg/g), entre individuos adultos y juveniles del Petrel Cauicho.

Como se observa en los registros precitados, en otras especies de aves marinas se han detectado niveles de Ni similares o mayores a los hallados en esta investigación (NORHEIM 1987); sin embargo, las diferencias halladas en los diferentes tejidos son difíciles de evaluar; tanto es así que existen especies de aves acuáticas con altos niveles de Ni que no presentan signos de intoxicación (ELLIOT & SCHEUHAMMER 1997, THOMPSON *et al.* 1998).

Es probable que el Ni, al igual que ocurre con otros metales pesados, presente una baja redistribución o eliminación en el cuerpo del ave, una vez que éste se encuentra metabólicamente ligado a la matriz ósea, la cual es indicadora confiable de la exposición del organismo al metal, debido a esta capacidad para secuestrar metales en individuos expuestos de forma crónica. No obstante, el riñón es por lo general el órgano que más niveles de Ni presenta siendo el tejido más empleado para su monitoreo (NAVARRO *et al.* 2010).

Plomo

Las concentraciones de Pb en sangre, hematocrito y ensayos enzimáticos suelen ser utilizadas para medir la exposición al metal en aves (O'HALLORAN *et al.* 1989, FURNESS 1994). En el Golfo de California, en hígado del Alcatraz, OHLENDORF *et al.* (1985) determinaron concentraciones de 7,44 µg/g de Pb, mientras BRUEHLER & PEYSTER (1999) consiguieron concentraciones de 0,0125 µg/g de Pb.

En Brasil, BARBIERI *et al.* (2007) obtuvieron concentraciones de Pb de 0,28 (adultos) y 0,20 (juveniles), en hígado, y de 0,21 (adultos) y 0,15 (juveniles), en riñón, del Petrel Cauicho. En Chile, SEPÚLVEDA & GONZÁLEZ (2014) obtuvieron niveles de Pb de 6,81 (hembras) y 8,47 (machos) en plumas de la Gaviota Dominicana, y de 4,2 (hembras) y 2,0 (machos) en la Gaviota de Franklin. En Brasil, BARBIERI *et al.* (2010) en plumas de la Gaviota Dominicana registraron niveles de Pb 7,54, mientras

BURGER *et al.* (2008), en el Norte del Pacífico, en plumas del Ostrero Negro Norteamericano, registraron 1,25 µg/g. En New Jersey (EUA), BURGER (2002) registró niveles de Pb de 273 ppb, en huevos de Gaviota Argénteas; de 227 ppb, en Gavión Atlántico; de 164 ppb, en Tierra Medio Cuchillo; de 56 ppb, en la Gaviota de Forster y de 334 ppb, en el Pico de Tijera.

En Holanda, ROODBERGEN *et al.* (2008), en plumas de la Aguja Colinegra obtuvieron niveles de 2,79 µg/g. En Brasil, BARBIERI *et al.* (2015) obtuvieron 21,8 µg/g en plumas del Playero Dorado. En la bahía Delaware (EUA), BURGER (1993), en un estudio de metales pesados en plumas de tres playeros, determinó que el Playero Arenero tuvo mayores niveles Pb que el Playero Pecho Rufo y el Playerito Semipalmado. En Brasil, SCHERER *et al.* (2015), en el Playero Dorado obtuvieron concentraciones de Pb de 2,18 µg/g. En Polonia, SZYMZYK & ZALEWSKI (2002), en Ánade Real y Porrón Moñudo promediaron 0,136 y 0,039 µg/g, respectivamente, en músculo, y 0,225 y 0,154 µg/g, en hígado.

Comparativamente, existe poca deposición de Pb en los océanos como el Sudatlántico, mientras que es relativamente alta en áreas del hemisferio norte cercanas a las fuentes de emisión (BURGER & GOCHFELD 2000). De cualquier modo, se ha señalado que en localidades oceánicas remotas los niveles de Pb reportados para aves marinas son bajos (NORHEIM 1987, HONDA *et al.* 1990, KIM *et al.* 1998). En contraste, los niveles de Pb son altos en las localidades litorales cercanas a las fuentes de emisión de Pb, y se ha conseguido que las especies que viven en tales ambientes presentan concentraciones de Pb más elevadas (TURNER *et al.* 1978, LEE *et al.* 1989, LOCK *et al.* 1992). Según CLARK & SCHEUHAMMER (2003), concentraciones de Pb entre 2,0 y 10,0 µg/g están asociadas con exposición en sitios contaminados con el metal, por lo que las concentraciones encontradas en los diferentes órganos analizados en este estudio no indican riesgo toxicológico.

