



**CONAMA10**  
CONGRESO NACIONAL  
DEL MEDIO AMBIENTE

COMUNICACIÓN TÉCNICA

# **Biomonitorización de la contaminación por metales pesados mediante cormoranes grandes (*Phalacrocorax carbo sinensis*) de la laguna costera del Mar Menor**

Autor: Gonzalo Navarro García

Institución: Universidad de Murcia

e-mail: [motas@um.es](mailto:motas@um.es)

Otros Autores: Silvia Jerez Rodríguez (Universidad de Murcia), Pablo Farinós Celdrán (Universidad de Murcia), Francisco Robledano Aymerich (Universidad de Murcia), Miguel Motas Guzmán (Universidad de Murcia)

## RESUMEN

Las aves marinas son de gran utilidad en la biomonitorización de contaminantes presentes en el entorno, permitiendo la evaluación de su exposición y mostrando el estado ecotoxicológico de la zona estudiada. Se han analizado las concentraciones de metales pesados (cromo, manganeso y selenio) en distintos tejidos (hígado, riñón, músculo, hueso y pluma) de la subespecie *Phalacrocorax carbo sinensis*, que se instala en la laguna costera del Mar Menor (Región de Murcia) durante su invernada. El Mar Menor posee un elevado valor ecológico cuya integridad se ve amenazada debido a la presión urbanística, los efluentes de la agricultura intensiva y los residuos de la actividad minera que aportan cantidades considerables de elementos contaminantes, los cuales pueden pasar a la red trófica incorporándose en los distintos estratos pudiendo dar lugar a una biomagnificación, poniendo en peligro tanto a la fauna como a los seres humanos. En este estudio se ha contado con individuos juveniles de cormoranes grandes hallados muertos en La Manga del Mar Menor. Una vez extraídos los tejidos, se sometieron a un proceso de desecación y digestión para posteriormente realizar los análisis mediante espectrometría de masas con fuente de plasma acoplado inductivamente (ICP-MS). Se analizaron los patrones de distribución de los metales considerados, encontrándose una cinética acorde a los resultados obtenidos por otros autores en otras localizaciones geográficas. En el presente estudio, se han hallado niveles elevados de cromo y manganeso en las plumas de individuos jóvenes, acumulándose principalmente en este tejido sugiriendo su utilidad para la monitorización de estos contaminantes. El riñón y el hígado se presentan como los principales reservorios de selenio siendo importantes en la acumulación del resto de metales. La comparativa realizada con los resultados obtenidos en individuos del mismo género en otros entornos, permiten confirmar la utilidad en la biomonitorización de metales pesados de *Phalacrocorax carbo sinensis*.

**Palabras Clave:** metales; contaminación; toxicología; acuáticas; marinas; aves

## 1. Introducción

El desarrollo tecnológico, el consumo masivo y la producción de residuos, ha provocado la presencia de muchos metales en cantidades importantes en el medio ambiente, provocando numerosos efectos sobre la salud y el equilibrio de los ecosistemas. Se incorporan principalmente a través de la dieta o como partículas inhaladas, y se van acumulando en el organismo, hasta llegar a los límites de toxicidad. La toxicidad, a través de la interferencia con el equilibrio de los ecosistemas, puede llegar a representar un riesgo relevante para las poblaciones humanas. Si la exposición es lenta, se producen intoxicaciones crónicas, que dañan los tejidos u órganos en los que se acumulan.

La actividad antrópica, ya sea directamente por la acción tóxica de los contaminantes, o indirectamente, a través de la influencia sobre los factores climáticos, puede incidir en la evolución y emergencia de enfermedades originadas por agentes infecciosos. Así, las alteraciones ambientales pueden tener un fuerte impacto sobre los organismos que actúan de vectores o son reservorios de estos agentes, y pueden contribuir a la aparición de nuevas enfermedades en una región determinada.

Para lograr recabar información sobre los niveles de contaminantes presentes en el entorno, es necesario acudir a parámetros biológicos con el fin de monitorizar la contaminación, de determinar su potencial tóxico y, en definitiva, evaluar el riesgo. Este es el campo de la Toxicología Ambiental (efectos sobre los individuos) y de la Ecotoxicología (efectos a nivel de poblaciones y ecosistemas). Así se logra tener en cuenta, los mecanismos homeostáticos ambientales, que son capaces de modular la biodisponibilidad y la toxicidad de los elementos contaminantes, y los de los propios organismos mediante la toxicocinética del tóxico: capacidad de absorción, distribución y acumulación en los tejidos, metabolismo mediante el cual se logra su detoxicación o activación, y su eliminación; y la toxicodinamia, que indica la interacción entre las moléculas del tóxico y las moléculas receptoras del organismo, gracias a la cual se produce la acción tóxica.

En este contexto, las aves acuáticas son de gran utilidad como biomonitores de la contaminación debido a su amplia distribución, su relativa facilidad de identificación y su posición en la cima de la cadena trófica (Savinov, *et al.*, 2003). Diversos autores constatan la utilidad de estas aves para mostrar el estado ecotoxicológico de la zona estudiada (Diamond y Devlin, 2003; Pérez-López *et al.*, 2005; Goutner *et al.*, 2001). Los Cormoranes Grandes (*Phalacrocorax carbo sinensis*), debido a sus características como ave marina y a su incremento poblacional en los últimos años en la Región de Murcia, se contemplan como potenciales monitores de la contaminación en el entorno del Mar Menor.

La laguna costera del Mar Menor sufre importantes impactos ambientales directos e indirectos relacionados, principalmente, con la diversidad e intensidad de usos y actividades que se desarrollan en ella y su entorno (Marín-Guirao, 2007). La actividad industrial, en especial la minería, la agricultura intensiva y el desarrollo urbanístico, son los principales factores de presión que amenazan la conservación de sus ecosistemas, afectando no sólo a la flora y a la fauna, sino también a los propios seres humanos que se exponen a multitud de elementos contaminantes, entre ellos los metales pesados.

De este modo, hay que considerar tres pilares básicos interrelacionados en cualquier estudio toxicológico ambiental: el medio ambiente, el tóxico, y el ser vivo; en este caso el Mar Menor, los metales pesados, y el Cormorán Grande, respectivamente.

La finalidad de este estudio ha sido evaluar la exposición a metales pesados en Cormorán Grande (*Phalacrocorax carbo sinensis*) del Mar Menor, así como su distribución en los distintos tejidos y su utilidad como biomonitor de la contaminación.

### 1.1. La laguna costera del Mar Menor

El Mar Menor es una laguna hipersalina localizada en la costa de la Región de Murcia (Figura 1). Con 135 km<sup>2</sup>, es la laguna costera más extensa del Mediterráneo occidental (Pérez Ruzafa y Marcos, 2003) y cuenta con una profundidad media de 4 m. Está separada del Mar Mediterráneo por una estrecha franja de arena (La Manga) casi completamente dedicada al turismo, y rodeada por una llanura agrícola de regadío dentro de un área total de la cuenca hidrográfica de 1275 km<sup>2</sup>, también con densos asentamientos urbanos.

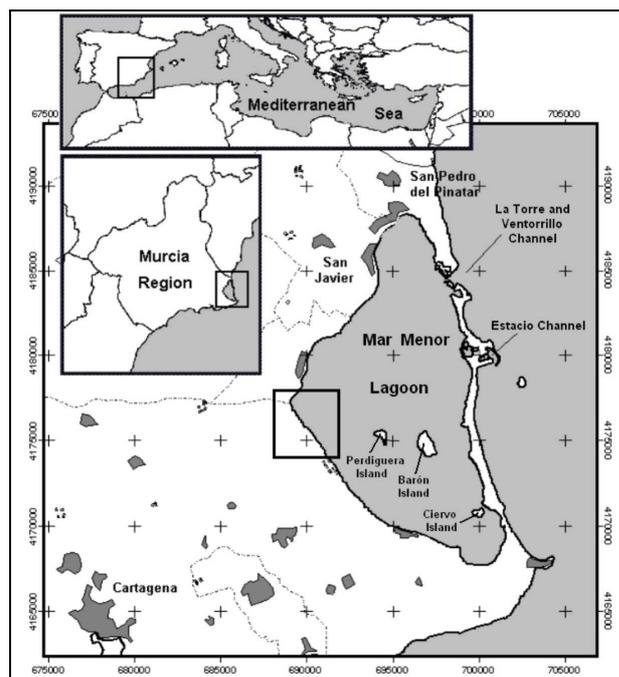


Figura 1. Ubicación del Mar Menor en el Mediterráneo

La comunidad de aves acuáticas (Figura 2), es uno de los componentes biológicos más importantes del Mar Menor, incluida en la Lista Ramsar de Humedales (Robledano, 1998) y designada como Zona de Especial Protección para las Aves (ZEPA) y como Zona Especialmente Protegida de Importancia para el Mediterráneo (ZEPIM) en el marco del Convenio de Barcelona desde 2001. La laguna experimentó el mayor cambio físico e hidrológico en la década de 1970 debido al dragado del canal del Estacio, que la comunica con el mar. Esto incrementó la influencia marina, dando lugar a una “mediterraneización”, suavizando las diferencias entre la laguna (hipersalinidad, mayor

temperatura, mayor confinamiento) y el mar abierto. Desde entonces, la zona se ha visto amenazada por tres factores principales:

#### *Actividad minera*

La Sierra Minera y el Mar Menor se encuentran interconectados a través de las ramblas que configuran las cuencas hidrográficas de la zona como son la rambla del Miedo, Las Matildes, El Beal, Ponce y Carrasquilla, cuyos cauces posibilitan el transporte de elevadas concentraciones de metales hacia el Mar Menor. Existen 48 pantanos mineros (Ortega *et al.*, 1993) que cubren alrededor de 160 ha de la zona (Martínez-Orozco *et al.*, 1993); y la mayoría de ellos no han sido objeto de restauración ambiental, siendo susceptibles de ser erosionados debido a la desnudez de sus superficies, pudiendo ser transportados grandes volúmenes hacia la laguna (Conesa y Jimenez, 2007). Con la descarga de residuos mineros a través de las ramblas, las aguas de la laguna se vuelven tóxicas, aunque la toxicidad desaparece rápidamente en las zonas que no se encuentran directamente influenciadas (Marín-Guirao, 2007).

#### *Agricultura intensiva*

Los cambios producidos en las actividades agrícolas que se desarrollan en el Campo de Cartagena, desde el inicio de su irrigación con aguas del trasvase Tajo-Segura, han causado un considerable aumento de la producción y del uso de abonos, fertilizantes y plaguicidas, generando la eutrofización de la laguna. De este modo los vertidos que provienen de la actividad agrícola de regadío intensivo asociada al lixiviado de cantidades crecientes de herbicidas, fertilizantes, fungicidas, etc., llegan a la laguna a través de los drenajes de las ramblas que desembocan en ella (Figura 2). Sus compuestos constituyen una fuente potencial de metales para la laguna (Benedicto *et al.*, 2009) poniendo en peligro a los organismos (Figura 3).



Figura 2 (izquierda). Efluentes agrícolas  
Figura 3 (derecha). Peces muertos por la contaminación (Foto: F. Robledano)

### *Presión urbanística*

El desarrollo turístico en las zonas litorales del Mar Menor y el incremento poblacional asociado (Figura 4), ha ocasionado un incremento del consumo de agua y, por tanto, de los volúmenes de aguas residuales de aguas a tratar. La adecuación de las plantas de tratamiento a la nueva situación origina, a veces, vertidos a la laguna de aguas tratadas, o sin tratar, que aportan cantidades de metales pesados. La procedencia de estos metales pesados es variada y suele estar asociada a pequeñas industrias, a talleres de automóviles, etc., desde donde se producen vertidos ilegales a la red de alcantarillado de aceites y lubricantes. Destacan además, la proliferación de los deportes náuticos y los efectos asociados a la construcción y presencia de obras costeras (Figura 5) (Esteve *et al.*, 2008; Pérez-Ruzafa *et al.*, 2002).



Figura 4 (izquierda). Presión urbanística en el Mar Menor  
Figura 5 (derecha). Obras costeras en el Mar Menor (Foto: F. Robledano)

### 1.2. Características de la especie objeto de estudio

La subespecie de cormorán *Phalacrocorax carbo sinensis* (Blumenbach, 1798) pertenece a la orden *Pelecaniformes*, familia *Phalacrocoracidae*, género *Phalacrocorax* y especie *carbo* Mide entre 80 y 100 cm de longitud, entre 130 y 160 cm de envergadura y hasta 3,5 kg de peso (Figura 6) (Cramp, 1988).

Los cormoranes son principalmente acuáticos, tanto de agua salada como dulce, en todas las latitudes aunque principalmente en latitudes medias. Evita las aguas profundas y rara vez se extiende lejos de la costa. Normalmente se alimenta de peces enteros; obtenidos principalmente durante el día mediante buceo. La composición de su dieta suele coincidir con las especies más abundantes que encuentren en su entorno.



Figura 6. Ejemplar de *Phalacrocorax carbo* (Foto: Carlos González Revelles)

En todos los países mediterráneos, y concretamente en la costa mediterránea española, se ha dado un incremento considerable en la población del Cormorán Grande invernante, las cuales proceden del norte de Europa, donde anidan. En la Región de Murcia el porcentaje de incremento en la población de Cormorán Grande invernante entre 1996 y 2003 se sitúa entre el 70-170% (Del Moral y De Souza, 2004), aunque el incremento debe haber sido mucho mayor desde entonces (ANSE-UP, 1999). Aunque no cría en Murcia, en los meses de otoño e invierno la población que se instala en el entorno del Mar Menor es muy numerosa. Los individuos que llegan a la laguna se alimentan en ella, de modo que van a reflejar los niveles de metales pesados y otras sustancias que llegan a la misma al presentar una relación trófica estrecha con los componentes inferiores de la cadena desde donde les llegan los contaminantes.

### 1.3. Papel biomonitor de las aves marinas

Los metales pesados están asociados a efectos nocivos sobre la fauna y los seres humanos. Así, el seguimiento y control de metales pesados en el entorno es importante para establecer la magnitud de la contaminación, anticiparse a los daños de las actuaciones previstas, tomar decisiones en materia de salud pública o la protección del medio ambiente, establecer prioridades de investigación y servir de base científica para las acciones reguladoras (Cid, *et al.*, 2009).