CONCLUSIONES

En general, los niveles promedio de metales pesados obtenidos en Alcatraz fueron similares o por debajo de los registrados en otras aves marinas de otras latitudes y que pudieran ocasionar efectos adversos. De cualquier forma, las diferencias de los resultados entre los distintos tejidos estudiados del Alcatraz parecen estar relacionadas con el

papel que juega la dieta, las metalotioneínas, la época del muestreo y la muda (BURGER BURGER 2001, PEAKALL & BURGER 2003, JAKIMSKA *et al.* 2011).

Por otra parte, la península de Araya se caracteriza por ser una región semiárida, con vientos alisios constantes y unidireccionales del NE, y sin cursos fluviales, los cuales constituyen las principales vías de vertido de metales pesados hacia el mar; adicionalmente, al menos en Venezuela, los alcatraces se alimentan básicamente sobre cardúmenes de peces epipelágicos que habitan en la plataforma nerítica (SHIELDS 2002).

Finalmente, la plataforma marina nororiental posee un elevado valor ecológico, turístico y pesquero; sin embargo, su integridad puede verse afectada por los residuos contaminantes producto del tráfico naviero, la actividad pesquera y la explotación de hidrocarburos. Eventualmente, estos contaminantes pueden incorporarse a las redes tróficas marinas y ocasionar una biomagnificación, amenazando la vida marina; en este sentido, las aves marinas suelen ser útiles en el biomonitoreo de metales pesados presentes en los ecosistemas marino-costeros y permiten exponer y evaluar su situación ecotoxicológica. Tales factores bioecológicos y geoclimáticos de alguna manera pudieran estar influenciando nuestros resultados.

REFERENCIAS

- BARBIERI, E., C. A. B. GARCIA, E. A. PASSOS, K. A. S. ARAGÃO & J. P. ALVES. 2007. Heavy metal concentration in tissues of *Puffinus gravis* sampled on the Brazilian coast. *Rev. Brasil. Ornitol.* 15: 69–72.
- BARBIERI, E., E.D. PASSOS, A. FILIPPINI, I.S. DOS SANTOS & C.A.B. GARCIA. 2010. Assessment of trace metal concentration in feathers of seabird (*Larus dominicanus*) sampled in the Florianopolis, SC, Brazilian coast. *Environ. Monit. Assess.* 169: 631–638.
- BEYER, N. & D. DAY. 2004. Role of manganese oxides in the exposure of mute swans (*Cygnus olor*) to Pb and other elements in the Chesapeake Bay, USA. *Environ. Pollut.* 129: 229–235.
- BLOMQUIST, S., A. FRANK & L.R. PETERSSON. 1987. Metals in liver and kidney tissues of autumn migrating Dunlin *Calidris alpina* and Curlew Sandpiper *Calidris ferruginea* staging at the Baltic Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 35: 1–13.
- BLUS, L.J., B.S. NEELY JR., T.G. LAMONT & B. MULHERN. 1977. Residues of organochlorines and heavy metals in tissues and eggs of brown pelicans, 1969-73. *Pestic. Monit. J.* 11: 40–53.
- BOYD, I. L., S. WANLESS & K. CAMPHUYSEN. (EDS.). 2006. *Top predators in marine ecosystems: their role in monitoring and management*. Eds. Boyd, I., S. Wanless & C. J. Camphuysen. Cambridge University Press. Cambridge, UK. p. 392.
- BOYER, J. 1997. Spatial characterization of water quality in Florida Bay and White water Bay by multivariate analyses: zones of similar influence. *Estuaries* 20: 743–758.
- BRUEHLER, G. & A. DE PEYSTER. 1999. Selenium and other trace metals in pelicans dying at the Salton Sea. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 63: 590–597.
- BURGER, J. 1993. Heavy metals and selenium in feathers of three shorebirds species from Delaware Bay. *Environ. Monit. Assess.* 28: 189–198.
- BURGER, J. & M. GOCHFELD. 1997. Heavy metal and selenium concentrations in feathers of egrets from Bali and Sulawesi, Indonesia. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 32: 217–221.
- BURGER, J., T. SHUKLA, C. DIXON, S. SHUKLA, M.J. McMAHON, R. RAMOS & M. GOCHFELD. 2001. Metals in feathers of Sooty Tern, White Tern, Gray Backed Tern and Brown Noddy from islands in North Pacific. *Environ. Monit. Assess.* 71: 71–89.
- BURGER, J. 2002. Food chains differences affect heavy metals and bird eggs in Barnegat Bay, New Jersey. *Environ. Res. Sec. A* 90: 33–39.
- BURGER, J., M. GOCHFELD, K. SULLIVAN, D. IRONS & A. McKNIGHT. 2008. Arsenic, cadmium, chromium, lead, manganese, mercury, and selenium in feathers of Black-legged Kittiwake (*Rissa tridactyla*) and Black Oystercatcher (*Haematopus bachmani*) from Prince William Sound, Alaska. *Sci. Total Environ.* 398: 5–20.
- BURGER, J., N. TSIPOURA, L. NILES, M. GOCHFELD, A. DEY & D. MIZRAHI. 2015. Mercury, lead, cadmium, arsenic, chromium and selenium in feathers of shorebirds