Para monitorizar correctamente la presencia de metales pesados en el medio ambiente, es necesario hacer uso de biomonitores, es decir, organismos que por sus especiales características ecológicas son capaces de acumular contaminantes traza a unos niveles tal, que permiten su puesta en evidencia mucho antes que si dicha monitorización se realizara directamente sobre muestras abióticas (Spahn y Sherry, 1999). El empleo concreto de aves acuáticas cobra un especial interés, y es que estos animales están ampliamente distribuidos a nivel mundial y se sitúan en la cumbre de las pirámides ecológicas marinas (Savinov, *et al.*, 2003). Los ictiófagos situados en la cima de la pirámide trófica (como son los cormoranes), acumulan mayores niveles de contaminantes que los que están a niveles inferiores (Burger y Gochfeld, 2001b). Son

fáciles de identificar y muestrear, y los niveles de contaminación en sus tejidos integran exposición temporal y espacial.

Las aves en general, han demostrado en los últimos años una marcada tendencia a la acumulación de contaminantes ambientales en diversos tejidos, permitiendo un análisis retrospectivo y mostrando el estado ecotoxicológico de la zona estudiada (Diamond y Devlin, 2003).

#### 1.4. Metales pesados

En los últimos años se han incrementado los conocimientos relativos a los potenciales efectos tóxicos y a los mecanismos de acción de los iones metálicos, y los compuestos inorgánicos y organometálicos, que constituyen parte de los productos y subproductos de nuestras tecnologías (Repetto, 1995).

Los metales pesados pueden actuar como potentes tóxicos, pero por otra parte son fundamentales en las funciones fisiológicas de los seres vivos, de modo que se pueden clasificar como esenciales, no esenciales y tóxicos según la dosis (Cornelis *et al.*, 1993). Así, las características esenciales de los metales pesados, no son en general las causas de su toxicidad, sino las concentraciones en las que se presenten y la forma en la que se encuentre en un determinado medio. El cromo, el manganeso y el selenio, son oligoelementos esenciales de modo que tanto su ausencia, como una concentración por encima de un determinado nivel, puede ser perjudicial para el organismo. Debido a que cada metal tiene un patrón de distribución y un comportamiento propio en el individuo, es necesario analizar no sólo la presencia del metal, sino también la distribución en los tejidos y la relación que puede haber entre las variables (peso, edad, metales y tejidos).

## 2. Material y métodos

### 2.1. Animales de estudio

Desde finales de otoño de 2009 y durante el invierno de 2010 se recogieron 8 individuos de Cormorán Grande (*Phalacrocorax carbo sinensis*). Estos ejemplares se encontraron muertos en La Manga del Mar Menor (en la orilla de La Manga y en el canal del Estacio) (Figura 7), siendo almacenados en bolsas de plástico para posteriormente someterlos a congelación a -25°C.



Figura 7. Recogida de cormoranes en el Mar Menor

Una vez en el laboratorio, cada individuo fue examinado externamente midiendo las magnitudes biométricas (Tabla 1):

**Tabla 1. Identificación de los cormoranes encontrados en La Manga del Mar Menor**

Procedencia	Fecha de recogida	Fecha de necropsia	Estado	Sexo	Edad	Peso (kg)	Longitud (cm) cola/pata
El Estacio	26/11/2009	01/12/2009	Normal	S.D.	Juvenil	3,575	90/88
	26/11/2009	01/12/2009	Normal	S.D.	Juvenil	3,300	89/82,5
	26/11/2009	01/12/2009	Apertura en pecho	S.D.	Juvenil	2,855	82/77
Orilla Mar Menor	14/01/2010	18/03/2010	Normal	S.D.	Juvenil	1,960	S.D.
	14/01/2010	18/03/2010	Normal	S.D.	Juvenil	3,230	S.D.
	14/01/2010	18/03/2010	Normal	S.D.	Juvenil	2,750	77/70
	Marzo 2010	22/03/2010	Sangra por la boca	S.D.	Juvenil	2,950	80/72
	Marzo 2010	22/03/2010	Normal	S.D.	Juvenil	2,850	86/77

S.D.: sin determinar

## 2.2. Tratamiento de las muestras

### *Desecado*

En un primer momento se procedió al desecado de las muestras de hígado, riñón, músculo, hueso y pluma, obtenidas tras las necropsias de los cormoranes. Las muestras de tejidos blandos se extendían sobre un vidrio de reloj o portaobjetos y eran introducidos directamente a la estufa, mientras que los huesos necesitaban de una limpieza externa exhaustiva para evitar la presencia de cualquier tejido ajeno al óseo. El lavado de las plumas consistió en una serie de enjuagues, primero en una solución de NaOH 0,250M, para terminar con agua Milli-Q. Se midieron los pesos húmedos, además de los secos,

para conocer el grado de humedad de las muestras y poder expresar los resultados obtenidos ( $\mu\text{g/g}$ ) en función del peso seco o húmedo.

### *Digestión*

Las muestras se digirieron para la extracción de los metales contenidos en las mismas, siendo el método elegido la digestión húmeda ácida bajo presión asistida por microondas. Se realizó el triturado de las muestras sirviéndose de un mortero y haciendo uso de la balanza analítica para después introducir las muestras en vasos de teflón donde se producía la digestión. Se añadían los siguientes reactivos a los vasos de teflón: 5 ml de ácido nítrico ( $\text{HNO}_3$ ) hiperpur al 69%, 2 ml de Hidróxido peróxido ( $\text{H}_2\text{O}_2$ ) suprapur al 30%, y 3 ml agua Milli-Q. A continuación se realizaba la digestión en el microondas alcanzando temperaturas de hasta  $210^\circ\text{C}$ , con una duración total del programa de digestión de 40 minutos. El método de digestión empleado, ha sido el "organic up to 0,4" para muestras biológicas, bajo condiciones de presión controlada. Tras la digestión se dejaban enfriar los vasos de teflón a temperatura ambiente para proceder a la recogida del digerido en matraces aforados de 25 ml, enrasando con agua Milli-Q y trasvasándolo a un frasco estéril manteniéndolos refrigerados hasta su posterior análisis. Estos vasos se llevaban a baño de ultrasonidos para su limpieza.

### *Análisis*

El análisis se realizó mediante espectrometría de masas de plasma acoplado inductivamente (ICP-MS). En la medición se seleccionaron distintos isótopos por ser menos interferidos por otros elementos:  $^{52}\text{Cr}$ ,  $^{55}\text{Mn}$ , y  $^{78}\text{Se}$ . Se introducían blancos cada cinco muestras para controlar la calidad de los resultados, y material de referencia para verificar su precisión analítica.

### *Tratamientos estadísticos*

Mediante el programa estadístico SPSS (versión 15,0) se realizaron los análisis de distribución de los datos y aplicación de test paramétricos y no paramétricos para el estudio de correlaciones entre metales, órganos y peso.