- during migrating through Delaware Bay, New Jersey: Comparing the 1990s and 2011/2012. *Toxics* 3: 63–74.
- CALNEK, B. 2000. *Enfermedades de las aves*. 10ma edición. Ed. El Manual Moderno. México.
- COLLAZO, J., J. SALIVA, & J. PIERCE. 2000. *Conservation of the Brown Pelican in the West Indies*. In, *Status and conservation of West Indians seabirds*. Eds. Schreiber, E.A & D.S. Lee. Society of Caribbean Ornithology, Spec. Publication # 1. Ruston, LA, USA. Pp. 39–45.
- DHIA, I., A. ESSA & A. LUMA. 2010. Effect of supplementing different levels of chromium yeast to diet on Broiler Chickens on some physiological traits. *Pak. J. Nut.* 9: 942–949.
- DIAMOND, A. & C. DEVLIN. 2003. Seabirds as indicators of changes in marine ecosystems: ecological monitoring on Machias Seal Island. *Environ. Monit. Asses.* 88: 153–175.
- EISLER, R. 2000. *Handbook of chemical risk assessment. Health, hazard to humans, plants and animals*. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida.
- ELLIOT, J. E. & A. M. SCHEUHAMMER. 1997. Heavy metal and metallothionein concentration in seabirds from the Pacific Coast of Canada. *Mar. Pollut.* 34: 794–801.
- FOSSI, M. C., S. CASINI, I. CALIANI, C. PANTI, L. MARSILI, A. VIARENGO, R. GIANGRECO, *et al.* 2012. The role of large marine vertebrates in the assessment of the quality of pelagic marine ecosystems. *Mar. Environ. Res.* 77: 156–158.
- FURNESS, R. W. 1994. *Birds as monitors of pollutants*, In, *Birds as monitors of environments change*. Eds. Furness R. W. & J. J. D. Greenwood. Chapman & Hall. London. pp.124–135.
- FURNESS, R. 1996. *Cadmium in birds*, In, *Environmental contaminants in wildlife*. Eds. Beyer, W.N., G.H. Heinz & A.W. Redmon-Norwood. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida.
- FURNESS, R. W. & K. C. J. CAMPHUYSEN. 1997. Seabirds as monitors of the marine environment. *ICES J. Mar. Sci.* 54: 726–737.
- GARCÍA-RICO, L. & M. JARA-MARINI. 1996. Aplicación de microondas en la digestión de hígado de bovino para la cuantificación de metales pesados. *Rev. Intern. Contam. Ambien.* 12:40–44.
- GASAWAY, W.D. & I.O. BUSS. 1972. Zinc toxicity in the mallard duck. *J. Wildl. Manage.* 36: 1107.
- HILTY, S. 2003. *Birds of Venezuela*. Segunda edición. Princeton Univ. Press, Princeton, New Jersey.
- HONDA, K., J. MARCOVECCHIO, S. KAN, R. TATSUKAWA & H. OGI. 1990. Metal concentration in pelagic seabirds from the North Pacific Ocean. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 19: 704–711.
- HUTTON, M. 1981. Accumulation of heavy metals and selenium in three seabirds species from the United Kingdom. *Environ. Pollut. Ser.* 26: 129–145.
- ICES (INTERNATIONAL COUNCIL FOR THE EXPLORATION OF THE SEA). 1999. *Seabirds as monitors of marine pollution. Report of the working group on seabird ecology*. ICES. Copenhagen, Denmark.
- JAKIMSKA A., P. KONIECZKA, K. SKÓRA & J. NAMEŚNIK. 2011. Bioaccumulation of metals in tissues of marine animals, Part 1: the role and impact of heavy metals on organisms. *Pol. J. Environ. Stud.* 20: 1117–1125.
- KAJI, T., A. MISHIMA, M. MACHIDA, K. YABUSAKI, M. SUZUKI, C. YAMAMOTO, Y. FUJIWARA, M. SKAMOTO & H. KOSUKA. 1995. Comparative cytotoxicity of exogenous cadmium-metallotionein and cadmium ion in cultured vascular endothelial cells. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 54: 501–506.
- KHAYATZADEH, J. & E. ABBASI. 2010. Effects of heavy metals on aquatic animals. The 1st International Applied Geological Congress, Department of Geology, Islamic Azad University. Mashad Branch, Iran, 26-28 April 2010.
- KIM, T.Y., H. ICHIHASCHI, K. SAEKI & R. TATSUKAWA. 1996a. Metal accumulation in tissues of seabirds from Chaun, Northeast Siberia, Russia. *Arc. Environ. Contam. Toxicol.* 30: 259–266.