## **3. Resultados y discusión**

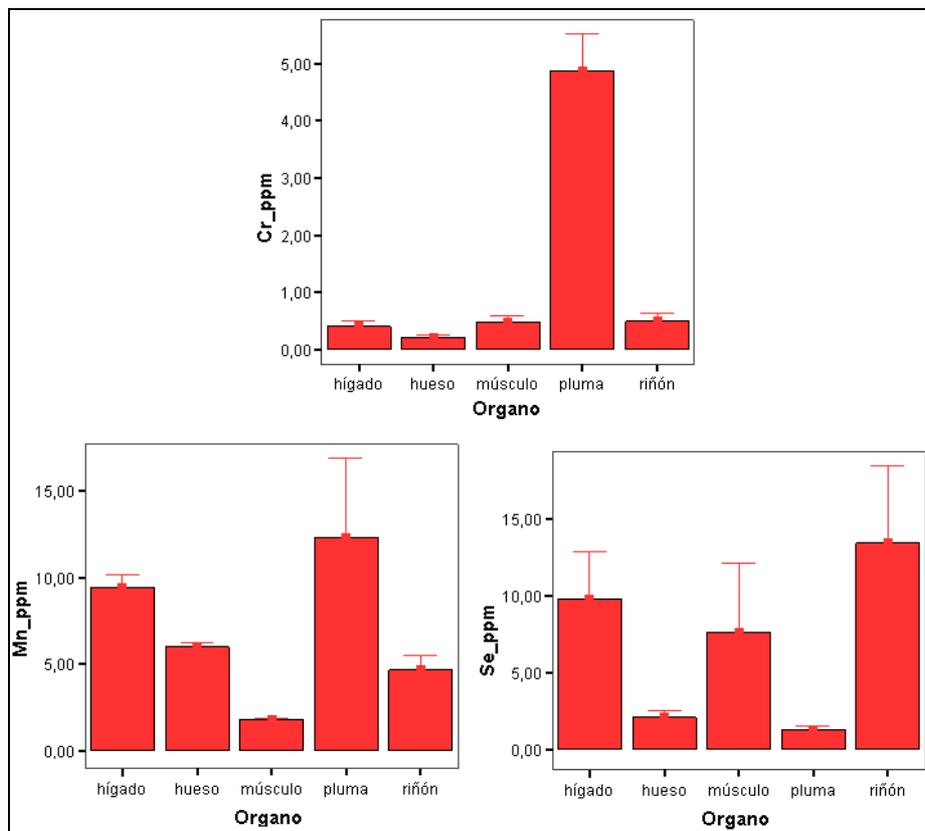
En las aves migratorias, la exposición a contaminantes durante todo el año está determinada por sus patrones de migración los cuales pueden extenderse por todo el hemisferio, de modo que estas aves migran para realizar la cría y su invernada (Braune *et al.*, 2002). Aunque la movilidad y longevidad de las aves en ocasiones se considera que reduce su utilidad como bioindicadores, son esos mismos atributos los que permiten considerar su potencial para indicar cambios en medio ambiente a escalas y en sistemas a los cuales de otro modo sería muy difícil de acceder (Diamond y Devlin, 2003). Además, los niveles de metales en músculo, hígado y riñón van a reflejar una exposición reciente en el tiempo, al contrario de lo que ocurre en el tejido óseo, en el cual se terminan depositando los metales a muy largo plazo. Los resultados obtenidos en el presente estudio se muestran en la Tabla 2 y en la Figura 8.

**Tabla 2. Concentraciones de cromo, manganeso y selenio en *Phalacrocorax carbo sinensis***

Tejido/Elemento	Cr	Mn	Se
Hígado	0,407± 0,245	9,411±2,169	9,808±4,355
	0,131-0,776	7,182-13,032	6,729-12,887
Riñón	0,492±0,423	4,675±2,396	13,442±7,112
	0,049-1,274	2,225-10,093	8,413-18,472
Músculo	0,479±0,307	1,790±0,336	7,614±6,350
	0,178-1,131	1,388-2,383	3,123-12,104
Hueso	0,209±0,150	5,989±0,815	2,075±0,572
	0,032-0,402	4,701-7,271	1,670-2,479
Pluma	4,883±1,832	12,299±12,996	1,256±0,373
	2,553-8,591	0,901-40,340	0,992-1,519

Resultados expresados en µg/g de peso seco

Los datos se presentan como media±DS y mínimo-máximo

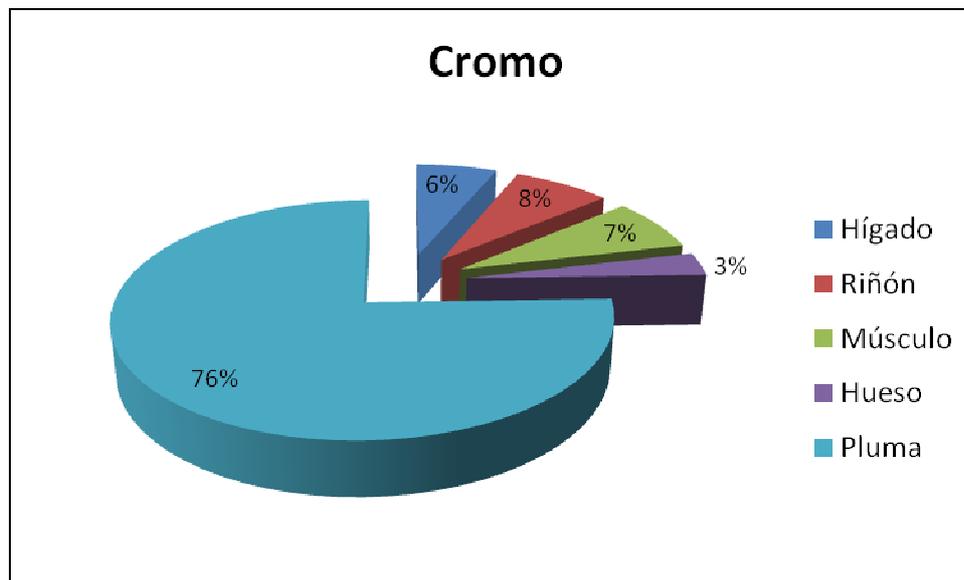


**Figura 8. Gráficos de barras con los niveles de cromo, manganeso y selenio ( $\mu\text{g/g}$  de peso seco)**

### 3.1. Distribución tisular de los metales

#### *Cromo*

Las mayores concentraciones de cromo se encuentran en las plumas, siendo muy superiores a las del resto de tejidos, con  $4,883 \mu\text{g/g}$  de peso seco frente a  $0,492$ ,  $0,479$ ,  $0,407$  y  $0,209 \mu\text{g/g}$  de peso seco obtenidos en riñón, músculo, hígado y hueso, respectivamente. Salvo los valores obtenidos en pluma, los valores medios de cromo para el resto de tejidos no llegan a la unidad. En cuanto a valores máximos, en pluma se ha encontrado  $8,591 \mu\text{g/g}$  de peso seco, mientras que es en el tejido óseo donde se encuentra la menor concentración de cromo con  $0,032 \mu\text{g/g}$  de peso seco.



**Figura 9. Distribución porcentual de cromo en los diferentes tejidos estudiados**

En la Figura 9 se observa el elevado porcentaje de cromo que se localiza en pluma (76%), encontrándose en menor proporción en riñón (8%), músculo (7%), hígado (6%) y por último en hueso (3%).

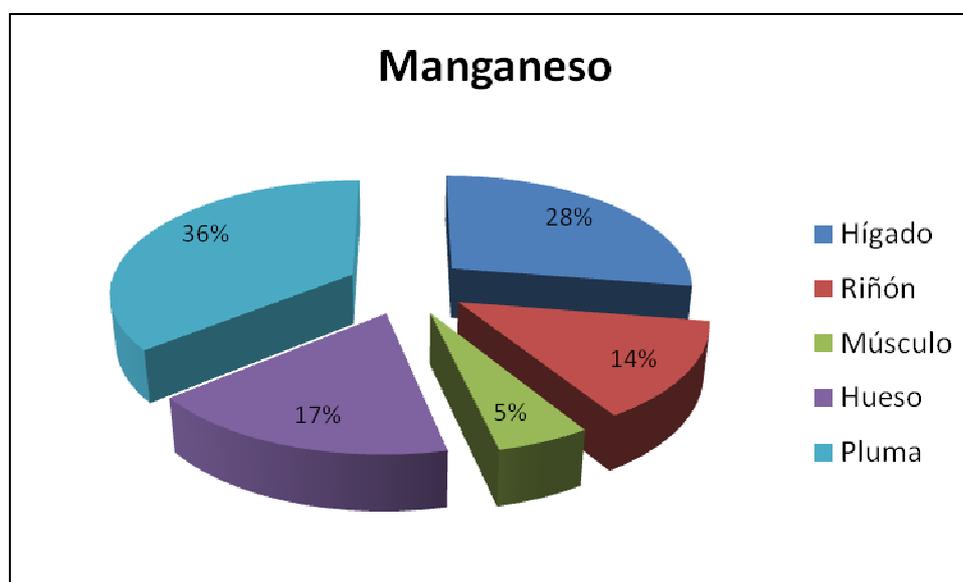
Nam *et al.* (2005), analizaron los niveles de cromo en *Phalacrocorax carbo* en los cinco tejidos estudiados en el presente estudio obteniendo una cinética de distribución similar, de modo que en sus resultados el cromo se acumula preferentemente en pluma. La distribución del cromo propuesta, en orden decreciente es la siguiente: pluma, hígado, riñón, músculo y hueso. En el presente estudio, el riñón presenta mayores niveles de cromo que en el hígado aunque esta diferencia no puede considerarse relevante, pues los resultados obtenidos en un tejido y otro son muy próximos entre sí: 0,23 y 0,22  $\mu\text{g/g}$  de peso seco en hígado y riñón, respectivamente, frente a los 0,492 y 0,407  $\mu\text{g/g}$  de peso seco obtenidos en riñón e hígado, respectivamente, en el presente estudio. Además, el número de muestras manejado en el presente estudio ( $N=8$ ) duplica a los considerados por este autor ( $N=4$ ). Como puede apreciarse en esos resultados, los niveles de cromo en hígado y riñón obtenidos en el presente estudio, duplican a los obtenidos por Nam *et al.* (2005). Igualmente, el tejido óseo se presenta como el órgano de menor acumulación de cromo con un porcentaje marcadamente reducido de este metal.

La pluma es considerada por diversos autores como un indicador de exposición a metales pesados en general, ya que las plumas se irrigan por vasos sanguíneos y los metales se incorporan a la estructura de queratina, inmovilizando los metales una vez depositados allí (Lewis y Furness, 1991; Monteiro, 1996), de modo que pueden suponer un mecanismo de eliminación de metales. No obstante, las plumas en crecimiento se encuentran fisiológicamente conectadas con el resto del cuerpo, dándose un intercambio del flujo sanguíneo con los tejidos blandos (Nam *et al.*, 2005), de modo que debido a este

elevado riego sanguíneo deben reflejar los niveles de metales en la sangre, al menos durante las primeras semanas de la formación de la pluma (Goede y de Bruin, 1984).

### Manganeso

Los mayores niveles medios de manganeso se localizan en pluma (12,299  $\mu\text{g/g}$  de peso seco), seguidos por el hígado (9,411  $\mu\text{g/g}$  de peso seco), hueso (5,989  $\mu\text{g/g}$  de peso seco), riñón (4,675  $\mu\text{g/g}$  de peso seco), con la concentración media más baja hallada en músculo (1,790  $\mu\text{g/g}$  de peso seco). El rango de valores más amplio se ha encontrado en las plumas con un valor máximo de 40,340  $\mu\text{g/g}$  de peso seco, siendo el valor mínimo de 0,901  $\mu\text{g/g}$  de peso seco.



**Figura 10. Distribución porcentual de manganeso en los diferentes tejidos estudiados**

Según la Figura 10, algo más de un tercio del manganeso se acumula en las plumas (36%), distribuyéndose el resto en hígado (28%), hueso (17%), riñón (14%), y en menor proporción en músculo (5%).

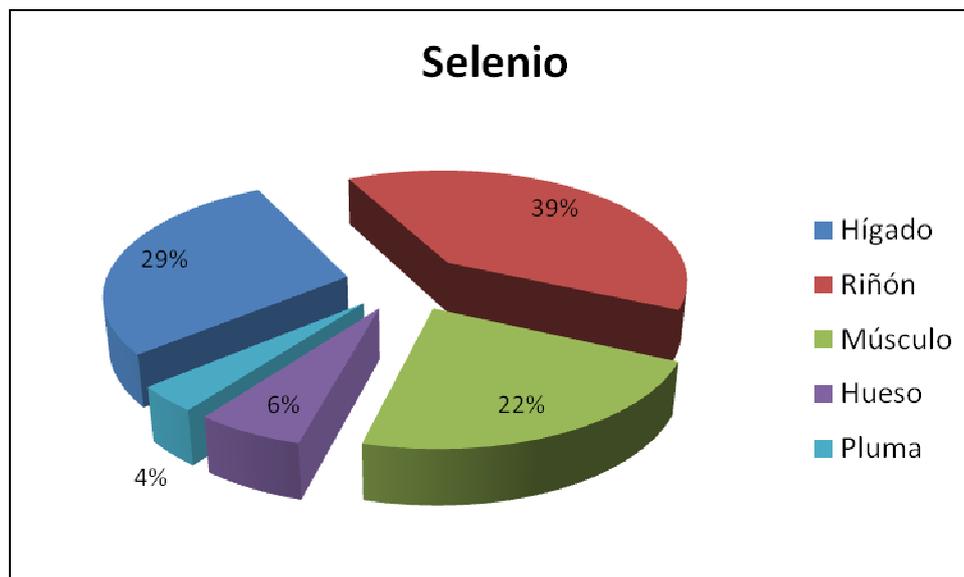
Los resultados obtenidos por Nam *et al.* (2005) en cuanto a la distribución del manganeso en los tejidos, presentan algunas diferencias con respecto a la cinética hallada en el presente estudio. Este autor propone al hígado como principal tejido de acumulación del cromo en *Phalacrocorax carbo*, mientras que en el presente estudio la pluma es el principal reservorio de manganeso, no obstante el tejido hepático presenta una segunda posición en cuanto a acumulación de este metal esencial. Esto, junto a que Nam *et al.*, (2005) trabajaron con individuos adultos mientras que en el presente estudio se ha contado con individuos jóvenes, y por tanto con las plumas en crecimiento, podría explicar la mayor proporción de manganeso halladas en pluma. En ambos casos el músculo es el órgano que almacena el manganeso en menor medida, posiblemente

debido a que este tejido suele presentar mayores niveles a exposiciones agudas, y en este tipo de estudios de monitoreo de contaminación ambiental, la exposición suele ser crónica.