- KIM, Y., R. GOTO, S. TANABE, H. TANAKA & R. TATSUKAWA. 1998. Distribution of 14 elements in tissues and organs of oceanic seabirds. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 35: 638–345.
- LEE, D. P., K. HONDA, R. TATSUKAWA & P. O. WON. 1989. Distribution and residue level of mercury, cadmium and lead in Korean birds. *Bull. Environ. Contamin. Toxicol.* 43: 550–555.
- LOCK, J.E., D.R. THOMSON, R.W. FURNESS & J.A. BARTLE. 1992. Metal concentrations in seabirds of New Zealand region. *Environ. Pollut.* 75: 289–300.
- LOVVORN, J.M., M.F. RAISBECK, L.W. COOPER, G.A. CUTTER, M.W. MILLER, M.L. BROOKS, J.M. GREBMEIER, A.C. MATZ & C. M.-SCHAEFER. 2013. Wintering eiders acquire exceptional Se and Cd burdens in the Behring Sea. Physiological and oceanographic factors. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 489: 245–461.
- MANSOURI, B., B. HADI & E. HOSHARI. 2011. Heavy metals contamination in feathers of Western Reef Heron (*Egretta gularis*) and Siberian Gull (*Larus heuglini*) of Hara biosphere reserve of Southern Iran. *Environ. Monit. Assess.* DOI 10.2007/s10661-011-2408-9
- McFARLAND, C., L. BENDELL-YOUNG, C. GUGLIELMO & T. WILLIAMS. 2002. Kidney, liver and bone cadmium content in the Western Sandpiper in relation to migration. *J. Environ. Monit.* 4: 791–795.
- MUIRHEAD, S.J. & R.W. FURNESS. 1988. Heavy concentrations in tissues of seabirds from Gough Island, South Atlantic Ocean. *Mar. Pollut. Bull.* 19: 278–283.
- NAVARRO, G., S. JEREZ, P. FARINÓS, F. ROBLEDANO & M. MOTAS. 2010. Evaluación de la exposición a elementos inorgánicos (Cr, Mn, Ni, Cu, Zn, As, Se, Cd y Pb) en cormoranes grandes (*Phalacrocorax carbo sinensis*) de la laguna costera del Mar Menor de Murcia. *An. Veter. (Murcia)* 26: 97–110.
- NICHOLSON, J. K. & D. OSBORN. 1983. Kidney lesions in pelagic seabirds with high levels of cadmium and mercury. *J. Zool. Lond.* 200: 99–118.
- NORHEIM, G. 1987. Levels and interactions of heavy metals in seabirds from Svalbard and the Antarctic. *Environ. Pollut.* 47: 83–94.
- O'HALLORAN, J., A. A. MYERS & P. F. DUGGAN. 1989. Some sub-lethal effects of lead on Mute Swan *Cygnus olor*. *J. Zool.* 218: 627–632.
- O'HANLON, N. 2013. *Seabirds as monitors of the intertidal habitat: A literature review*. IBIS. Ireland, North Ireland & Scotland.
- OHLENDORF, H.M., D.W. ANDERSON, D.E. BOELLSTORF & B.M. MULHERN. 1985. Tissue distribution of trace elements and DDE in brown pelicans. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 35: 183–192.
- PEAKALL, D. & J. BURGER. 2003. Methodologies for assessing exposure to metals: speciation, bioavailability of metals, and ecological host factors. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 56: 110–121.
- ROODBERGEN, M., C. KLOK & A. VAN DER HOUT. 2008. Transfer of heavy metals in the food chain earthworm Black-tailed Godwit (*Limosa limosa*): comparison of a polluted and a reference site in The Netherlands. *Sci. Total Environ.* 406: 407–412. .
- SALDIVIA, M. 2005. Determinación de metales pesados (As, Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Hg, Ni, Pb y Zn) en hígado y riñón de cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*), lucheillo (*Egeria densa*), sedimento y agua, recolectados en el santuario de la naturaleza Carlos Anwandter y humedales adyacentes a la provincia de Valdivia. Tesis de Pregrado. Escuela de Química y Farmacia. Facultad de Ciencias. Universidad Austral de Chile. Santiago de Chile.
- SAVINOV, V., G. GABRIELSEN & T. SAVINOVA. 2003. Cadmium, zinc, cooper, arsenic, selenium and mercury in seabirds from the Barents Sea: level, inter-specific and geographical differences. *Sci. Total Environ.* 306: 133–158.
- SCHERER, J.F.M., A. L. SCHERER, E. BARBIERI, M. V. PETRYC & V. H. VALIATIA. 2015. Trace elements concentrations in Buff-breasted Sandpiper sampled in Lagoa do Peixe National Park, Southern Brazil. *Braz. J. Biol.* 75: 932–935.