Klasing (1998), considera que para el manganeso, el hueso, el hígado, el riñón y el páncreas, son los tejidos más activos para llevar a cabo la distribución, por consiguiente se esperan concentraciones muy elevadas en especies aviares. En el presente estudio se cumple esta tendencia salvo la excepción de los elevados niveles encontrados en pluma, aunque esto puede ser debido a las necesidades de manganeso en la pigmentación de las plumas (Klasing, 1998). El manganeso forma parte de multitud de sistemas enzimáticos y, entre otras funciones, está relacionado con la formación del hueso (ATSDR, 2008), de ahí la elevada proporción hallada en el tejido óseo.

### *Selenio*

Las mayores concentraciones medias de selenio se localizan en el riñón con 13,442  $\mu\text{g/g}$  de peso seco, seguido por el hígado con 9,808  $\mu\text{g/g}$  de peso seco, el músculo con 7,614  $\mu\text{g/g}$  de peso seco, y los valores medios más bajos en hueso y pluma con 2,075 y 1,256  $\mu\text{g/g}$  de peso seco, respectivamente. El valor máximo se ha encontrado en el riñón con 18,472  $\mu\text{g/g}$  de peso seco, mientras que el valor mínimo se ha obtenido en las plumas con 0,992  $\mu\text{g/g}$  de peso seco.



**Figura 11. Distribución porcentual de selenio en los diferentes tejidos estudiados**

Según se aprecia en la Figura 11, más de la tercera parte del selenio se encuentra en el riñón con el 39%, le siguen el hígado con el 29%, y el músculo con el 22%. El selenio se encuentra en menor proporción en el hueso con el 6% y en las plumas con el 4%.

El patrón de distribución obtenido en el presente estudio presenta coincidencias con la cinética propuesta por Nam *et al.* (2005), de modo que el hígado y el riñón se presentan como los principales órganos de acumulación de selenio. De acuerdo con los resultados obtenidos en otras aves marinas, el hígado y el riñón contienen cuatro veces más selenio considerando la proporción que representan en el peso corporal del individuo (Kim *et al.*, 1998). En músculo, en el presente estudio, se han encontrado niveles en una proporción próxima a la obtenida en hígado, y muy por encima de lo obtenido en hueso, lo cual podría explicarse por una exposición muy reciente al selenio lo cual llevaría a los elevados niveles obtenidos en tejido muscular, mientras que los ejemplares de *Phalacrocorax carbo* manejados por Nam *et al.* (2005) habrían estado expuestos a una exposición más cronificada en el tiempo.

Estos resultados sugieren que en la monitorización de la contaminación por selenio, el tejido hepático y renal son especialmente útiles, mientras que las plumas presentan una escasa relevancia en cuanto a la acumulación de este metal.

### 3.2. Estudio de correlaciones

Del análisis de la correlación entre la concentración de cada metal en cada tejido con respecto al peso del animal, en el que se han aplicado tanto el test paramétrico (Pearson), como el no paramétrico (Spearman) según los grupos de datos sigan una distribución normal o no normal, respectivamente, únicamente se ha encontrado un caso en el que se produce una correlación estadísticamente significativa entre un metal y el peso del animal: manganeso en hígado ( $P < 0,05$ ;  $R_p: -0,721$ ). El resultado indica una relación inversa entre el metal y el peso del animal.

Los metales pueden estar correlacionados, ya sea porque la exposición está correlacionada, o debido a mecanismos fisiológicos mediante los cuales un metal puede inhibir o ayudar a la captación y acumulación de otro metal (Burger y Gochfeld, 1996). En el presente estudio no se han encontrado correlaciones estadísticamente significativas entre el cromo, el manganeso y el selenio.

### 3.3. Comparación de los resultados obtenidos en otras localizaciones

#### *Cromo*

Resulta útil comparar los niveles de los metales obtenidos en los distintos órganos, con los resultados procedentes de individuos de otras localizaciones. Nam *et al.* (2005), estudiaron los niveles de metales pesados en *Phalacrocorax carbo* de Japón. Los niveles de cromo en pluma, hígado y riñón (0,27, 0,23 y 0,22  $\mu\text{g/g}$  de peso seco, respectivamente) son inferiores a los valores obtenidos en el presente estudio (4,883, 0,407 y 0,492  $\mu\text{g/g}$  de peso seco, respectivamente). La diferencia más destacable se encuentra en las plumas. El estudio de Nam *et al.* (2005) en dos entornos naturales de Japón (Lago Biwa y Mie), lo cual sugiere que el entorno del Mar Menor se ve influenciado por los factores de presión de origen antrópico en cuanto al cromo.

Los resultados obtenidos por Burger y Gochfeld (1996), ofrecen unos niveles de cromo en pluma de *Phalacrocorax auritus* inferiores (0,790  $\mu\text{g/g}$  de peso seco) a los niveles obtenidos en el presente estudio con *Phalacrocorax carbo* (4,883  $\mu\text{g/g}$  de peso seco). El estudio de Burger y Gochfeld (1996), se realizó con diversas especies de aves procedentes del Agassiz National Wildlife Refuge, al noroeste de Minesota (USA), esta zona es eminentemente rural, sin apenas industrialización, al contrario de lo que ocurre en el entorno del Mar Menor. Además, los niveles de cromo en pluma obtenidos en otras especies de aves acuáticas como *Nycticorax nycticorax*, *Podiceps caspicus*, *Botaurus lentiginosus* o *Larus pipixcan*, están por debajo, tanto en plumas adultas como en crecimiento, del nivel medio obtenido de cromo en *Phalacrocorax carbo sinensis* del Mar Menor.

Burger y Gochfeld (2001a), analizaron los niveles de metales pesados en plumas de aves acuáticas de las costas de Namibia. Los niveles de cromo en plumas de *Phalacrocorax capensis* son inferiores aunque muy próximos (4,240  $\mu\text{g/g}$  de peso seco) a los obtenidos en *Phalacrocorax carbo sinensis* en el Mar Menor por el presente estudio (4,883  $\mu\text{g/g}$  de peso seco) valor que supera, además, a los niveles hallados en *Larus hartlaubii*, *Larus dominicanus*, y *Phoeniconaias minor* del mismo estudio (con valores iguales o inferiores a 1,270  $\mu\text{g/g}$  de peso seco). En este mismo estudio, encontraron una relación entre las concentraciones de metales pesados y el nivel trófico de las aves, de modo que los cormoranes presentaron niveles más altos para el cromo, manganeso, y selenio, que en el resto de especies de gaviotas y flamencos, las cuales por su dieta, se considera que están por debajo a nivel trófico, ya que los cormoranes se alimentan de peces de mayor tamaño (además de cangrejos y otros invertebrados marinos) (Burger y Gochfeld, 2001; Duffy *et al.*, 1987). En un estudio realizado en distintas zonas de Canadá (Elliot, *et al.*, 1992), los niveles encontrados de cromo en hígado, tanto en individuos jóvenes como en adultos de *Phalacrocorax auritus*, resultaron ser superiores a los hallados en el presente estudio, con niveles desde 0,93 hasta 3,63  $\mu\text{g/g}$  de peso seco.

Eisler (1986), sugirió que los niveles tisulares del cromo total superiores a 4  $\mu\text{g/g}$  de peso seco es un indicativo de contaminación. En nuestro caso, ese valor únicamente se ve superado en las plumas.