- SCHEUHAMMER, A. M. 1987. The chronic toxicity aluminium, cadmium, mercury and lead in birds: a review. *Environ. Pollut.* 46: 263–295.
- SCHREIBER, R.W. 1980. The Brown Pelican: An endangered species. *BioScience* 30: 742–747.
- SEPÚLVEDA, M. & D. GONZÁLEZ-ACUÑA. 2014. Comparison of heavy metals from resident *Larus dominicanus* and migratory *Leucophaeus pipixcan* collected in Talcahuano, Chile. *Arch. Med. Vet.* 46: 288–304.
- SHIELDS, M. 2002. *Brown Pelican (Pelecanus occidentalis)*, In, *The birds of North America* N° 609. Eds. POOLE, A. & F. GILL. Cornell Lab of Ornithology. Ithaca, NY, USA.
- SOKAL, R. & F. ROHLF. 1981. *Biometría. Principios y métodos estadísticos en la investigación biológica*. H. Blume Ediciones. Madrid, España.
- ST. CLAIR, C.T. 2012. Heavy metals, selenium, and Pacific Dunlin. M.Sc. Thesis. Simon Fraser University. Burnaby, Canada.
- STEWART, F.M. & R.W. FURNESS. 1998. The influence of age of cadmium concentrations seabirds. *Environ. Monit. Asses.* 50: 150–171
- STEWART, F., L. MONTEIRO & R. FURNESS. 1997. Heavy metal concentrations in Cory's shearwater, *Calonectris diomedea*, fledgling from the Azores, Portugal. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 58: 112–122.
- STOCK, M., R. HERBER & H. GERÓN. 1989. Cadmium levels in oystercatcher *Haematopus ostralegus* from the German Wadden Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 53: 227–234.
- STRONKHORST, J., T.J. YSEBAERT, F. SMEDES, P.L. MEININGER, S. DIRKSEN & T.J. BOUDEWIJN. 1993. Contaminants in eggs of some waterbird species from Scheldt Estuary, SW Netherlands. *Mar. Pollut. Bull.* 26: 572–578.
- SZYMCZYK, K. & K. ZALEWSKI. 2003. Copper, zinc, lead and cadmium content in livers and muscles of Mallard (*Anas platyrhynchos*) and other hunting fowl species in Warmia and Mazury in 1999–2000. *Polish J. Environ. Stud.* 12: 381–386.
- THOMPSON, D. R, S. BEARSHOP, J. R. SPEAKMAN & R. W. FURNESS. 1998. Feathers as a means of monitoring mercury in seabirds: insights from stable isotope analysis. *Environ. Pollut.* 101: 193–200.
- TORRA, M., J. TO-FIGUERAS, M. BRUNET, M. RODAMILANS & J. CORBELLÀ. 1994. Total and metallothionein-bound cadmium in the liver and kidney of a population in Barcelona (Spain). *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 53: 509–515.
- TURNER, J.C, S. R. B. SOLLY, J. C. M. MOI-KRIJNEN & V. SHANKS. 1978. Organochlorine, fluorine and heavy-metal levels in some birds from New Zealand estuaries. *NZ J. Sci.* 21: 99–102.
- WALSH, P. M. 1990. *The use of seabirds as monitors of heavy metals in the marine environment*. In, *Heavy metals in the marine environment*. Eds. R. W. FURNESS & P. S. RAINBOW. CRC Press. New York, USA. Pp. 183–204.

RECIBIDO: Febrero 2016

ACEPTADO: Mayo 2016