### Manganeso

En cuanto a niveles de manganeso, Nam *et al.* (2005) obtuvieron niveles superiores para todas las muestras excepto las plumas y hueso (19,0, 11,0, 8,77, 5,23 y 1,95  $\mu\text{g/g}$  de peso seco en hígado, riñón, pluma, hueso y músculo, respectivamente), frente a los 9,411, 4,675, 12,299, 5,989, y 1,795  $\mu\text{g/g}$  de peso seco, respectivamente, obtenidos en el presente estudio.

Los niveles hallados por Burger y Gochfeld (1996), en pluma (40,100  $\mu\text{g/g}$  de peso seco), son superiores a los obtenidos en el presente estudio (12,299  $\mu\text{g/g}$  de peso seco), no obstante, en el resto de especies de aves estudiadas en ese mismo estudio, los niveles de manganeso resultan similares o inferiores a los obtenidos en el presente estudio, este hecho, junto a la ausencia de resultados en otro órganos relevantes como son el hígado y el riñón, resulta un dato insuficiente para establecer conclusiones.

Burger y Gochfeld (2001a), obtuvieron niveles de manganeso en pluma superiores a los obtenidos en *Phalacrocorax carbo sinensis* del Mar Menor, con valores de 36,500 µg/g de peso seco. Son destacables los reducidos niveles que, en contraste, estos autores encontraron en *Larus hartlaubii*, *Larus dominicanus*, y *Phoeniconaias minor*. Los niveles de manganeso en hígado obtenidos por Elliot *et al.*, 1992, superan a los obtenidos en el presente estudio con valores en un rango de 12-15 µg/g de peso seco según la zona dentro de Canadá.

Según Honda *et al* (1986), en aves acuáticas lo normal es encontrar niveles de manganeso por debajo de 5 µg/g de peso húmedo, en el presente estudio todos los niveles son inferiores a esa cifra.

### Selenio

En cuanto a los resultados obtenidos por Nam *et al.* (2005), destaca la proximidad con los niveles encontrados en el presente estudio, habiéndose encontrado en dos entornos naturales de Japón los siguientes niveles de selenio: 12,0, 8,2, 2,7, 1,8 y 1,5 µg/g de peso seco, en riñón, hígado, hueso y pluma, respectivamente. En músculo, los niveles hallados en el presente estudio (7,614 µg/g de peso seco) superan a los obtenidos por Nam *et al.* (2005) (1,8 µg/g de peso seco), posiblemente debido a una exposición más reciente de los cormoranes del Mar Menor.

Burger y Gochfeld (1996), obtuvieron unos niveles de selenio en pluma de 1,510 µg/g de peso seco, muy próximos a los niveles hallados en el presente estudio (1,256 µg/g de peso seco). Igualmente, los niveles encontrados por Burger y Gochfeld (2001a) (1,470 µg/g de peso seco) se asemejan a los resultados obtenidos en el presente estudio.

Los niveles hallados Elliott (1992) de selenio en hígado de individuos juveniles, son inferiores (4,105 µg/g de peso seco) a los niveles obtenidos en el presente estudio. En cambio, los niveles medios encontrados en individuos adultos (16,85 µg/g de peso seco) superan a los obtenidos en el Mar Menor.

Igualmente los niveles encontrados por Mora y Anderson (1995) en hígado de *Phalacrocorax auritus* son inferiores (5,1 µg/g de peso húmedo). Estos ejemplares proceden de Valle Mexicali, México, una zona afectada por los efluentes agrarios. Estos y otros autores (Elliot *et al.*, 1992; Saiki *et al.*, 1993) destacan que la dependencia de ciertas cadenas alimentarias marinas está asociada a una elevada acumulación de selenio. El ciclo ambiental del selenio incluye fuertes etapas de bioacumulación en la cadena alimentaria acuática, lo cual incrementa enormemente los niveles de selenio disponibles en la dieta para las aves que consumen organismos acuáticos (Lemly, 1993). Debido a esta biomagnificación, se esperan niveles elevados de selenio con respecto a otras especies.

En el hígado, el umbral por debajo del cual se considera que el individuo puede reproducirse con éxito y permanece con salud, es decir, en el que no se producen efectos tóxicos, se ha estimado en aves acuáticas en 10 µg/g de peso seco (Lemly, 1993). En el presente estudio destaca la proximidad con esta cifra, pues el nivel medio de manganeso en hígado es de 9,808 µg/g de peso seco.

#### 4. Conclusiones

El Mar Menor está sometido a diversos factores de presión humana que producen residuos con alto contenido en metales que entran en contacto con el medio y con los organismos, desde su depósito en los sedimentos y las aguas, hasta su bioacumulación en los distintos niveles tróficos. El Cormorán Grande, al situarse en la cima de la cadena trófica, puede sufrir una biomagnificación, acumulando estos contaminantes por encima de los niveles fisiológicamente necesarios, a través de la dieta, del agua y del ambiente en general.

La cinética del cromo, del manganeso y del selenio en hígado, riñón, músculo, hueso y pluma, se encuentra acorde con la distribución propuesta por otros autores salvo algunas diferencias encontradas principalmente en las plumas.

La pluma se contempla como un órgano fundamental para la evaluación de la exposición al cromo pero, no obstante, las muestras de tejido hepático y renal deben tenerse en cuenta a la hora de abordar su valoración.

En cuanto al manganeso, el hígado y el riñón se muestran como las muestras más adecuadas para su monitorización en aves, aunque los elevados niveles hallados en las plumas, sugieren que se trata de una muestra a considerar al menos en individuos jóvenes. El hueso se contempla como una muestra interesante para la evaluación de la exposición al manganeso a largo plazo.

En la evaluación de la exposición al selenio, el tejido hepático y renal son los más adecuados, mientras que las plumas presentan una escasa relevancia.

Los niveles de cromo hallados en los principales órganos de acumulación (riñón, hígado y pluma) superan a los niveles obtenidos en individuos del mismo género, y en ocasiones de la misma especie, en otras localizaciones, sugiriendo que el entorno del Mar Menor se ve influenciado por los factores de presión de origen antrópico en cuanto al cromo. Además, el nivel medio de selenio en hígado se encuentra muy próximo al límite a partir del cual se produce algún efecto tóxico.

Los resultados obtenidos en el presente estudio junto con la bibliografía consultada, permiten confirmar la utilidad de *Phalacrocorax carbo sinensis*, en la monitorización de estos oligoelementos esenciales en el entorno del Mar Menor.

#### Referencias

- Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR). 2008. Toxicological profile for Manganese (Draft for Public Comment). U.S. Department of Health and Human Services, Public Health Service. Atlanta, Georgia.
- ANSE/UP Taller de Naturaleza Cartagena. 1999. Dirección web: <http://tallernaturalezaupanse.blogspot.com/2009/12/contenidos-tratados-en-la-sesion-9.html> (última consulta: 10 de Julio de 2010).

- Benedicto Albadalejo J, Marín-Guirao L, Guerrero-Pérez J. 2009. El Mar Menor, estado actual del conocimiento científico. Capítulo XI. Epígrafe 2. Instituto Mediterráneo del Agua, Murcia. 1ª Edición.
- Braune BM, Donaldson GM, Hobson KA. 2002. Contaminant residues in seabird eggs from the Canadian Arctic. II. Spatial trends and evidence from stable isotopes for intercolony differences. *Environ Pollut* 117:133-45.
- Burger J, Gochfeld M. 1996. Heavy metal and selenium levels in Franklin's Gull (*Larus pipixcan*) parents and their eggs. *Arch Environ Contam Toxicol* 30, 487-491.
- Burger J, Gochfeld M. 2001a. Metal levels in feathers of cormorants, flamingos and gulls from the coast of Namibia in southern Africa. *Environ Monit Assess* 69:195-203.
- Burger J, Gochfeld M. 2001b. On developing bioindicators for human and ecological health. *Environ Monit Assess* 66:23-46.
- Cid FD, Gatica-Sosa C, Antón RI, Caviedes-Vidal E. 2009. Contamination of heavy metals in birds from Embalse La Florida (San Luis, Argentina). *J Environ Monit* 11:2044-2051.
- Conesa HM, Jiménez FJ. 2007. The Mar Menor lagoon (SE Spain): a singular natural ecosystem threatened by human activities. *Mar Pollut Bull* 54:839-879.
- Cornelis R, Borguet F, De Kimpe J. 1993. Trace elements in medicine. *Anal Chim Acta*. 283:183-189.
- Cramp S. (Ed.). 1988. The Birds of the Western Palearctic, Vol. 5: Tyrant Flycatchers to Thrushes. Oxford University Press, London.
- Del Moral JC, De Souza JA. 2004. Cormorán Grande Invernante en España. II Censo Nacional. SEO/BirdLife. Madrid.
- Diamond AW, Devlin CM. 2003. Seabirds as indicators of changes in marine ecosystems: ecological monitoring on Machias Seal Island. *Environ Monit Assess* 88:153-175.
- Duffy DC, Wilson RP, Wilson MP. 1987. Spatial and temporal patterns in diet in the Cape Cormorant off southern Africa. *Condor* 89, 830-834.
- Eisler, R. 1986. Chromium hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report 85 (1.6). 60 pp.
- Elliot JE, Scheuhammer AM, Leighton FA, Pearce PA. 1992. Heavy metal and metallothionein concentrations in Atlantic Canadian seabirds. *Arch Environ Contam Toxicol* 22:63-73.
- Esteve MA, Carreño MF, Robledano F, Martínez J, Miñano J. 2008. Dynamics of coastal wetlands and land use changes in the watershed: implications for the biodiversity. En: Russo R.E. (Ed.): *Wetlands: Ecology, Conservation and Restoration*. Nova Science Publishers. New York, pp. 133-175.
- Goede AA, Bruin de M. 1984. The Use of Bird Feather Parts as a Monitor for Metal Pollution. *Environ Pollut* 8, 281-298.
- Goutner V, Papagiannis I, Kalfakakou V. 2001. Lead and cadmium in eggs of colonially nesting waterbirds of different position in the food chain of Greek wetlands of international importance. *Sci Total Environ* 267:169-176.
- Honda K, Ymamoto Y, Hidaka H, Tatsukama R. 1986. Heavy metal accumulations in adélie penguin, *Pygoscelis adeliae*, and their variations with the reproductive processes. *Mem. Nstl Inst. Polar Res Spec Issue* 40:443-453.
- Kim EY, Goto R, Tanabe S, Tanaka H, Tatsukawa R. 1998. Distribution of 14 trace elements in tissues and organs of oceanic seabirds. *Arch Environ Contam Toxicol* 35, 638-645.
- Klasing KC. 1998. *Comparative Avian Nutrition*. Cambridge University Press, UK, pp. 234-276.

- Lemly AD. 1993. Guidelines for evaluating selenium data from aquatic monitoring and assessment studies. *Environ Monitor Assess* 28:83-100.
- Lewis SA, Furness RW. 1991. Mercury accumulation and excretion by laboratory reared black-headed gulls (*Larus ridibundus*) chicks. *Arch Environ Contam Toxicol* 21:316-320.
- Marín-Guirao L. 2007. Aproximación ecotoxicológica a la contaminación por metales pesados en la laguna costera del Mar Menor. Tesis Doctoral. Universidad de Murcia.
- Martínez-Orozco JM, Valero-Huete F, González-Alonso S. 1993 Environmental problems and proposals to reclaim the areas affected by mining exploitations in the Cartagena mountains (southeast Spain). *Landscape Urban Plan* 23:195–207.
- Monteiro. 1996. Seabirds as monitors of mercury in the marine environment. *Water Air Soil Pollut* 80:851-870.
- Mora MA, Anderson DW. 1995. Selenium, boron, and heavy metals in birds from the Mexicali Valley, Baja California, Mexico. *Bull Environ Contam Toxicol* 54:198-206.
- Nam DH, Anan Y, Ikemoto T, Okabe Y, Kim EY, Subramanian A, Saeki K, Tanabe S. 2005. Specific accumulation of 20 trace elements in great cormorants (*Phalacrocorax carbo*) from Japan. *Environ Pollut* 134:503–514.
- Ortega M, Nicolás E, Esteve MA, Torres A, Ramírez-Díaz L. 1993. Prioridades en la restauración e integración paisajística de la Sierra Minera de La Unión y Cartagena (Murcia, Sureste de España): inventario, cartografía y tipología de cortas, balsas y escombreras. En: Ortiz-Silla R. (Ed.). *Problemática Ambiental y Desarrollo*, tomo I.V Reunión Nacional de Geología ambiental y Ordenación del Territorio. Sociedad Española de Geología Ambiental y Ordenación del Territorio, Murcia, España, pp. 307-316.
- Pérez-López M, Cid-Galán F, Hernández-Moreno D, Oropesa-Jiménez AL, López-Beceiro A, Fidalgo-Álvarez LE, Soler-Rodríguez F. 2005. Contenido de metales pesados en hígado y plumas de aves marinas afectadas por el accidente del Prestige en la costa de Galicia. *Rev Toxicol* 22:191-199.
- Pérez-Ruzafa A, Gilabert J, Gutierrez JM, Fernández AI, Marcos C, Sabah S. 2002. Evidence of a planktonic food web response to changes in nutrient input dynamics in the Mar Menor coastal lagoon, Spain. *Hydrobiologia* 475/476:359–369.
- Pérez-Ruzafa A, Marcos C. 2003. El Mar Menor. En: *Los recursos naturales de la Region de Murcia. Un analisis interdisciplinar* (C. Martinez, M. A. Esteve and M. Llorens, Coord.). Servicio de Publicaciones, Universidad de Murcia, pp 404-411.
- Repetto, M (Ed.). 1995. *Toxicología Avanzada*. Díaz de Santos. Madrid, 621 pp.
- Robledano F. 1998. Mar Menor. En: *Zonas humedas espanolas incluidas en el Convenio de Ramsar*. Direccion General de Conservacion de la Naturaleza, Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentacion, Madrid, pp. 323-334.
- Saiki MK, Jennings MR, Brumbaugh WG. 1993. Boron, molybdenum, and selenium in aquatic food chains from the lower San Joaquin River and its tributaries, California. *Arch Environ Contam Toxicol* 24:307-319.
- Savinov VM, Gabrielsen GW, Savinova TN. 2003. Cadmium, zinc, copper, arsenic, selenium and mercury in seabirds from the Barents Sea: levels, inter-specific and geographical differences. *Sci Total Environ* 306:133-158.
- Spahn SA, Sherry TW. 1999. Cadmium and lead exposure associated with reduced growth rates, poorer fledging success of little blue heron chicks (*Egretta caerulea*) in South Louisiana Wetlands. *Arch Environ Contam Toxicol* 37:377-384.